

TÉCNICAS DE REHABILITACIÓN DE SUELOS Y ACUÍFEROS

ROSARIO ITURBE ARGÜELLES *
ALEJANDRINA CASTRO RODRÍGUEZ **
ISMAEL MADRIGAL MONÁRREZ ***

- * Investigadora, Instituto de Ingeniería, UNAM**
- ** Técnica Académica, Instituto de Ingeniería, UNAM**
- *** Becario, Instituto de Ingeniería, UNAM**

RESUMEN	iv
1. INTRODUCCIÓN	1
2. CONTAMINACIÓN DE SUELOS Y ACUÍFEROS EN MÉXICO	5
3. METODOLOGÍA Y TÉCNICAS DE REHABILITACIÓN DE SUELOS Y ACUÍFEROS	9
3.1 <i>Metodología para la evaluación de suelos y acuíferos contaminados</i>	9
3.2 <i>Clasificación de las tecnologías para la rehabilitación de suelos y acuíferos contaminados</i>	15
3.3 <i>Sistemas de extracción por vapor</i>	17
3.4 <i>Flujo con soluciones surfactantes</i>	20
3.5 <i>Lavado de suelo fuera del sitio con surfactantes</i>	23
3.6 <i>Estabilización y solidificación</i>	27
3.7 <i>Vitrificación</i>	32
3.8 <i>Biorrestauración</i>	34
3.9 <i>Control hidráulico y sistemas de bombeo y tratamiento</i>	42
3.10 <i>Sistemas de paredes</i>	49
3.11 <i>Tratamiento térmico</i>	52
3.12 <i>Uso de metales de valencia cero</i>	57
3.13 <i>Rehabilitación electrocinética</i>	59
3.14 <i>Costos de operación</i>	61
3.15 <i>Tablas resumen</i>	61
4. MARCO LEGAL	69
4.1 <i>Legislación ambiental mexicana</i>	69
4.2 <i>Legislación mexicana en materia de residuos peligrosos</i>	70
4.3 <i>Legislación mexicana sobre contaminación del suelo</i>	72
4.4 <i>Criterios de limpieza para la rehabilitación de suelo y agua subterránea</i>	77
5. REFERENCIAS	79
APÉNDICE	87
A.1 <i>El agua subterránea</i>	87
A.2 <i>Comportamiento de los compuestos químicos</i>	92

ABSTRACT

Site contamination by a variety of chemical compounds has become a major environmental issue in several industrialized and industrializing countries during the last years. Industrial activities and related waste management facilities are responsible for many contaminated site problems. Once a chemical constituent is released into the soil, it may be transported and/or transformed in a variety of complex ways. This paper is focused on the basic principles involved in the effective management of contaminated sites via the use of appropriate diagnostic tools to determine the degree of contamination. The main technologies for soil remediation are also described.

RESUMEN

La contaminación de suelos por una variedad de compuestos químicos ha sido uno de los principales problemas ambientales en los últimos años, en los países industrializados. Las actividades industriales y el manejo inadecuado de los desechos relacionados con ellas son la causa de muchos problemas de contaminación. Una vez que los compuestos químicos son liberados en el suelo, pueden migrar y/o transformarse según una variedad de procesos complejos. Este trabajo se propone definir los conceptos básicos, relacionados con el manejo efectivo de los sitios contaminados, vía el uso de herramientas apropiadas para diagnosticar el grado de contaminación. Se describen además las principales técnicas para rehabilitar suelos contaminados.

1. INTRODUCCIÓN

En los últimos años los esfuerzos en el área de la hidrogeología se han dirigido a los problemas relacionados con la contaminación del subsuelo y los acuíferos y, en especial, a las tecnologías de saneamiento o rehabilitación¹ de suelos y acuíferos.

Desde la década de los 60 se empezaron a tomar algunas medidas, en distintos países, para limpiar sitios contaminados por la emisión de cierto tipo de residuos. Esto motivó el estudio de aspectos que se interrelacionan y que requieren la participación de distintas disciplinas; así, para este tipo de problemas de sitios contaminados fue necesario llevar a cabo estudios en geología, geotecnia, hidrogeología, geoquímica, biología y química. En los años posteriores, se involucró también la bioquímica y, en general, la biotecnología, debido a las transformaciones de muchos compuestos tóxicos que en el subsuelo pueden volverse inocuos mediante la participación de bacterias que, con las condiciones adecuadas, son capaces de biodegradar los compuestos químicos. A esta última técnica se le llama biorrestauración.

Aun cuando en la actualidad el área dedicada a atenuación y rehabilitación de suelos y acuíferos contaminados se ha diversificado, y en muchos países se han asignado fuertes sumas de dinero para desarrollar nuevas tecnologías, es un hecho que los problemas continúan y existen países en los que se ha hecho muy poco al respecto, principalmente por razones económicas.

¹ En este trabajo, para denominar al “conjunto de actividades tendientes a la recuperación y restablecimiento de las condiciones que propician la evolución y continuidad de los procesos naturales”, se usarán las palabras *restauración*, *rehabilitación* o *saneamiento*. Se evitará el anglicismo *remediación*, que no está registrado en los diccionarios de español ni en la Ley General de Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente, de donde proviene la definición aquí citada.

En México, debido al acelerado crecimiento de la población y a las actividades agrícolas e industriales, se ha causado un notable deterioro en la calidad ambiental, así como una acelerada generación de residuos de todo tipo. Se estima que se generan 450 000 t de residuos al día, de los cuales 14 000 t, aproximadamente, corresponden a residuos peligrosos (Instituto Nacional de Ecología, 1996a). Esto ha hecho que México cuente con gran cantidad de sitios contaminados por diversas actividades y que, en la mayoría de los casos, se desconozcan los niveles de afectación debido a la falta de monitoreo.

El costo que representa la aplicación de las tecnologías de rehabilitación es muy elevado y no se ha asimilado la idea de que es más costoso limpiar que controlar la contaminación o evitarla. En Estados Unidos, el costo de la restauración de los sitios que comprende el Superfund se ha estimado en 750 000 millones de dólares y se considera que esta cantidad aumentará en el futuro (Wilson y Clarke, 1994). Por lo anterior, aunque cada día se conocen más técnicas de rehabilitación, es necesario conocer en cada caso cuál o cuáles pueden ser más efectivas y adecuadas según las características del subsuelo y el tipo de contaminante que se quiera limpiar. No hay que olvidar que una tecnología puede resultar exitosa para un sitio contaminado mientras en otro, con condiciones diferentes, la misma puede no tener la eficiencia esperada, por lo que el análisis debe llevarse a cabo caso por caso.

En consecuencia, es de suma importancia contar con la normatividad específica que reduzca el riesgo de contaminación, pero tomando en cuenta el uso que el sitio va a tener o bien la influencia que puede tener hacia en lugares debido a la migración de los contaminantes a través del flujo subterráneo.

Existen tecnologías muy prometedoras que aún se encuentran en estudio y otras, como la vitrificación que, aunque pueden tener ventajas, son sumamente costosas y por ello de pocas posibilidades de aplicación. Para México es de gran importancia contar con expertos en el tema, quienes puedan tomar decisiones respecto a las tecnologías que se ofrezcan y, en su momento, sean capaces de adaptar las tecnologías existentes para que su funcionamiento sea óptimo en las condiciones específicas del sitio de aplicación.

Para tomar decisiones en cuanto a la mejor técnica para restaurar un sitio contaminado se requieren los siguientes pasos:

1. Conocer las características hidrogeológicas del sitio
2. Conocer las características de los contaminantes que se quiere remover
3. Conocer el área afectada (área de la mancha contaminante) y los niveles de concentración
4. Contar con normas o criterios que, de acuerdo con estudios de riesgo para la salud y ecológico, se asignen según el uso de cada sitio, a fin de saber hasta qué niveles de concentración se requiere llegar con la rehabilitación
5. Analizar cada técnica de acuerdo con los pasos anteriores
6. Llevar a cabo un análisis de costo y beneficio de las opciones para cada sitio

En este trabajo se pretende llevar a cabo una recopilación de las tecnologías de restauración más utilizadas en el mundo, señalando sus principales características.

2. CONTAMINACIÓN DE SUELOS Y ACUÍFEROS EN MÉXICO

En México existen diferentes fuentes generadoras de contaminación de suelos y acuíferos, dependiendo de las actividades que se desarrollan en cada zona; sin embargo, la contaminación por hidrocarburos es la más ampliamente distribuida en el país. Al iniciarse con gran auge las diferentes actividades industriales petroleras, en el manejo y desecho de los hidrocarburos no se tomó en cuenta la repercusión que causarían estos al infiltrarse en el subsuelo; por ello, en la actualidad es común encontrar zonas contaminadas desde hace años debido a actividades inadecuadas que permiten su infiltración en el subsuelo, así como a fugas de hidrocarburos por accidentes o manejo inapropiado. La contaminación de suelos y acuíferos ocasionada por la industria petrolera se presenta durante las actividades de extracción, refinación, petroquímica, transporte, distribución, almacenamiento y comercialización, ya que existe un potencial de contaminación del ambiente por la emisión de humos, polvos, gases y descargas de aguas de desecho. En las actividades de extracción, se observan derrames y explosiones de hidrocarburos, acumulación de residuos de perforación y lodos aceitosos. En refinación y petroquímica, se requieren grandes extensiones de terreno para la construcción de tanques de almacenamiento, así como plantas industriales de transformación, sistemas para la generación y distribución de fluidos, vapores y de enfriamiento de agua, donde es factible tener problemas en la operación que causan contaminación en el ambiente. Las redes de ductos de distribución están sujetas a riesgos de accidentes de diversa índole, derrames, explosiones, incendios y fuga de gases. El almacenamiento en tanques está en una situación similar. Las tuberías, ductos y tanques de almacenamiento de los combustibles, generalmente no se revisan con la frecuencia requerida, por lo que no se toman las medidas preventivas necesarias y los casos se atienden cuando ocurre una ruptura. Por otra parte, las instalaciones petroleras están a la intemperie y una gran parte se encuentra en zonas costeras, donde la corrosión destruye los elementos metálicos. Otros derrames de hidrocarburos que ocurren accidentalmente

son causados por las volcaduras de pipas. En los sitios de comercialización se manejan volúmenes menores de hidrocarburos y derivados (gas doméstico, petróleo diáfano, diesel, gasolinas, grasas, aceites, solventes, resinas), pero comúnmente no se cuenta con dispositivos adecuados para controlar emisiones y derrames en el suelo ni con sistemas de recuperación (Madrigal, 1998).

En la década de los 90, se inició en México la exploración y saneamiento del subsuelo contaminado por hidrocarburos, con las limitantes que la economía del país ha impuesto (Lasser, 1995). Sin embargo, la hermeticidad con que se maneja la información de carácter ambiental en nuestro país, tanto por parte de las autoridades como de las empresas involucradas, hace que no se cuente con los datos suficientes para tener una panorámica real de los trabajos de saneamiento de los sitios contaminados desarrollados en México.

De acuerdo con el volumen total de hidrocarburos que manejan en sus diferentes actividades los tres principales generadores de contaminación en el país son: Petróleos Mexicanos (PEMEX), Comisión Federal de Electricidad (CFE) y Ferrocarriles Nacionales de México (FNM) (Madrigal, 1998).

Revisando las memorias de las labores de PEMEX en los últimos seis años, se puede apreciar que la protección del medio ambiente es un aspecto relevante en años recientes y hay especial atención en la realización de auditorías de seguridad industrial. Se puede observar en estos informes que las cuatro empresas de PEMEX: Exploración y producción, Refinación, Gas y petroquímica básica, y Petroquímica, trabajan de forma independiente en el saneamiento de sitios contaminados. Refinación es la que presenta mayor actividad en este renglón; sin embargo, la información que proporciona es demasiado general y no permite evaluar de forma muy crítica el desarrollo de sus actividades. Los principales trabajos de rehabilitación llevados a cabo por PEMEX se muestran en la tabla 2.1.

Respecto a los trabajos desarrollados por la CFE en materia de protección ambiental, el 1 de octubre de 1993 se creó la Gerencia de Protección Ambiental, con el objetivo de atender lo relativo al medio ambiente en todas las etapas de cada proyecto eléctrico: estudios de campo, selección de sitios, estudios de factibilidad, diseño, construcción y operación.

Tabla 2.1 Informes de actividades de pemex en materia de rehabilitación de sitios contaminados (adaptado de PEMEX, por Madrigal, 1998)

Año	División	Actividades de rehabilitación de sitios
1996	Refinación	Menciona la rehabilitación del terreno de la exrefinería de Azcapotzalco, donde se realizaron sondeos al suelo hasta alcanzar 4 m de profundidad, de los que queda como testigo un pozo de monitoreo central, y con lo que se comprobó que no existe peligro alguno para la ciudadanía. Se iniciaron en 1996 los estudios de evaluación de suelos afectados en las refinerías de Madero, Minatitlán, Salamanca y Tula, en la terminal marítima de Pajaritos y en la terminal de almacenamiento y distribución de Mexicali. Con la información de los estudios, se procederá a iniciar los programas de saneamiento para rehabilitar las áreas afectadas. Se efectuaron los estudios de evaluación de 28 instalaciones y se inició el saneamiento de las estaciones de bombeo de Linares y Montemorelos, NL, las terminales de almacenamiento y distribución de Mérida, Yuc, San Rafael, NL, Arriaga, Chis, Guadalajara, Jal, Poza Rica, Ver, Mexicali, BC y la terminal marítima de Pajaritos, Ver.
1995	Exploración y producción	Señala la restauración de 239 ha de terreno afectadas por hidrocarburos. Se realizó el saneamiento de 46 presas de desperdicios de perforación y la recuperación de 543 MB (miles de barriles) de fluido aceitoso. Se corrigieron 175 fugas derivadas de instalaciones, y se logró levantar 89 % de los fluidos derramados.
	Pemex refinación	Respecto a los programas de rehabilitación, se atendieron durante 1995 las estaciones de rebombeo de Linares y Montemorelos, NL, y las terminales de almacenamiento y distribución de Mérida, Yuc, San Rafael, NL, Arriaga, Chis y Veracruz, Ver. Estas aún se encuentran en etapa de saneamiento, tanto en mantos freáticos como en suelos. Estas actividades continuarán en 1996. Adicionalmente y derivado de la atención a las recomendaciones de las auditorías ambientales ya realizadas, en 1996 se iniciarán los estudios de evaluación de suelos afectados en las refinerías de Madero, Minatitlán, Salamanca y Tula, en la terminal marítima de Pajaritos y en la terminal de almacenamiento y distribución de Mexicali. Con la información de los estudios, se procederá a iniciar los programas de saneamiento para restaurar las áreas afectadas. Una actividad prioritaria que se iniciará en breve es la evaluación del suelo en el área norte de la exrefinería de Azcapotzalco.
	Petroquímica	Se evaluó la contaminación en suelos, subsuelo y mantos freáticos, de acuerdo con la normatividad ambiental de los Estados Unidos aceptada por la PROFEPA. En esta etapa se efectuaron los estudios de evaluación de los complejos Cosoleacaque, la Cangrejera y Pajaritos, encargados a compañías internacionales.

En 1995 se llevaron a cabo 34 inspecciones a instalaciones eléctricas de todo tipo y se realizaron las primeras seis auditorías a centrales termoeléctricas, ya que en 1994 el 54 % de la capacidad productiva de la CFE era suministrada por termoeléctricas que consumen hidrocarburos. También se participó, con las autoridades, en la revisión del marco jurídico y la elaboración de nuevas normas. Se realizaron además 112 gestiones de obras y proyectos con el Instituto Nacional de Ecología.

Finalmente, se han adoptado medidas en los casos de desocupación de un proyecto dado y en los de desechos de residuos potencialmente peligrosos. En los primeros, se busca restaurar las condiciones de equilibrio natural, y en los segundos, ubicar los desechos en sitios y condiciones que garanticen su seguridad e inocuidad durante un plazo tan largo como sea necesario. Sin embargo, con respecto al tema de la rehabilitación de sitios contaminados, no existe ningún documento de acceso público que demuestre la realización de trabajos por parte de CFE.

En FNM, los aspectos de protección ambiental no fueron considerados de manera formal sino hasta 1993, cuando se creó el Comité de Protección Ambiental. Paralelamente a la creación de este comité, se inició un plan maestro para ser desarrollado en el periodo 1993-1996. Este plan contemplaba la realización de auditorías ambientales en las 56 instalaciones de FNM en el territorio nacional.

Seis meses después, se inició un programa de caracterización y análisis de áreas contaminadas. Estos estudios revelaron contaminación en 90 % de los casos debido a hidrocarburos, principalmente diesel y aceite, y se encontraron además, en pequeñas concentraciones, plomo, cromo y vanadio, entre otros. Este programa de caracterización de sitios finalizó a principios de 1997. Para 1995, con base en los resultados de la fase de caracterización, se puso en marcha el programa de rehabilitación de sitios contaminados para ser cubierto en el periodo 1995-2001, con un presupuesto aproximado de 40 millones de dólares. Actualmente, este programa cubre la rehabilitación de cinco sitios, donde se presentaron índices de contaminación en suelo y mantos freáticos someros: San Luis Potosí, SLP, Acámbaro, Gto, Marías Romero, Oax, Monterrey, NL y Mazatlán, Sin. La inversión en el saneamiento de estos sitios es de aproximadamente cuatro millones de dólares. Los trabajos de rehabilitación empleados en estos lugares, han utilizado principalmente la tecnología de biorrestauración, además de bombeo y tratamiento, sistemas de venteo, barreras hidráulicas, y excavación y desecho final.

3. METODOLOGÍA Y TÉCNICAS DE REHABILITACIÓN DE SUELOS Y ACUÍFEROS

El subsuelo y el agua subterránea tienen cierta capacidad de depuración natural que depende de las características del mismo subsuelo y sus contaminantes. Esta capacidad es evidente durante el tiempo en que los contaminantes que ingresan y permanecen en la zona vadosa o en la zona saturada se degradan o transforman en compuestos no peligrosos. Sin embargo, esta capacidad de autodepuración es limitada y cuando se sobrepasa es necesario aplicar técnicas de rehabilitación (Zoller, 1994).

La evaluación previa del sitio es el requisito previo indispensable para determinar la necesidad de sanear un lugar contaminado. La selección de la estrategia y tecnología de rehabilitación requiere del conocimiento previo de las características hidrogeológicas del sitio, así como de las propiedades físicas y químicas de los compuestos contaminantes que se desea remover y de los niveles de concentración que se debe satisfacer, de acuerdo con la normatividad y con los resultados del análisis de riesgos para la salud y ecológico.

El objetivo de este capítulo es presentar una revisión de las tecnologías de rehabilitación comúnmente utilizadas en los programas de limpieza de sitios contaminados en Estados Unidos, Canadá y Europa.

3.1 Metodología para la evaluación de suelos y acuíferos contaminados

En México existe poca experiencia en el diagnóstico y saneamiento de sitios contaminados y tampoco hay una normatividad que indique criterios para definir los niveles de limpieza.

Para determinar el tipo de muestreo y las técnicas de restauración adecuadas al problema, se requiere el conocimiento previo del sitio y la forma de transporte del contaminante, de acuerdo con las características hidrogeológicas. Esto en ocasiones no se lleva a cabo, sino que se aplican directamente técnicas de otros países, sin analizar con detalle la posibilidad de éxito, dadas las características del sitio. La consecuencia es una práctica ineficiente, y en ocasiones equivocada, de limpieza de sitios contaminados, donde al término de la aplicación de una técnica de restauración, permanecen con altos niveles de contaminación.

En la bibliografía internacional se encuentra una gran cantidad de referencias y manuales que resumen diferentes metodologías y protocolos, tanto para el diagnóstico de sitios contaminados como para la selección de técnicas de saneamiento. Por múltiples razones, dichos lineamientos deben, en el mejor de los casos, adecuarse a la realidad mexicana, y en algunas ocasiones desecharse por ser inaplicables a ella.

En este trabajo se presentan los lineamientos para el diagnóstico de sitios contaminados por hidrocarburos, así como para seleccionar las técnicas de saneamiento técnica y económicamente adecuadas para México (Iturbe y Navarro, 1997).

La metodología debe considerar las siguientes preguntas:

- 1) ¿Qué hidrocarburos están causando el problema? ¿Cuál es la causa de la contaminación?
- 2) ¿Qué parámetros se van a determinar *in situ*?
- 3) ¿Qué tipo de muestreo se va a realizar (equipo y tipo de muestra)?
- 4) ¿Qué técnicas analíticas se van a emplear?
- 5) ¿Qué factores se van a considerar en el análisis de riesgos para la salud y ecológico?
- 6) ¿Cómo se van a establecer los criterios de limpieza?
- 7) ¿Cómo se seleccionarán las técnicas de saneamiento?

Fuentes de contaminación

La identificación de las fuentes que causaron la contaminación del suelo en zonas afectadas por actividades industriales conduce directamente, a partir de la experiencia en campo, a ubicar dónde se encuentran las principales instalaciones por las cuales pueden ocurrir derrames, así como las prácticas inadecuadas del manejo de los residuos, peligrosos o no.

Conocer la fuente de contaminación no siempre es factible, sobre todo en sitios donde la contaminación es producto de muchos años de prácticas inadecuadas.

Parámetros por considerar

Para determinar los parámetros que deben medirse en el sitio contaminado se requieren dos antecedentes:

- a) identificación del tipo de hidrocarburos que están produciendo el problema
- b) caracterización del subsuelo e hidrogeología del sitio

Parámetros para evaluar la magnitud y extensión de la contaminación

Los parámetros indicadores de la contaminación del suelo o del agua subterránea por hidrocarburos, son: hidrocarburos totales del petróleo (TPH, por sus siglas en inglés), compuestos orgánicos volátiles (VOC), hidrocarburos poliaromáticos (PAH), benceno, tolueno, etilbenceno y xileno (BTEX), además de los metales: cromo, níquel, plomo, vanadio y zinc.

Según la naturaleza del problema que se evalúe, se seleccionan los parámetros adecuados. Por ejemplo, cuando el problema se identifica claramente con un derrame de gasolinas, se evalúan típicamente BTEX y plomo; pueden incluirse, además, compuestos tales como MTBE, alcanos como 3-metilpentano, n-heptano o 2,2,4-trimetilpentano, aromáticos como 1,2,4-trimetilbenceno y naftaleno, para determinar con detalle la contaminación. El parámetro PAH es el indicador apropiado cuando el problema es de diesel en el subsuelo.

Con frecuencia, ocurre que solo se consideran las mediciones en campo de las concentraciones de TPH y VOC en suelos contaminados por hidrocarburos. Esos parámetros serán adecuados cuando la meta sea el área contaminada, pero serán insuficientes para evaluar la magnitud de la contaminación, principalmente cuando se trata de la presencia no reciente de combustibles en suelo o en agua subterránea.

Otros parámetros que se consideran en estudios de sitios contaminados por las instalaciones de refinación o de energía eléctrica son: PCB, por la posibilidad de derrames de askareles de los transformadores; así como aquellos compuestos generalmente asociados con los desechos de ácidos empleados como catalizadores en algunos procesos en las plantas de refinación, como el ácido fluorhídrico. La importancia de la detección de estos compuestos radica en que son indicadores de la desorción de los hidrocarburos más pesados del suelo contaminado.

En cuanto a la medición de metales en suelo, es necesario, además de detectarlos, contar con la medición del pH del suelo y del potencial de oxidación-reducción, para evaluar la posibilidad de lixiviación y ponderar el transporte hacia el agua subterránea.

Parámetros para caracterizar suelos e hidrogeología

Respecto a las características del subsuelo, se requieren los siguientes parámetros:

- Estratigrafía del sitio
- Permeabilidad y porosidad
- Profundidad del nivel estático
- Tipo y profundidad del acuífero subyacente

Dependiendo del tipo de suelo de que se trate, se escogerá el tipo de sondeo y muestreo, pues en rocas muy duras el muestreo puede resultar demasiado costoso y poco eficiente para la obtención de muestras contaminadas. En estos casos es más práctico obtener muestras de agua únicamente.

Parámetros para definir los niveles de limpieza

Los principales criterios para seleccionar los parámetros a partir de los cuales se definen las metas de limpieza consideran los contaminantes más tóxicos y más persistentes, que presentan mayor movilidad y se detectan con mayor frecuencia, por lo que representan un riesgo para la población expuesta.

Cuando el acuífero se localiza a poca profundidad y es una fuente de abastecimiento, es necesario medir las concentraciones de los contaminantes en muestras de suelo y de agua, dado que el nivel de limpieza o protección será la concentración en suelo que garantice que en el acuífero se cumplen los criterios para cuerpos de abastecimiento. Otros criterios que influyen en la selección de los parámetros son el tipo de suelo, la profundidad a la cual se encuentra la pluma contaminante y las condiciones físico-químicas que favorezcan la desorción de los compuestos del suelo, principalmente cuando se trata de ciertos metales y otros compuestos orgánicos poco solubles, los cuales en otras condiciones se consideran de baja movilidad.

Estrategia del muestreo

El muestreo es el aspecto más importante en el trabajo de diagnóstico de un sitio contaminado, ya que con este se identifica el nivel de contaminación y la extensión de área dañada. Para llevar a cabo el diseño del muestreo se debe determinar:

Tipo de muestreo: agua, suelo o vapores

Ubicación de los puntos de muestreo

Número de puntos de muestreo

Tipo de muestreo

El tipo de muestra que se debe obtener depende del tipo y permeabilidad del suelo, así como de la naturaleza y extensión de la contaminación.

Vapores

El muestreo de vapores *in situ* se utiliza con frecuencia y se emplea un detector específico. Para su aplicación se requieren sondeos, de preferencia a diferentes profundidades, en los cuales se introduce la sonda y se toma la lectura.

Este tipo de muestreo es conveniente para tener una idea general de la magnitud de la contaminación; sin embargo resulta limitante debido a que:

- a) con los datos de muestras en vapores no es posible aplicar el análisis de riesgo para la salud, ya que la metodología de este considera concentraciones en suelo o en agua.
- b) los compuestos volátiles totales pueden no dar una idea precisa de los hidrocarburos presentes en la zona contaminada.

Agua

El muestreo de agua es importante cuando el nivel estático se encuentra a poca profundidad. En este tipo de muestreo se instalan piezómetros o pozos a una profundidad por debajo del nivel estático a fin de obtener las muestras, que deberán extraerse con las precauciones necesarias de acuerdo con los parámetros por analizar.

El muestreo de agua también es conveniente en sitios donde el terreno es muy duro y es difícil obtener núcleos de suelo para analizar.

Suelo

El muestreo de suelo es adecuado en la zona no saturada, que es la que primero se contamina, pero también se emplea para obtener muestras de la zona saturada.

Se realiza en general mediante la perforación del subsuelo, a la profundidad requerida, con un método que no contamine o agregue alguna sustancia a la muestra. Los métodos de perforación suelen ser a través de rotación o hincado por golpeo.

Ubicación de los puntos de muestreo

Uno de los factores más importantes en el diseño del muestreo es la ubicación de los puntos para muestrear, sean vapores, agua o suelo. Los factores por considerar son los siguientes:

- La selección debe realizarse con base en la dirección del flujo de agua subterránea; si el nivel estático está a gran profundidad, debe considerarse la pendiente del terreno cuando se trate de derrames superficiales, ya que la contaminación escurrirá por el terreno y posteriormente se infiltrará verticalmente por la zona no saturada.
- Debe considerarse la instalación de al menos un punto de muestreo gradiente hidráulico arriba de la zona más contaminada o de la fuente de contaminación, a fin de que sirva como punto testigo para comparar con la zona contaminada.

Número de puntos de muestreo

El número de puntos de muestreo debe ser suficiente para lograr establecer la extensión de la contaminación, así como las zonas principales de migración horizontal; sin embargo, el costo se eleva considerablemente a mayor número de puntos de muestreo y análisis, por lo que estos deben ser los mínimos necesarios.

Definición de niveles de limpieza

En las normas mexicanas no se mencionan criterios para la evaluación de suelos contaminados. Los únicos parámetros mencionados en las publicaciones se refieren a la caracterización de residuos peligrosos y en este caso no son aplicables, dado que los suelos contaminados no se pueden clasificar como residuos.

La evaluación del riesgo para la salud es la mejor herramienta disponible para analizar los posibles efectos indeseables para la población expuesta a las sustancias contaminantes en un sitio dado. Sin embargo, para aplicar sistemáticamente esta metodología a la realidad mexicana es necesario realizar varias adecuaciones que a continuación se señalan.

Las principales reservas provocadas por esta metodología para establecer el riesgo y niveles de limpieza están relacionadas con su representatividad real para efectos en la salud de la población mexicana y para incorporar con certidumbre los efectos a largo plazo. Por ello, es conveniente revisar tanto las deficiencias nutricionales como el estado de salud de la población para establecer cómo expresarlos, si ello es factible, en la estimación de los valores toxicológicos señalados en la literatura internacional. Adicionalmente, sería idóneo contar con valores estandarizados para todos los estudios que se realicen en México, sobre variables como la esperanza de vida del mexicano, peso corporal de niños y adultos, dosis de ingestión diaria y absorción por fracción ingerida, que permitan homogeneizar resultados y a la vez faciliten la comunicación pública del riesgo.

Para aproximarse a una evaluación de los efectos a largo plazo es necesario incorporar criterios de estimación de la movilidad de los contaminantes de interés, principalmente en suelos donde se espera que domine el transporte horizontal, de manera que los niveles de limpieza reflejen tanto la posibilidad de inmovilidad de los contaminantes como la migración a largo plazo.

Hasta la fecha ha sido común consultar los niveles de limpieza recomendados en referencias internacionales. Sin embargo, es necesario establecer criterios bajo los cuales dichos datos sean considerados como guías, y no necesariamente metas, para el saneamiento en sitios contaminados. Cabe recordar que el tipo de geología en México no es el común denominador en los países que desarrollan las tecnologías de restauración; con frecuencia los acuíferos se encuentran a pocos metros de profundidad en esos lugares. Por otra parte, existen diferencias en salud y sanidad pública, entre otras desigualdades por considerar.

3.2 Clasificación de las tecnologías para la rehabilitación de suelos y acuíferos contaminados

Las tecnologías más utilizadas para la rehabilitación de suelos y acuíferos contaminados se pueden llevar a cabo tanto en el mismo sitio del problema como fuera de él, por lo que

algunos autores presentan dos categorías (Rorty *et al*, 1992): tratamiento *in situ* y tratamiento fuera del sitio. Así mismo, las tecnologías se clasifican, de acuerdo con el tipo de proceso aplicado, en: físicas, químicas, biológicas y térmicas (Kofi, 1996).

- Tratamiento físico. Algunos constituyentes químicos presentes en sitios contaminados se tratan a través de procesos de separación y purificación, como filtración, centrifugación, flotación, destilación, evaporación, extracción por solventes, ósmosis inversa, intercambio iónico, adsorción por carbón activado, decantación e inmovilización de constituyentes por solidificación. Este tipo de técnicas generalmente no alteran la composición química de los contaminantes. Los procesos físicos son ocasionalmente utilizados como única opción de tratamiento final para cualquier material contaminado. En general, los objetivos de la mayor parte de los tratamientos físicos consisten en separar los materiales peligrosos de los que son considerados como menos peligrosos.
- Tratamiento químico. Ciertos tipos de productos químicos o materiales contaminantes pueden separarse o hacerse menos peligrosos a través de procesos de tratamiento químico. Por ejemplo, ciertos solventes pueden usarse para remover átomos de cloro de materiales peligrosos clorados, de modo que los compuestos tóxicos se conviertan en compuestos menos tóxicos, más compuestos solubles en agua. Los productos de las reacciones químicas comúnmente presentan un menor grado de dificultad para ser removidos del suelo y son más fácilmente tratados.
- Tratamiento biológico. El tratamiento biológico ha llegado a ser, desde el punto de vista costo-beneficio, una alternativa tecnológica viable para tratar una amplia variedad de contaminantes orgánicos. Los procesos biológicos pueden transformar un material peligroso en elementos no tóxicos como agua, dióxido de carbono y otros productos inocuos, mediante el uso de microorganismos. El tratamiento biológico es una opción muy sensible a los cambios en la composición y concentración orgánica de los contaminantes por ser tratados. Por otro lado, el tratamiento microbiológico no tiene efecto en disolver sustancias inorgánicas; incluso, niveles significativos de compuestos orgánicos e inorgánicos pueden inhibir la actividad biológica o aun eliminar los microorganismos.
- Tratamiento térmico. Las tecnologías de tratamiento térmico emplean calor para destruir o transformar los contaminantes de interés. Los procesos de destrucción térmica

controlan la temperatura y el oxígeno disponible, y transforman los materiales peligrosos en dióxido de carbono y otros productos de combustión. La degradación térmica es aplicable a materiales contaminados que contienen concentraciones significativas de compuestos orgánicos y que pueden ser utilizados a través de los diferentes tipos de incineración (Kofi, 1996).

Existen además medidas de contención con el objetivo de prevenir o reducir significativamente el tránsito de la contaminación en el suelo o en el agua subterránea. En general, los métodos de contención son desarrollados cuando existen grandes extensiones de superficies contaminadas, donde es imposible excavar y remover los contaminantes debido a un riesgo potencial o altos costos.

La principal ventaja de estos sistemas es que previenen una mayor migración de la pluma de contaminación, y permiten una reducción de la contaminación en sitios donde la fuente es desconocida, inaccesible, o donde se requiere mucho tiempo para desarrollar las medidas de saneamiento.

Las tecnologías de contención disponibles son el bombeo de agua subterránea, los sistemas de trincheras de intersección y las paredes de contención.

3.3 Sistemas de extracción por vapor

El sistema de extracción por vapor (SVE) es una tecnología de tratamiento *in situ* que ha sido ampliamente utilizada para la rehabilitación de la zona vadosa o no saturada de sitios contaminados con compuestos orgánicos volátiles (VOC), orgánicos semivolátiles (SVOC) y líquidos no acuosos (NAPL) que pueden estar atrapados en la zona no saturada, como saturación residual, y en la zona saturada, como productos flotantes (Charbeneau *et al*, 1992; Clifford *et al*, 1994).

La extracción de vapor consiste en lavar el suelo contaminado con un flujo de aire a través del suelo, mediante la instalación de pozos de extracción en los que se aplica el vacío. El sistema se conoce también como volatilización *in situ*, volatilización mejorada, aireación del suelo *in situ*, aireación forzada del suelo, remoción *in situ* por chorro de aire o extracción al vacío (USDE, 1997).

La técnica se basa en un pozo de vacío, por el cual se induce el flujo de vapor a través del subsuelo, con lo que aumenta el grado natural de volatilización. Con este proceso los VOC son arrastrados del suelo y pasan a la fase de vapor. El vacío actúa desorbiendo los compuestos de la zona no saturada y, por otro lado, incrementa la aeración del suelo con lo que se aumentan las posibilidades de biodegradación de los compuestos más pesados, que no pueden ser arrastrados durante el sistema de vacío (Johnson *et al*, 1990, fig 3.1).

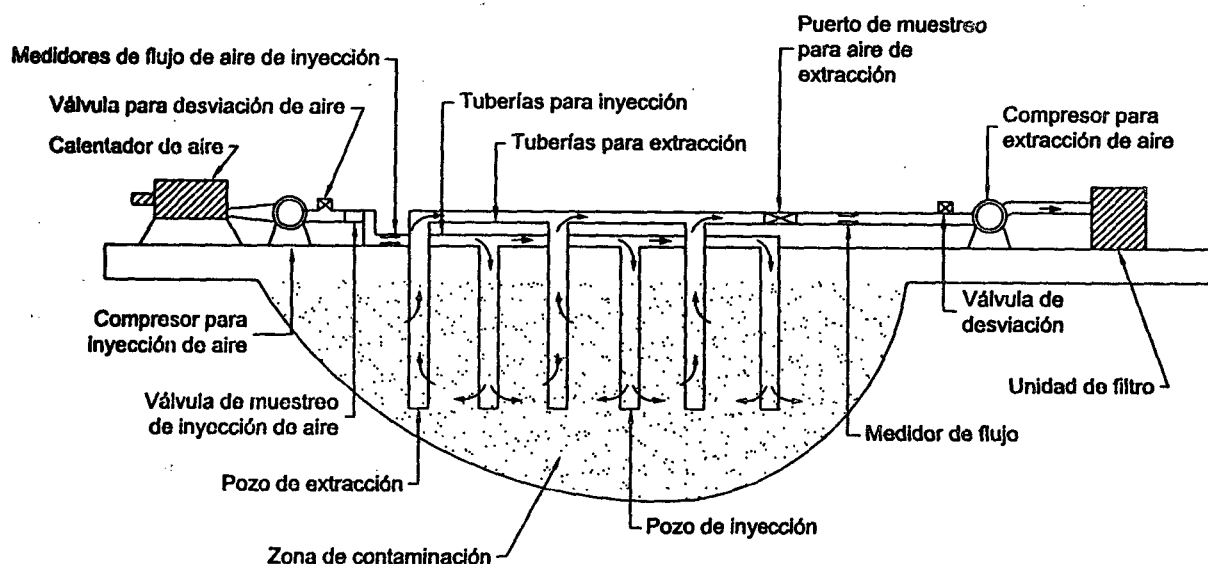


Fig 3.1 Sistema de extracción por vapor (Cole, 1994)

Un gran número de factores deben tomarse en cuenta para diseñar y operar con éxito el sistema de extracción por vapor. Las variables de mayor influencia se refieren a las características del suelo: tipo de suelo, profundidad del acuífero, porosidad, permeabilidad, contenido de agua y contenido de carbono orgánico.

Los suelos arenosos o de grano grueso, secos y con bajo contenido de carbono orgánico son más rápida y fácilmente limpiados que un suelo de grano fino y con alto contenido de carbono orgánico, ya que los compuestos se adsorben más a las partículas del suelo.

El grupo principal de contaminantes que remueve el sistema SVE son los VOC y algunos combustibles. La tecnología es típicamente aplicable solo a compuestos volátiles que presenten valores de la constante de la Ley de Henry mayores de 0.01 o una presión de vapor mayor de 0.5 mm Hg. El sistema SVE no remueve hidrocarburos pesados, diesel, metales, PCB o dioxinas (USEPA, 1997a; Rulkens *et al*, 1993) y es más aplicable para

productos químicos con una gran cantidad de fracciones ligeras (por ejemplo, gasolinas) que para los que contienen una mayor proporción de fracciones pesadas (por ejemplo, diesel).

El sistema SVE ha removido de forma eficiente benceno, tolueno, etilbenceno, xileno, naftaleno, percloroetileno, tricloroetileno, tricloroetano, butanos, pentanos, hexanos y gasolinas. Este sistema puede remover contaminantes de mezclas de hidrocarburos clorados y alcoholes como metanol, etanol y propanol (Cole, 1994).

Una de las ventajas asociadas con el sistema de extracción por vapor es que su impacto ambiental es bajo y los disturbios en el sitio son mínimos. El costo es por lo general menor que el de otras tecnologías y es posible tratar grandes volúmenes de suelo. Los sistemas de extracción por vapor son relativamente fáciles de instalar y utilizar; los tiempos de limpieza son cortos, y el material tóxico se remueve del suelo y posteriormente se destruye, en vez de ser retenido y reubicado.

Los factores que limitan la aplicabilidad y el éxito del proceso SVE son (Wehrle, 1993; Cole, 1994):

- Los suelos compactados o con un alto contenido de humedad (mayor de 50 %) tienen una reducida permeabilidad al aire por lo que se requiere un alto nivel de vacío para remover los contaminantes. Esto provoca incremento de los costos y baja eficiencia en la operaciones.
- En suelos con grandes variaciones de permeabilidad, se requiere una amplia red de pozos de extracción, de lo cual puede resultar una desigual remoción de contaminantes en la zona afectada.
- Se aplica solo en suelos de alta permeabilidad con conductividades hidráulicas mayores de 10^{-3} cm/s.
- Los suelos con alto contenido orgánico o excesivamente húmedos tienen una alta capacidad de sorción de VOC, lo cual provoca una reducción en los niveles de remoción de contaminantes.
- Las emisiones de vapor pueden requerir tratamiento, a fin de eliminar el posible daño al público y al ambiente.

- Como resultado del tratamiento de los vapores contaminados, los líquidos residuales y el carbón activado usado pueden requerir tratamiento y/o disposición final¹.
- Las fluctuaciones del nivel freático reducen la eficiencia ya que incrementan la disolución de hidrocarburos solubles.
- Altos volúmenes de escurrimientos saturan la zona vadosa originando una reducción en la eficiencia del método.
- Los suelos con temperaturas menores de 10 °C no son eficientemente rehabilitados.

3.4 Flujo con soluciones surfactantes (soil flushing)

El proceso de lavado *in situ* (soil flushing, SF) consiste en aplicar un flujo con soluciones surfactantes o agua, a través de pozos de inyección o mecanismos de irrigación. El fluido de lavado se introduce en el suelo contaminado mediante pozos de inyección verticales u horizontales, sistemas de irrigación o la combinación de ambos. La solución se infiltra a trevez de la matriz del suelo y absorbe los contaminantes a su paso, mientras se dirige a los pozos o zanjas de recuperación. La solución y el agua subterránea son interceptados y bombeados por un sistema de recuperación y tratamiento con el objeto de utilizarlos nuevamente. Las figs 3.2 y 3.3 presentan un diagrama general del sistema de lavado de suelo *in situ*.

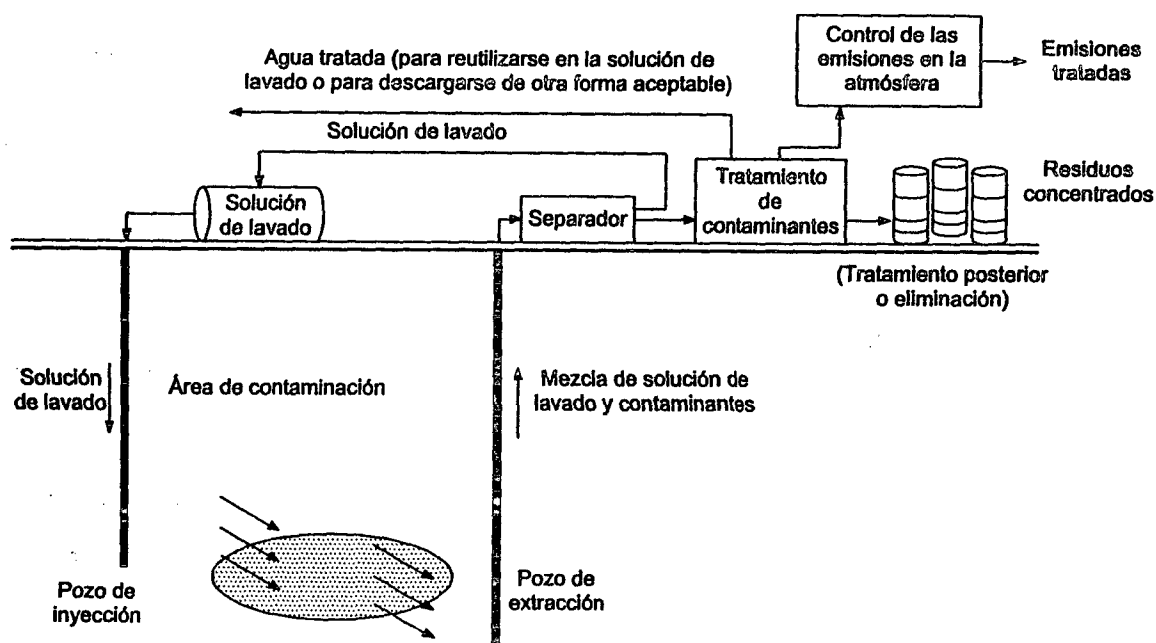


Fig 3.2 Sistema de lavado de suelo *in situ* por medio de pozos verticales (USEPA, 1997a)

¹ "Acción de depositar permanentemente los residuos en sitios y condiciones adecuadas para evitar daños al ambiente", de acuerdo con la *Ley general del equilibrio ecológico y la protección al ambiente* (Congreso de los Estados Unidos Mexicanos, 1994).

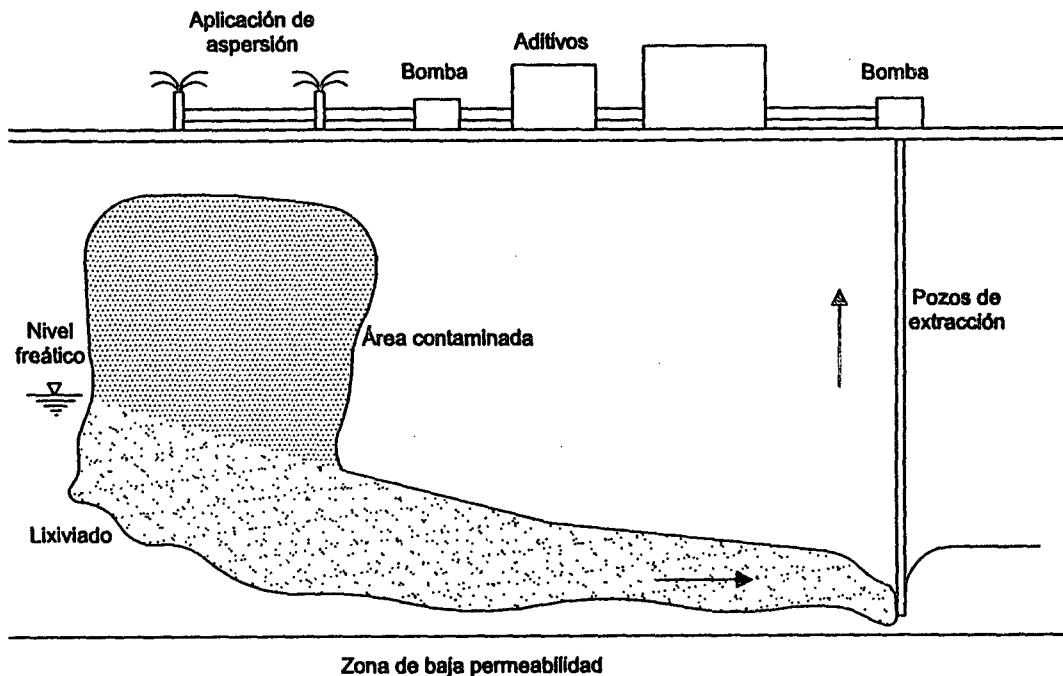


Fig 3.3 Sistema de lavado de suelo in situ por medio de sistemas de aspersión (USEPA, 1997a)

La aplicación del proceso se continúa hasta que la concentración de los contaminantes alcanza límites permisibles o establecidos según los criterios de limpieza (USEPA, 1997a; Iturbe, 1995).

Por lo general, el lavado de suelo *in situ* se usa en combinación con otras tecnologías de tratamiento como carbón activado, biodegradación o precipitación química, que destruyen los contaminantes o los remueven del líquido de extracción y del agua subterránea (Freeman y Harris, 1995).

El lavado de suelo puede aplicarse *in situ* o fuera del sitio contaminado. Este último se refiere más al lavado de suelo (*soil washing*) y es la aplicación más común.

El sistema SF utiliza agua como fluido de lavado o solventes (como soluciones ácidas, básicas o agentes tensoactivos) para contaminantes que son poco solubles en agua. El fluido de lavado se selecciona con base en su habilidad para solubilizar los contaminantes y por sus efectos en la salud y el medio ambiente. Para compuestos hidrofóbicos (como la mayor parte de los hidrocarburos), el sistema SF utiliza solventes orgánicos. Para contaminantes hidrofílicos, el lavado de suelo *in situ* utiliza agua como solvente (Kofi, 1996).

La principal función de estos solventes conocidos también como soluciones surfactantes es la de facilitar la formación de un área entre dos líquidos inmiscibles, ocasionando una dispersión de los hidrocarburos líquidos no acuosos, un aumento en la solubilidad del contaminante y una mayor facilidad de transporte del contaminante de la fase sólida a la fase acuosa, lo que permite aumentar la eficiencia de remoción del sistema y reducir los tiempos de operación.

El lavado de suelo *in situ* es una tecnología muy aplicable a compuestos orgánicos solubles y a metales, que se encuentran distribuidos en áreas extensas en concentraciones bajas o medias. En general, el lavado de suelo *in situ* es más efectivo cuando los contaminantes presentan alta solubilidad alta en agua, y un coeficiente bajo de partición suelo-agua, K_{oc} , el cual es una medida del equilibrio entre el contenido orgánico del suelo y el del agua. Un valor bajo de K_{oc} indica una tendencia favorable de lixiviación de los contaminantes del suelo y es el principal factor que controla la efectividad del lavado de suelo *in situ* (Kofi, 1996).

Por otro lado, la técnica está limitada a lugares donde la hidrogeología es tal que permite garantizar que toda la zona de contaminación será alcanzada por el solvente de extracción y que el fluido con contaminantes podrá ser extraído casi en su totalidad. Por lo anterior, la conveniencia de aplicar el lavado de suelo *in situ* se basa en las características del suelo, la hidrogeología del sitio, las características físicas y químicas de los contaminantes, los agentes de extracción y el nivel de mezclado por utilizar (Grasso, 1993). La permeabilidad del suelo es un parámetro muy importante para determinar si es adecuado el lavado de suelo *in situ*. Los suelos de baja permeabilidad ($K < 1.0 \times 10^{-5}$ cm/s) limitan la habilidad del fluido de extracción por percolar a través de la matriz del suelo en un tiempo razonable. El sistema SF es más efectivo en suelos permeables ($K > 1.0 \times 10^{-3}$ cm/s). Los suelos con alto contenido de arcilla y limo tienden a ser menos permeables, y en tales casos, el lavado de suelo *in situ* no es considerado como la única alternativa de tratamiento.

Por lo general, los compuestos orgánicos con coeficientes de partición octano/agua (K_{ow}) menores de 10 ($\log K_{ow} < 1$) son muy solubles. Ejemplo de estos compuestos son los fenoles y ácidos carboxílicos. Los compuestos orgánicos de baja solubilidad (hidrofóbicos) pueden removerse seleccionando un surfactante compatible con él o los contaminantes. Ejemplo de tales compuestos son los pesticidas, PCB, semivolátiles (bencenos clorados, hidrocarburos polinucleares), productos del petróleo (gasolina, gas, avión,

aceites y grasas) solventes clorados (tricloroetano) y solventes aromáticos (benceno, tolueno, xileno y etilbenceno). Sin embargo, la remoción de algunas de estas clases de contaminantes no está aún bien demostrada para este proceso (Freeman y Harris, 1995).

Generalmente, los tiempos de rehabilitación con esta tecnología son largos (uno o varios años), debido a la lentitud de los procesos de difusión en la fase líquida, y dependen en gran medida de la permeabilidad y gradiente hidráulico del sitio (Freeman y Harris, 1995).

Los aditivos de lavado, como surfactantes y agentes quelantes, pueden incrementar la eficiencia de remoción de algunos contaminantes en los procesos de lavado de suelo *in situ*, también tienden a interferir con los procesos de tratamiento de agua residual. La presencia de aditivos en el suelo lavado y en los lodos procedentes del tratamiento de agua, pueden causar algunas dificultades en su almacenamiento en rellenos sanitarios (Freeman y Harris, 1995; Ellison, 1991).

3.5 Lavado de suelo fuera del sitio con surfactantes (soil washing)

El lavado de suelo fuera del sitio (*soil washing*, SW) y la extracción química (CHEX) son procesos mecánicos de reducción de volumen y remoción de contaminantes. Si bien, con frecuencia, se consideran lo mismo, la USEPA ha definido al lavado de suelo como un proceso de separación que usa agua como solvente, y a la extracción química (para suelos contaminados) como un proceso que usa aditivos, como surfactantes o agentes quelantes. Estos procesos remueven y concentran los contaminantes reduciendo el volumen de suelo por tratar (fig 3.4).

La extracción química y el lavado del suelo fuera del sitio se ha desarrollado a lo largo de tres líneas principales: 1) fraccionamiento del tamaño de partícula, 2) formación de sistemas acuosos, usando algunos métodos mecánicos o químicos para remover y concentrar los contaminantes, y 3) decantación común empleando solventes para contaminantes orgánicos y ácidos, y bases o agentes quelantes para contaminantes inorgánicos (Trost, 1993).

Idealmente, el proceso de lavado de suelo fuera del sitio reduce el volumen por tratar en 90 %, lo cual significa que solo 10 % del volumen original necesita tratamiento. Sin embargo, existen sistemas en los que se alcanza hasta 95 % de reducción del volumen

original Elliot (1997). Si los residuos tienen un alto porcentaje de limo fino y arcilla, una parte mayor del material deberá ser sometida a otro tratamiento subsiguiente más costoso (USEPA, 1997a).

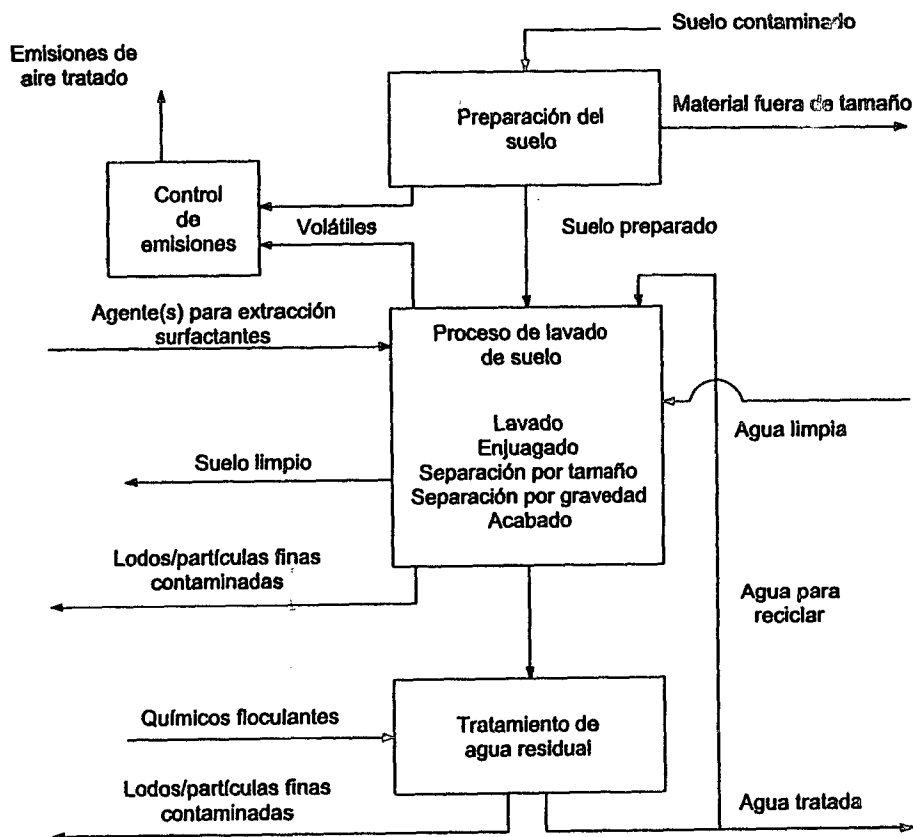


Fig 3.4 Esquema general del sistema de lavado de suelo fuera del sitio y extracción química (USEPA, 1994)

El lavado de suelo es comúnmente utilizado en combinación con las tecnologías de biorrestauración, incineración y solidificación/estabilización. El tiempo promedio de una operación de limpieza de 28 000 t deberá ser menor de tres meses (USDE, 1997).

Los modelos de diseño son virtualmente inexistentes. Los factores más importantes por considerar para diseñar los procesos SW y CHEX son el tipo de contaminante, la concentración y la solubilidad en el agente de extracción, la cinética química del solvente, las características de sorción del contaminante, la granulometría del material, el tipo de suelo, su contenido de humedad y su contenido orgánico (Grasso, 1993).

Se ha comprobado que los sistemas SW y CHEX son eficaces para tratar sedimentos, lodos residuales y tierra que contiene principalmente contaminantes orgánicos, como bifenilos policlorados (PCB), VOC, solventes halogenados y residuos del petróleo. Estas técnicas, por lo general, no se usan para extraer contaminantes inorgánicos, es decir ácidos, bases, sales y metales pesados, ya que estos materiales no se disuelven fácilmente en la mayoría de los solventes utilizados.

Las eficiencias de remoción dependen del tipo de contaminante, así como del tipo de suelo. Los VOC son más fáciles de remover con el sistema de lavado fuera del sitio. Las experiencias muestran que estos compuestos pueden removerse con un porcentaje de eficiencia de 90 a 99 %. Los compuestos orgánicos semivolátiles pueden ser removidos entre 40 y 90 %, dependiendo de la selección del surfactante apropiado. Los metales y los pesticidas, que son menos solubles en agua, requieren ácidos o agentes quelantes para un lavado de suelo exitoso. El proceso puede aplicarse en el tratamiento de suelos contaminados con residuos peligrosos del tipo de compuestos químicos preservadores de madera (pentaclorofenol y creosota), solventes orgánicos, cianidas, metales pesados, lodos provenientes de la fabricación de pinturas, residuos de la formulación y producción de plaguicidas, y residuos del petróleo (Freeman y Harris, 1995).

Teóricamente, es posible tratar una amplia variedad de contaminantes, mientras se seleccione el solvente correcto. En la tabla 3.1, se presentan los compuestos que pueden tratarse por el proceso de lavado de suelo fuera del sitio y la extracción con solventes.

El gran problema de la aplicación de los sistemas de lavado de suelo fuera del sitio y la extracción con solventes es la amplia variabilidad de condiciones encontradas en la mayor parte de los sitios contaminados, tanto en cuanto al tipo de contaminantes como en cuanto a la naturaleza mineralógica del suelo.

Los tiempos de operación varían en función de la cantidad y la concentración de los contaminantes, así como del tipo de suelo. El uso de estas tecnologías presenta varias ventajas (USEPA, 1997a; Trost, 1993):

Tabla 3.1 Compuestos que pueden ser tratados con el sistema de lavado de suelo fuera del sitio y extracción química (USEPA, 1997a)

Compuestos volátiles	
2,3,7,8-tetraclorodibenzo-p-dioxín	Xileno
Pentaclorofenol	Fenol
1,2-dicloroetano	Clorometano
Compuestos semivolátiles	
Antraceno	PCBs
Trinitrobenceno	Pireno
Hidrocarburos aromáticos	Naftaleno
Hidrocarburos poliaromáticos	Fenantreno
Metales	
Arsénico	Cobre
Cadmio	Plomo
Cromo	Níquel

- Ofrece un sistema cerrado que minimiza la emisión de contaminantes a la atmósfera y la posibilidad de contaminar otros sitios.
- Crea un sistema inafectable por condiciones externas. Este sistema permite controlar las condiciones como pH y temperatura, en las cuales se tratan las partículas de suelo.
- Permite excavar los residuos peligrosos y tratarlos en el lugar.
- Existen unidades móviles que minimizan el riesgo de expandir la contaminación cuando el material se transporta hasta un sitio de tratamiento.
- Tiene una percepción favorable para el público.
- Es de bajo costo para la minimización del volumen de suelos contaminados.
- Es posible pretratar suelos para biorrestaurarlos después.
- Se logran altos niveles de limpieza de algunos contaminantes en una gran variedad de suelos.

La extracción con solventes y el lavado de suelo fuera del sitio son efectivos para separar contaminantes peligrosos de algunos tipos de lodos residuales, sedimentos y tierra. Sin embargo, no reducen la toxicidad de los contaminantes; por consiguiente, el producto final del proceso (los residuos concentrados) debe someterse a un tratamiento posterior. Algunas limitaciones de estas tecnologías son las siguientes (Grasso, 1993; USDE, 1997):

- La presencia de plomo y de otros contaminantes inorgánicos podría interferir en la extracción de materiales orgánicos.

- La aplicación puede implicar complejas consideraciones técnicas; por ejemplo, algunos sistemas utilizan butano y propano comprimido, que exigen un manejo estricto para evitar que se volatilicen y se incendien.
- Podría ser necesario un tratamiento preliminar extenso de los residuos para eliminar o desmenuzar los terrones grandes.
- Los contaminantes no se destruyen.
- Las partículas finas (pasta de limo y arcilla) y los fluidos de lavado requieren un tratamiento secundario para poder alcanzar los niveles permisibles para almacenarlos en rellenos sanitarios o descargarlos.
- Los lodos provenientes de los sistemas de tratamiento de agua deben ser tratados.
- Las mezclas complejas de residuos hacen difícil la formulación del fluido de lavado.

3.6 Estabilización y solidificación

En esta tecnología, los residuos tóxicos son mezclados con materiales que capturan o fijan el residuo dentro de una estructura sólida (Batstone *et al*, 1989). Si bien, en muchos casos de la bibliografía, se usan indistintamente los términos estabilización y solidificación (USEPA, 1989), la USEPA los ha definido de la manera siguiente (Grasso, 1993):

- La *estabilización* (fijación química) se refiere a la modificación química de los residuos, ya sea transformándolos o inmovilizándolos, para formar compuestos insolubles que atrapan a los elementos o compuestos tóxicos. La naturaleza física y las características de manejo de los residuos no necesariamente cambian con la estabilización. Es importante distinguir entre estabilización química y estabilización física:
 - La estabilización química implica la inmovilización de los residuos tóxicos por medio de una reacción química, para formar compuestos insolubles dentro de una estructura cristalina estable.
 - La estabilización física se refiere al mezclado de lodo o residuo semilíquido con un agente aglutinante, a fin de producir sólidos de granulación gruesa, de consistencia parecida al suelo, que pueden ser transportados hasta el sitio de disposición final.
- La *solidificación* se refiere a las técnicas que encapsulan el residuo en un monolito sólido de alta integridad estructural. La encapsulación puede ser de partículas finas (microencapsulación) o de un bloque de residuos (macroencapsulación). La

solidificación no necesariamente implica la interacción química entre los residuos y los agentes solidificantes; sin embargo, estos pueden unirse mecánicamente a los residuos dentro del monolito. Esta estructura modificada también reduce significativamente la posibilidad de lixiviación, al reducir la movilidad y el área superficial expuesta del desecho, minimizando la posibilidad de contaminación del agua subterránea y superficial.

- La *encapsulación* implica el completo revestimiento de partículas tóxicas o del residuo aglomerado con una nueva sustancia; por ejemplo, el agente aglutinante o aditivo para la estabilización y solidificación. La microencapsulación es la encapsulación de partículas individuales y la macroencapsulación es la aglomeración de partículas de residuo o materiales microencapsulados (Becerril y Navarrete, 1993; LaGrega *et al*, 1994).

Las técnicas de estabilización y solidificación son de dos tipos, orgánico e inorgánico, de acuerdo con la naturaleza de los químicos utilizados y no de la composición del residuo (Conner, 1994). Los sistemas de estabilización y solidificación pueden ser agrupados en las siguientes siete clases de procesos (Poon *et al*, 1983).

1. **Solidificación mediante la adición de cemento.** Es la mezcla de materiales contaminados con varios reactivos cementantes, para producir un sólido granular o monolito.
2. **Solidificación mediante la adición de cal u otros materiales puzolánicos.** La cal y materiales puzolánicos se combinan para producir matrices cementadas, que atrapan el residuo física y químicamente.
3. **Residuos embebidos en materiales termoplásticos tales como la parafina o polietileno.** El residuo se mezcla con un polímero a temperatura elevada, usualmente 100 °C.
4. **Microencapsulamiento por termoendurecimiento.** Se utilizan materiales que permanecen sólidos después de subsecuentes ciclos de calentamiento y enfriamiento.
5. **Macroencapsulamiento de residuos con un revestimiento inerte.** Consiste en encerrar los materiales residuales dentro de una cubierta impermeable e inerte.

6. **Tratamiento de los residuos para producir un producto cementado con adición de otros constituyentes.** Una porción del residuo, usualmente 8 a 10 % en peso, se calcina y se remezcla con aditivos.
7. **Formación de un vidrio por fusión de residuos con sílica.** Los residuos son mezclados con sílica y calentados a temperaturas muy altas, y después se enfrían.

Los dos primeros métodos son los más comúnmente utilizados, y son adecuados para la mayoría de los residuos inorgánicos. Los costos de tratamiento con los otros procesos suelen ser más altos. Las técnicas más recientes se reservan para residuos problemáticos como los radiactivos o algunos con alto contenido orgánico.

Los métodos de estabilización y solidificación orgánica usan una variedad de polímeros, termoplásticos, resinas y otras sustancias orgánicas para encapsular contaminantes. Estos métodos se utilizan en la mayoría de los casos en pequeños volúmenes debido al alto costo de los reactivos orgánicos y materiales utilizados. Una aplicación a gran escala es la incorporación de materiales contaminados en asfalto; esto se conoce como *reciclamiento de suelo* y se usa primordialmente para beneficiar suelos contaminados con productos del petróleo.

Las técnicas con cemento generalmente utilizan materiales de cemento Portland ordinario y aditivos, para mejorar las características físicas y disminuir pérdidas por lixiviación del residuo solidificado resultante. El mecanismo de estabilización es la formación de productos de hidratación de compuestos silicatados y agua, con los que se forma un gel de silicato de calcio hidratado. La principal ventaja del cemento Portland es su rapidez para alcanzar una alta resistencia, de dos a 48 horas. Este material inmoviliza químicamente algunos metales mediante la conversión a óxidos relativamente insolubles e hidróxidos en un medio alcalino. Una desventaja del cemento Portland es que muchos contaminantes no se enlazan químicamente con la matriz cementante, solamente son encapsulados, y quedan sujetos a descargas potenciales por lixiviación.

Algunos compuestos pueden interferir con el proceso de solidificación (Batstone *et al*, 1989); por ejemplo, las sales solubles de manganeso, estaño, cobre y plomo, pueden aumentar el tiempo para alcanzar el endurecimiento y disminuyen la resistencia física. Las impurezas, como materia orgánica, limos y algunas arcillas, pueden causar retraso en el endurecimiento.

Las figs 3.5 y 3.6 ilustran los elementos genéricos y típicos de los procesos de solidificación y estabilización *in situ* y fuera del sitio, respectivamente. El proceso *in situ* tiene solo dos pasos: 1) mezclado y 2) tratamiento de los gases de salida. El proceso fuera del sitio incluye: 1. Un proceso de excavación para remover los contaminantes del subsuelo, 2. Clasificación para eliminar los materiales fuera de tamaño, 3. Mezclado y 4. Tratamiento de los gases de salida (Fink y Wahl, 1996).

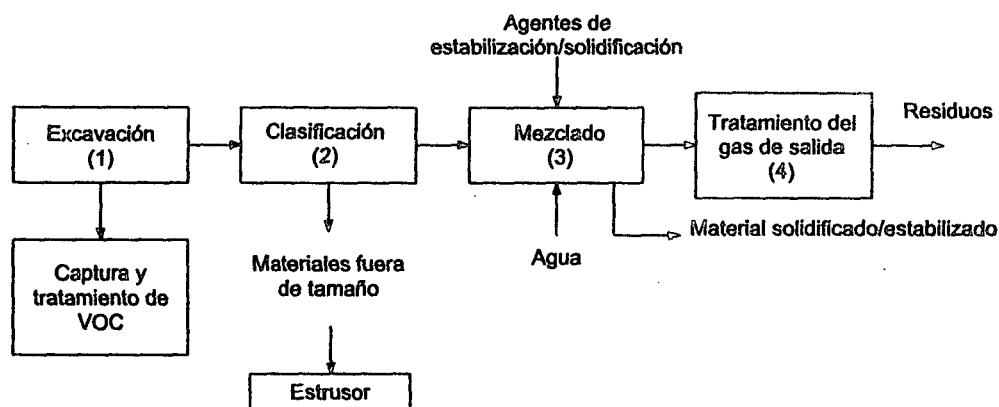


Fig 3.5 Elementos genéricos de un típico proceso de estabilización y solidificación fuera del sitio (Fink y Wahl, 1996)

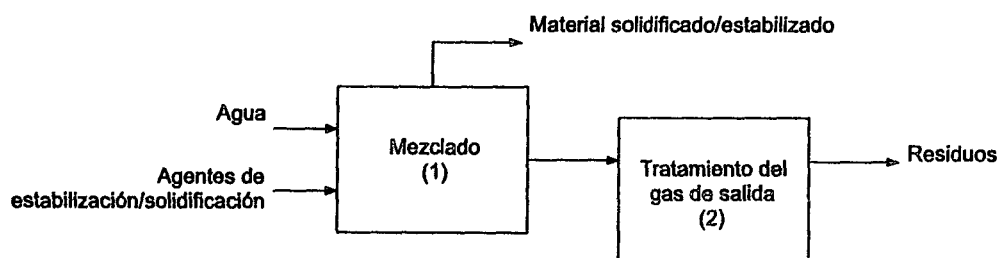


Fig 3.6 Elementos genéricos de un típico proceso de estabilización y solidificación *in situ* (Fink y Wahl, 1996)

Ambos procesos requieren equipos que permitan el correcto mezclado de agua, residuos y los agentes S/S. El proceso fuera del sitio requiere un sistema para depositar los residuos tratados en moldes o trincheras superficiales.

Se han tratado una amplia variedad de residuos con los procesos de estabilización y solidificación, incluyendo rebabas metálicas, residuos ácidos provenientes de las industrias de cromado y fundición, lodos de plantas de tratamiento de agua, lodos provenientes de las industrias de alimentos. Los datos disponibles señalan que los procesos de solidificación son más favorables para los residuos inorgánicos, especialmente

aquellos que contienen cationes. Los procesos de encapsulación son más eficientes para tratar residuos orgánicos e inorgánicos aniónicos (Batstone *et al*, 1989).

Ventajas de los procesos inorgánicos (Batstone *et al*, 1989)

- Bajo costo
- Buena estabilidad a largo plazo, tanto física como química
- Utilizado en una gran variedad de residuos industriales en un periodo de al menos diez años
- Amplia disponibilidad de los reactivos químicos
- No toxicidad de los reactivos químicos
- Facilidad de uso del proceso
- Alta resistencia a la biodegradación
- Baja solubilidad en agua
- Relativamente baja permeabilidad al agua
- Buenas características mecánicas y estructurales.

Desventajas de los procesos inorgánicos

- Requerimiento de gran cantidad de material crudo
- Ciertos residuos, como los que contienen compuestos orgánicos, pueden causar algunas dificultades en la rehabilitación
- El peso y volumen del producto tratado se incrementa considerablemente
- Los residuos tratados son vulnerables a la lixiviación, especialmente ácidos débiles y por tanto, puede requerirse un sello adicional.

Ventajas de los procesos orgánicos

- La migración de la contaminación es generalmente más baja que en los procesos inorgánicos
- Se requiere menos fijador que en los procesos inorgánicos
- Los materiales tratados son de menor densidad, lo que reduce los costos de transportación
- Los materiales orgánicos forman una frontera impermeable entre el residuo y la solución lixivante
- Los procesos pueden encapsular gran variedad de residuos.

Desventajas de los procesos orgánicos

- El costo de los materiales utilizados es alto
- En el encapsulamiento termoplástico y termoendurecimiento, hay un alto gasto de energía para el secado, fusión y polimerización
- Algunos polímeros orgánicos son inflamables
- Excepto para macroencapsulamiento, los procesos requieren labores técnicas y equipo costoso
- Los materiales son biodegradables y susceptibles de ser atacados por solventes orgánicos
- Una incompleta polimerización de algunos de estos materiales podría causar contaminación.

3.7 Vitricación

El proceso de vitricación *in situ* es considerado como parte de los procesos de solidificación y estabilización; sin embargo, en este trabajo se consideró como un procedimiento específico a fin de presentar una mejor explicación.

El proceso de vitricación *in situ* utiliza corriente eléctrica para fundir el suelo contaminado, lodos o residuos enterrados a temperaturas altas (1 600 a 2 000 °C). La vitricación inmobiliza la mayor parte de los compuestos inorgánicos y destruye los contaminantes orgánicos por pirolisis, y produce un material vítreo y cristalino de matriz sólida químicamente estable, resistente a la lixiviación y más durable que el granito o el mármol. El vapor de agua y los productos de la pirolisis son capturados en una trampa, la cual envía los contaminantes a un sistema de tratamiento para gases que remueve las partículas y otros contaminantes del gas.

El proceso consiste en insertar electrodos dentro del suelo a la profundidad que se desea tratar. Para iniciar el proceso, una mezcla conductora hecha de hojuelas de grafito y vidrio se coloca entre los electrodos para actuar como iniciador del circuito eléctrico, ya que el suelo a temperatura ambiente no tiene suficiente conductividad eléctrica para iniciarla. Posteriormente la corriente eléctrica pasa entre los electrodos para generar la fundición. Como la fusión crece hacia abajo y hacia fuera, los elementos no volátiles llegan a ser parte de la matriz fundida y los compuestos orgánicos se destruyen por pirolisis. Los subproductos de la pirolisis migran a la superficie de la zona vitrificada, donde ellos hacen combustión en

presencia de aire. Los materiales inorgánicos se disuelven dentro o son encapsulados en la masa vitrificada. Las corrientes convectivas se dan en la fusión, mezclando los materiales presentes en el suelo. Cuando se alcanza la profundidad y el volumen de fusión deseados, se suspende la corriente eléctrica y la masa tratada se enfría y solidifica. Los gases de la combustión se captan en una capucha que se coloca sobre el área afectada (fig 3.7).

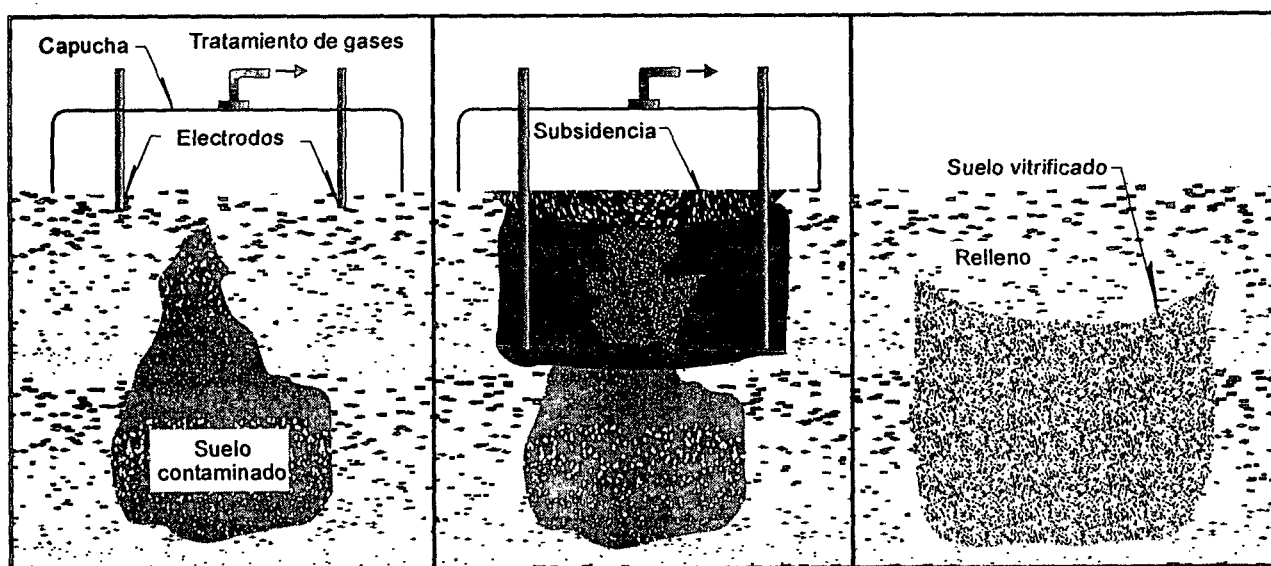


Fig 3.7 Vitrificación. Durante la vitrificación in situ, el suelo se funde a la profundidad deseada, produciendo un residuo fuerte, de alta integridad, que puede estar expuesto al ambiente por largos periodos con gran seguridad (USDE, 1994)

La vitrificación tiene un límite de hasta 1000 t de masa fundida y un máximo de ancho de 10 m. La profundidad de fundición de una vitrificación individual es de 10 m con equipo de vitrificación a gran escala, si bien la aplicación ha llegado a 6.5 m (Oma, 1994).

La aplicación de este proceso depende de las características del suelo. Si las pruebas de factibilidad indican mala conductancia o vitrificación del suelo, este se puede mejorar con la adición de arena, y ceniza de sosa (bicarbonato de sodio). Si el proceso se utiliza en la zona saturada del suelo, es necesario evaporar la humedad de este antes de que se inicie su fundición.

Los suelos con permeabilidad mayor de 10^{-4} cm/s son difíciles de vitrificar en presencia de agua subterránea y, en todo caso, se requeriría desviarla temporalmente mientras se llevara a cabo el proceso.

Los electrodos son de molibdeno y grafito, y se instalan en el terreno con envolturas, que después de la instalación se remueven para un uso parcial posterior.

La capucha sirve para sostener los conectores de los electrodos y para captar los gases, y se coloca en toda el área de aplicación. El flujo de aire a través de la capucha, se controla para mantener una presión negativa de 0.5 a 1 plg en la columna de agua. El exceso de aire, gases y productos de combustión se conduce por un soplador de aire dentro del sistema de tratamiento. Por lo general el volumen de gases de la fundición por vitrificación, representa menos del 1 % del volumen total de aire pasado a través del sistema de tratamiento de gases. La experiencia ha mostrado que muy poco material peligroso es emitido durante el proceso de fundición; después de que la solución es lavada, los filtros de partículas y el carbón activado pueden contener suficientes contaminantes para justificar su tratamiento o disposición final. El agua lavada puede ser pasada a través de tierras diatomeas y carbón activado. Los filtros de partículas y el carbón activado pueden ser puestos en subsecuentes procesos de vitrificación para reprocesamiento. Como alternativa, el carbón activado puede ser enviado fuera del sitio para tratamiento y reactivación del carbón (Oma, 1994).

Existen muy pocos casos documentados de la aplicación práctica de los procesos de vitrificación y han sido más bien operados en pruebas y demostraciones a escala piloto. A gran escala solo se han aplicado en tres sitios dentro de los programas de limpieza de los Estados Unidos. El proceso puede destruir o remover compuestos orgánicos e inmovilizar la mayor parte de los compuestos orgánicos en suelos contaminados, lodos y otros materiales terrosos. Ha sido probado para una amplia variedad de VOC, SVOC y otros compuestos orgánicos incluyendo dioxinas y PCB.

3.8 Biorrestauración

Es el tratamiento de los contaminantes del subsuelo mediante la estimulación de la población microbiana nativa del lugar. Con este proceso es posible biodegradar compuestos orgánicos, como los hidrocarburos, a dióxido de carbono y agua.

El potencial de biodegradación es un concepto que se ha venido utilizando en los sistemas de tratamiento biológicos. Deben existir dos criterios fundamentales para que ocurra biodegradación y biorrestauración: la conductividad hidráulica debe ser tal que permita la transferencia

de oxígeno y los nutrientes a través del acuífero. Por otro lado, debe existir en el sitio el número adecuado de microorganismos para que realicen el proceso.

El proceso de biodegradación natural es una reacción bioquímica en que intervienen microorganismos nativos del sitio. Un compuesto orgánico es oxidado (pierde electrones) por un receptor de electrones que a la vez es reducido (gana electrones). Los principales receptores de electrones son: oxígeno, nitratos, sulfatos, dióxido de carbono.

La biorrestauración se define como el uso de microorganismos para promover la transformación de los residuos peligrosos a compuestos menos tóxicos y ambientalmente aceptables (Grasso, 1993). En la fig 3.8 se muestra un esquema general de biorrestauración.

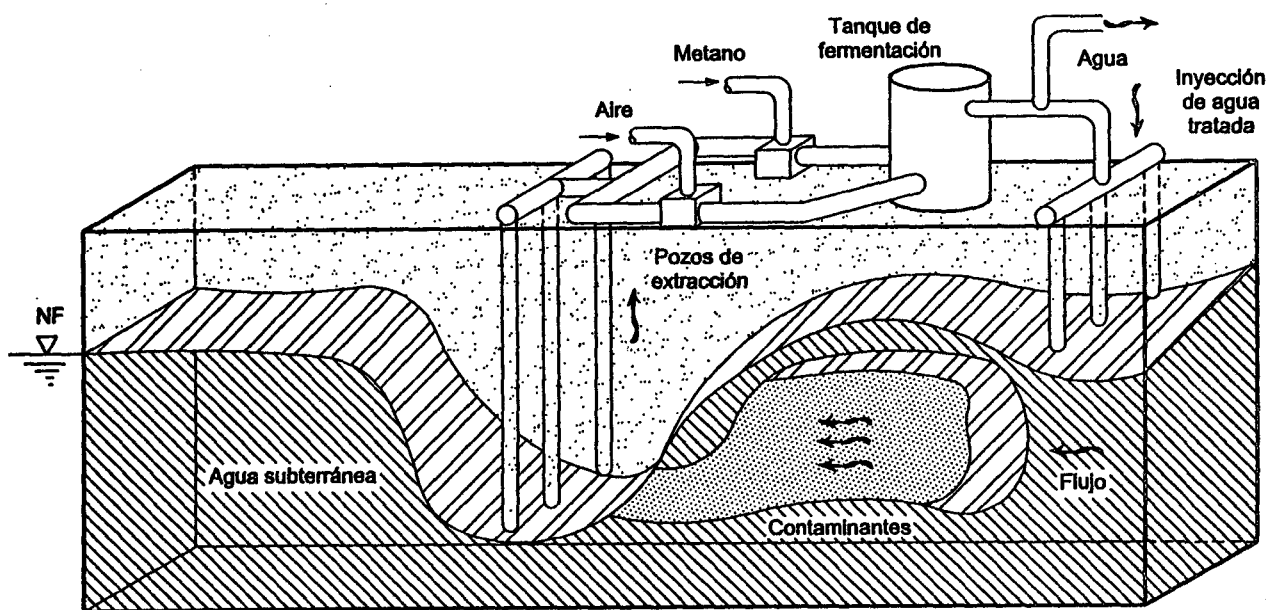


Fig 3.8 Esquema de biorrestauración (adaptado de USDE, 1994)

Los procesos de biorrestauración pueden clasificarse como tecnologías fuera del sitio e *in situ*. Las primeras son aquellas que involucran la remoción física del material contaminante para ser tratado en otra área (posiblemente dentro del sitio). Biorreactores, biolabranza y composteo son algunos ejemplos de este tipo de tratamientos. En contraste, las técnicas *in situ* implican el tratamiento del material contaminado en el mismo sitio. Algunos ejemplos de esta clase de tecnologías de tratamiento son el bioventeo y la bioestimulación (Baker y Hersun, 1994).

Existen muchos procesos de biorrestauración y comúnmente son parte de un sistema total de rehabilitación, que puede ser usado con otras tecnologías para el saneamiento de un sitio. El objetivo final de los procesos de biorrestauración es proporcionar condiciones óptimas a las bacterias nativas para que metabolicen los contaminantes de interés de la manera más eficiente posible (Norris, 1994).

La biorrestauración puede estar limitada por ciertos factores: la disponibilidad de fuentes de carbono, el contenido de humedad, pH, temperatura, disponibilidad de nutrientes en el suelo y la presencia de especies microbianas (Baker, 1994; Cole, 1994).

La ausencia de macronutrientes y micronutrientes puede limitar los procesos de biorrestauración. Los macronutrientes son elementos que las bacterias necesitan en cantidades relativamente grandes para llevar a cabo su metabolismo, y son principalmente carbono, nitrógeno y fósforo. La relación óptima C:N:P es 25:1:0.5. Los micronutrientes son requeridos en pequeñas cantidades y son nitrógeno, fósforo y potasio (Cole, 1994).

Muchos nombres y términos son aplicados a los sistemas de biorrestauración, (biodegradación, biorremediación, etc).

Los procesos de biorrestauración fuera del sitio pueden ser clasificados en dos grupos principales:

- Tratamiento fuera del sitio de suelo contaminado
 - Biopilas
 - Biolabranza
 - Composteo
 - Reactores de suelo lodoso
- Tratamiento fuera del sitio de agua subterránea contaminada
 - Biorreactores

Biopilas

Una biopila se construye por medio de la dispersión del suelo contaminado sobre una superficie también conocida como lecho o cama de tratamiento. El agua que contiene los nutrientes disueltos se hace pasar a través de la pila de suelo para estimular la biodegradación de los contaminantes. Existen dos tipos de biopilas (Grasso, 1993):

- El oxígeno y los nutrientes se suministran a través de la aspersión del agua sobre la pila de suelo. El agua se aplica por medio de un sistema de irrigación y el lecho es equipado con un sistema de drenaje colector. El líquido que lixivia a través de la pila es recolectado y tratado en un biorreactor de fase líquida para posteriormente reciclarlo a través de la pila de suelo.
- Los nutrientes se mezclan con el suelo cuando se construye la pila. El aire se suministra por medio de tuberías colocadas en el fondo y en la parte media de la pila (Grasso, 1993).

Biolabranza

El suelo se dispersa sobre una superficie para estimular la degradación natural de los contaminantes. Este fue el primer método usado para biorrestauración de suelos y lodos contaminados, y se ha aplicado en la industria petrolera para el tratamiento de los residuos provenientes de los procesos de refinación. Este sistema es normalmente practicado donde las emisiones de aire no representan un riesgo para la salud humana (Grasso, 1993).

Composteo

El composteo es una tecnología establecida para el tratamiento de lodos provenientes de plantas de tratamiento de aguas residuales, la cual se ha adoptado para el tratamiento de residuos peligrosos. La biodegradación de los compuestos orgánicos ocurre cuando el suelo o los lodos contaminados son mezclados con una fuente de carbono orgánico y otros agentes como cortezas de arboles, paja, madera, etc. Las pilas de composta son colocadas sobre lechos de tratamiento y la degradación microbiana es estimulada manteniendo un control sobre la temperatura, el contenido de humedad y los niveles de oxígeno y nutrientes en el interior de la pila de suelo (Grasso, 1993).

Reactores de suelo lodoso

En los reactores de suelo lodoso, el suelo o el lodo y los nutrientes contenidos en el agua se mezclan para formar un lodo acuoso dentro del cual ocurre la biodegradación de los contaminantes. El nivel de mezclado debe ser suficiente para mantener los sólidos en suspensión y el oxígeno debe ser suministrado a través del suelo lodoso para estimular la actividad microbiana (Grasso, 1993).

Los procesos de biorremediación *in situ* se pueden clasificar en dos grupos principales:

- Tratamiento *in situ* de suelo contaminado
 - Bioventeo
 - Bioestimulación
 - Tratamiento de suelo (biolabranza *in situ*)
- Tratamiento *in situ* de agua subterránea contaminada
 - Aspersión de aire (*air sparging*)

Bioventeo

Es el término empleado para describir la combinación de tecnologías de extracción de vapor del suelo con la biorrestauración. La operación de los sistemas de extracción de vapor del suelo, además de volatilizar VOC y SVOC, estimulan las actividades aerobias de biodegradación en el suelo (Troy, 1994).

El bioventeo presenta limitaciones físicas y químicas, como el grado de movimiento del aire a través del suelo, el cual está gobernado por la permeabilidad, grado de heterogeneidad y contenido de humedad del suelo. Por otro lado, las limitaciones químicas involucran el grado de contaminantes volátiles, su biodegradabilidad y solubilidad. Es una tecnología muy eficiente para suelos no saturados contaminados con hidrocarburos. Consiste en una aireación forzada que se va reduciendo en intensidad, ya que primero se busca una volatilización y después el incremento de la biodegradación (Troy, 1994).

Bioestimulación

La bioestimulación consiste en inyectar nutrientes y oxígeno disuelto al subsuelo para estimular el crecimiento y las actividades microbianas. Si se requiere, se extrae agua para ser tratada o reciclada de la zona saturada e incrementar la humedad del suelo. La aplicación de este tratamiento depende de la permeabilidad, temperatura, disponibilidad de nutrientes y la presencia de poblaciones microbianas nativas en el suelo. Se requiere adicionar agua que contenga oxígeno, nutrientes, microbios y otros aditivos necesarios para la biodegradación de los hidrocarburos. Entre sus limitaciones están la reducción de los porcentajes de biorrestauración debido a la temperatura del suelo, y el riesgo de migración de los contaminantes a las aguas subterráneas. Se aplica en suelos no saturados. El tiempo requerido de rehabilitación es de por lo menos seis años, y depende de la extensión de la contaminación (Baker, 1994, fig 3.9).

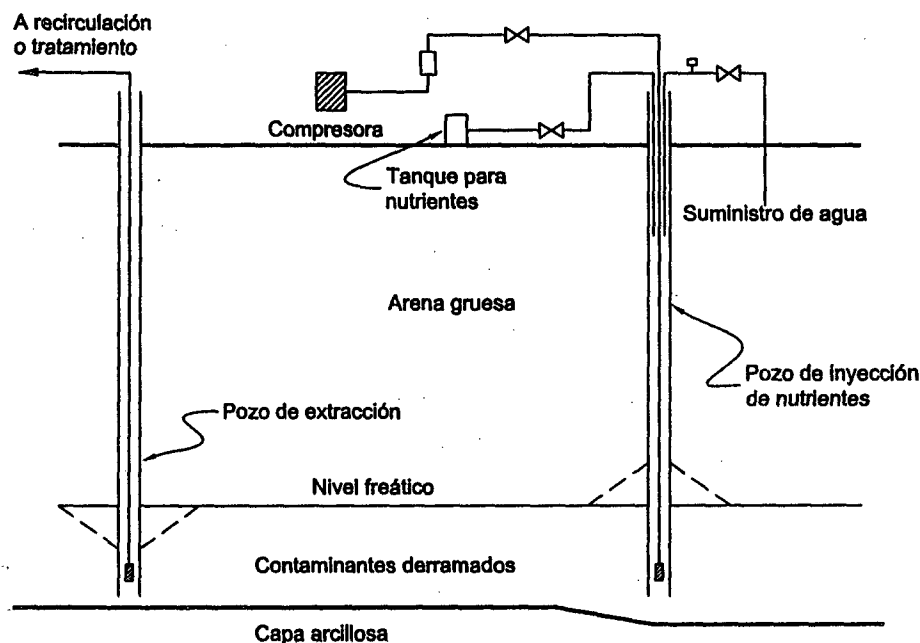


Fig 3.9 Sistema de inyección de nutrientes

Tratamiento de suelo (biolabranza *in situ*, biorrestauración en fase sólida)

En esta técnica, el suelo es arado e irrigado para incrementar su aireación y optimar los niveles de humedad, y si es necesario, se complementa con la adición de nutrientes inorgánicos. El sitio debe tener características que permitan prever la migración de los contaminantes a otros sitios. Dentro de estas características están la profundidad del nivel freático, distancias a zonas residenciales y clima. Se debe cuidar el exceso de humedad, ya que por este pueden generarse condiciones ácidas si existen compuestos clorados. Se requieren sistemas de inyección, galerías filtrantes y rociadores para los sistemas de distribución de los nutrientes, así como extraer agua subterránea para su tratamiento.

La biolabranza es influida de forma negativa por la presencia de metales pesados, plaguicidas, herbicidas y pH menores de seis.

Dentro de esta técnica de biorrestauración existe la llamada *pasiva* que consiste en el mismo procedimiento descrito pero con la diferencia de que al suelo no se le agrega ningún tipo de nutriente para estimular la actividad de los microorganismos, solo se efectúa un monitoreo para analizar los niveles de biodegradación de contaminantes y la acción de las poblaciones microbianas nativas (Troy, 1994).

Tratamiento *in situ* de agua subterránea. Aspersión de aire (air sparging)

La técnica de aspersión de aire consiste en introducir aire por debajo del nivel freático para estimular la rehabilitación del sitio. La tecnología implica dos mecanismos de trabajo: volatilización y biodegradación. El sistema de aspersión de aire puede ser dividido en dos técnicas distintas: aireación por pozos e inyección de aire directa al acuífero para suministrar oxígeno y estimular la volatilización y biodegradación de los contaminantes que se encuentren en el agua subterránea (Hinchee, 1994).

Los procesos de biorrestauración, han mostrado ser potencialmente efectivos en degradar o transformar un gran número de compuestos orgánicos. Los compuestos orgánicos solubles son considerados particularmente tratables por las técnicas de biorrestauración. Sin embargo, los compuestos relativamente insolubles pueden ser degradados si están presentes los microorganismos degradadores. Los compuestos que son considerados tratables por la biodegradación son hidrocarburos (por ejemplo, gasolina y diesel), solventes no clorados (por ejemplo, acetona y alcohol), residuos provenientes del tratamiento de la madera (por ejemplo, pentaclorofenol), algunos compuestos aromáticos clorados (por ejemplo, clorobenzenos), y algunos compuestos clorados (por ejemplo, tricloroetano y dicloroetano, Rawe y Meagher, 1996).

Los procesos de biorrestauración ofrecen las siguientes ventajas (Saval, 1996):

- Los contaminantes realmente son transformados y algunos completamente mineralizados
- Se utilizan microorganismos cuyo hábitat natural es el suelo, sin introducir compuestos potencialmente peligrosos
- Es una tecnología segura y económica
- Las bacterias mueren cuando los nutrientes se agotan
- El suelo puede ser reutilizado.

La biorrestauración tiene las siguientes desventajas (Saval, 1996):

- Los microorganismos pueden inhibirse por la presencia de compuestos tóxicos
- No tiene éxito en suelos de baja permeabilidad
- Algunos aditivos pueden tener efecto adverso
- Requiere largos periodos de operación.

La biorrestauración *in situ* ofrece las siguientes ventajas (Grasso, 1993):

- Bajos costos de instalación
- No requiere excavación ni transportación del suelo
- Puede utilizarse en la rehabilitación de grandes extensiones de suelo.

Los procesos de biorrestauración *in situ* tienen la siguientes desventajas (Grasso, 1993):

- Dificultad para monitorear y cuantificar la extensión o grado de biorrestauración
- Se pueden producir productos de la biodegradación, los cuales permanecen en el suelo
- El periodo de operación puede ser largo, dependiendo del tipo de contaminante y las condiciones ambientales.

Atenuación natural

Los procesos naturales que destruyen o alteran la composición química de diversos compuestos se conocen como atenuación natural o bien como rehabilitación intrínseca o pasiva. Los procesos que dan lugar a la atenuación natural son adsorción, dispersión-dilución y biodegradación.

En esta última, los microorganismos nativos, con ciertos niveles de nutrientes y receptores de electrones, degradan los contaminantes. Esta condición también se conoce como biorrestauración natural (USEPA, 1993).

En la actualidad, la USEPA recomienda que la atenuación natural se implante como técnica de restauración. Esta consiste en un control del sitio mediante monitoreos periódicos que permitan establecer si la atenuación natural se realiza a mayor velocidad que la migración de la mancha contaminante, una vez que se ha detectado y controlado la fuente de contaminación. En caso afirmativo se está logrando la atenuación; en caso contrario habría que aplicar un tratamiento adicional.

Muchas operaciones de bombeo y tratamiento para restauración de agua subterránea y suelo por hidrocarburos del petróleo (TPH), han estado en operación por algunos años. Algunos sistemas están en el punto donde el agua subterránea ya no está siendo contaminada, pero aun muestra que una mancha contaminante de TPH residual permanece. Las regulaciones

ambientales actuales no permiten que este tipo de sitios sean cerrados y que las operaciones de tratamiento se terminen. Recientemente, la atenuación natural ha sido propuesta como una alternativa para sitios donde la operación continuada de sistemas de bombeo y tratamiento de agua subterránea ya no presente beneficios adicionales. La atenuación natural se define como el proceso de permitir que los microorganismos nativos degraden contaminantes que han sido descargados en el subsuelo. Uno de los requerimientos para implantar la atenuación natural es comprobar la actividad de los microorganismos nativos y la subsecuente biodegradación de los contaminantes (Troy *et al*, 1995).

La atenuación natural está siendo recomendada para implantarse después de que los sistemas de bombeo y tratamiento han reducido el potencial de migración de los contaminantes fuera del sitio (National Research Council, 1993).

3.9 Control hidráulico y sistemas de bombeo y tratamiento

El objetivo del control hidráulico de la contaminación en el agua subterránea consiste en alterar el régimen del flujo de agua subterránea para prevenir una descarga fuera del sitio de control, reducir el nivel de migración de la pluma de contaminación y remover los contaminantes o confinar la pluma de contaminación. El mantenimiento de pozos y bombas es particularmente importante para el éxito de estos métodos. Los sistemas de control hidráulico incluyen sistemas de intersección y de pozos de bombeo e inyección. Los sistemas de intersección se utilizan para recolectar agua subterránea contaminada cerca del nivel freático y pueden consistir en canales, una línea de tuberías perforadas y enterradas o trincheras abiertas, normalmente rellenas de grava. Estos sistemas operan de manera similar a una línea infinita de pozos y son eficientes para remover contaminantes que se encuentren cerca de la superficie del nivel freático (Benedient *et al*, 1994).

Drenes de recolección

Los sistemas recolectores consisten en una serie de tuberías laterales de alimentación conectadas a una tubería principal de recolección. El agua fluye a través de la tubería principal hacia la zona de desagüe de donde se bombea a la superficie, y ahí es tratada y/o descargada a un sistema de almacenamiento.

Los sistemas recolectores utilizados de manera preventiva como el sistema de recolección de lixiviados son una serie de drenes laterales de 10 a 15 cm de diámetro conectados a una tubería principal de 20 a 30 cm de diámetro (Canter y Knox, 1990).

Los sistemas de intersección utilizados como medida de abatimiento se clasifican en drenes de alivio o drenes de intersección instalados en forma paralela, de lado a lado o completamente alrededor del perímetro de la mancha de contaminación. Generalmente se usan para prevenir que la contaminación alcance dimensiones mayores. Los principales parámetros en el diseño de los drenes de recolección son el tamaño de la tubería y el espaciamiento entre ellas (Canter y Knox, 1990).

Trincheras de intersección

Las trincheras se utilizan principalmente para captar líquidos no acuosos, particularmente LNAPL, como petróleo crudo o gasolina, que son ligeros y tienden a moverse cerca de la franja capilar, ligeramente por arriba del nivel freático. Pueden ser trincheras activas (bombeo) o pasivas (flujo por gravedad). Los sistemas activos consisten en una red de pozos de remoción o un sistema de tuberías perforadas de recolección (dren colector) colocadas en el fondo de la trinchera. Por lo general están rellenos de arena gruesa o grava para promover la estabilidad de la pared. Los sistemas pasivos se utilizan casi exclusivamente para recoger contaminantes que flotan en la superficie del agua, como los hidrocarburos (Canter y Knox, 1990). El sistema de trincheras se utiliza cuando el nivel freático no se encuentra muy profundo y está constituido por materiales de baja conductividad hidráulica o acuíferos altamente heterogéneos. La trinchera se cubre con una película impermeable a lo largo de la pared que corresponde al gradiente inferior (Zoller, 1994). Todos los sistemas de intersección requieren una excavación de por lo menos 0.90 a 1.2 m por debajo del nivel freático para prevenir el escape de los contaminantes. Para que la trinchera resulte una opción económica factible su profundidad se limita a 6 m (Canter y Knox, 1990). La fig 3.10 muestra un sistema de trincheras.

La ventaja más obvia de los sistemas de intersección es la simplicidad de su construcción; otras ventajas son (Canter y Knox, 1990):

- Se pueden utilizar para recuperar lixiviados de rellenos sanitarios
- Se pueden utilizar para monitorear y recuperar contaminantes
- producen volúmenes de fluido menores que los sistemas de bombeo

Algunas de las limitaciones que presentan estos sistemas son (Canter y Knox, 1990):

- Cuando existen contaminantes disueltos, puede ser necesario el monitoreo de agua subterránea gradiente abajo de la línea de recuperación

- Los sistemas abiertos requieren precauciones de seguridad para prevenir incendios y explosiones
- El sistema de trincheras es menos eficiente que el sistema de extracción
- Los costos de operación y mantenimiento son altos.

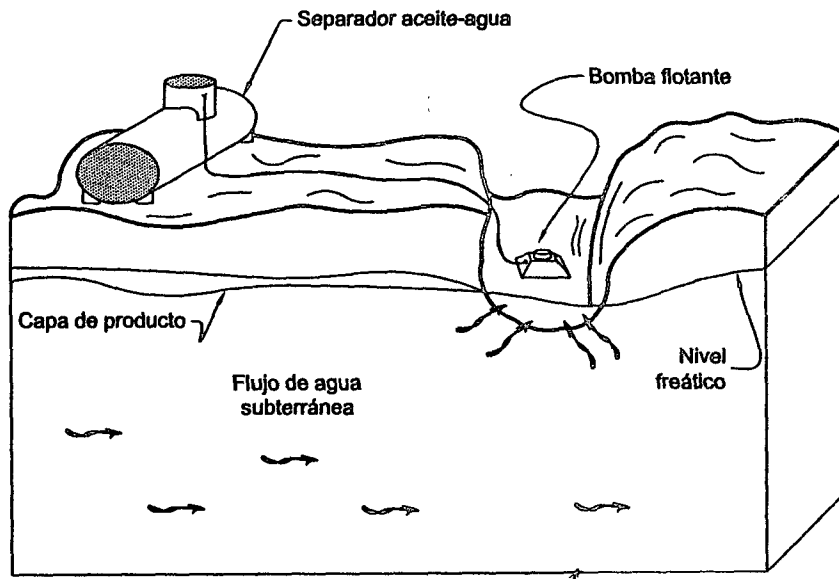


Fig 3.10 Corte seccional de una trinchera y bomba flotante utilizada para capturar productos flotantes y abatir el nivel freático (Benedient et al, 1994)

El programa de extracción de agua subterránea se diseñó para bombear agua de pozos o trincheras de intersección con el objetivo de lograr un control hidráulico en la fuente de contaminación y en la pluma de contaminantes disueltos, líquidos no acuosos, (NAPL). Históricamente esta tecnología fue la primera alternativa de tratamiento en conjunto con excavación, utilizada para la rehabilitación de sitios contaminados (Wehrle, 1993).

En la actualidad, la única tecnología de tratamiento de agua subterránea que ha llegado a ser efectiva en la rehabilitación de contaminaciones profundas y extensa de agua subterránea es la extracción de agua contaminada y su tratamiento posterior en la superficie por medio de tecnologías apropiadas. Popularmente se conoce como bombeo y tratamiento (Hoffman, 1993).

El tratamiento del agua subterránea es función de la solubilidad de los compuestos. Los tratamientos tienen dos efectos diferentes: uno a nivel de la superficie y otro a nivel del

subsuelo. En la superficie, el factor por controlar es la eficiencia de los procesos de separación de hidrocarburos y agua. El tratamiento del agua puede llevarse a cabo mediante varias operaciones: 1. El agua puede ser tratada y reinyectada, con lo cual se incrementa la velocidad del agua subterránea en la vecindad de los pozos y se facilita la desorción de los contaminantes para una rápida limpieza, pero requiere de la instalación de pozos adicionales, 2. El agua puede ser descargada al sistema de drenaje, en cuyo caso se deben cumplir las condiciones particulares de descarga y 3. El agua puede ser recolectada para ser desechada, aunque esta resulta la opción más cara y menos deseable (Cole, 1994; Canter y Knox, 1990). Cada opción tiene sus ventajas y limitaciones. Por lo general, la opción final se selecciona con base en consideraciones regulatorias por arriba de las consideraciones técnicas (Kent y Mann, 1993).

El principal problema del sistema de pozos de bombeo es el propio tratamiento y disposición del agua bombeada hacia la superficie. Existen numerosos sistemas de tratamiento de agua subterránea (Cole, 1994):

- Separación de aceite y agua
- Aspersión de aire
- Oxidación, usando ozono (O_3)
- Adsorción en unidades de carbón activado (GAC)
- Tratamiento biológico, normalmente biodegradación desarrollada fuera del sitio
- Biofiltración.

Si bien existen numerosos sistemas de tratamiento de agua subterránea, la aspersión de aire y la adsorción a carbón activado son las técnicas de tratamiento más eficientes para contaminantes orgánicos. El carbón activado y la aspersión de aire son frecuentemente utilizados en serie cuando están presentes compuestos orgánicos volátiles y no volátiles, y cuando se requiere alta eficiencia de remoción (Kent y Mann, 1993).

La selección de la tecnología de tratamiento está influida por la naturaleza de los contaminantes presentes. El agua subterránea contaminada con compuestos orgánicos puede tratarse por separación física o técnicas de oxidación. Los compuestos inorgánicos no pueden ser oxidados a CO_2 y H_2O y deben ser separados físicamente del agua subterránea.

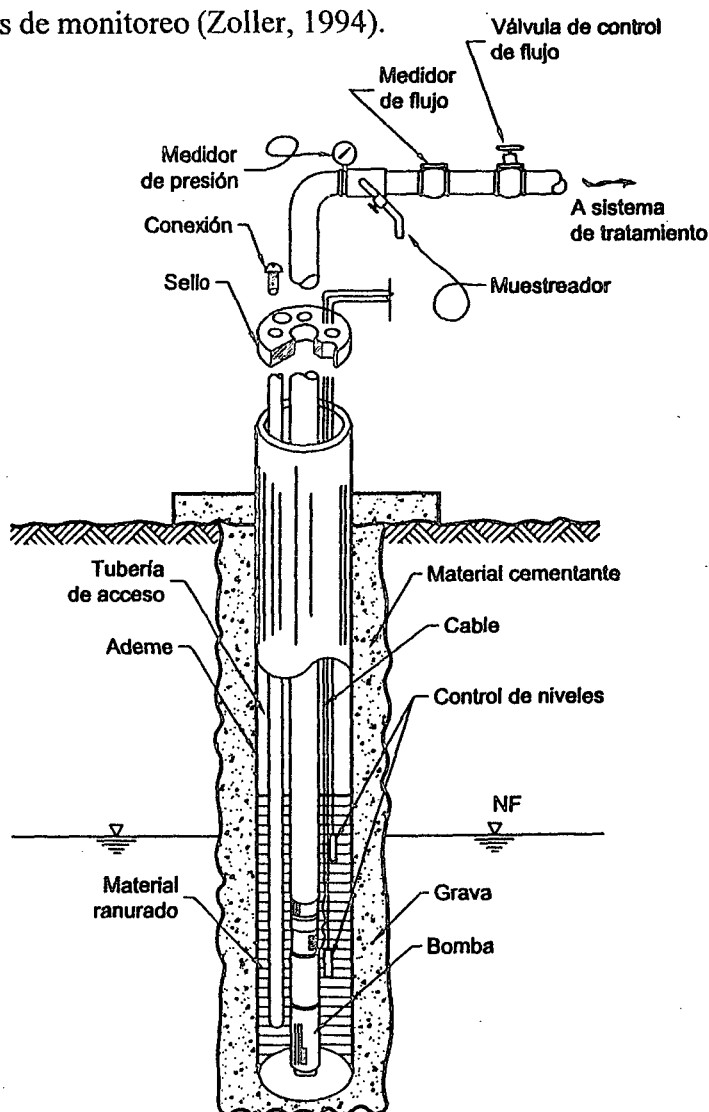
Un aspecto muy importante en los pozos de bombeo es la reacción del agua subterránea contaminada con los materiales de construcción, que pueden ocasionar una disminución

de la vida útil de la envoltura o protección. Los pozos de recuperación son construidos de una variedad de materiales como PVC, acero al carbón, acero galvanizado, acero inoxidable y fibra de vidrio, según el tipo y concentración del contaminante, así como del periodo programado para la operación (Kent y Mann, 1993).

La profundidad del pozo se determina con base en las características específicas del sitio. Sin embargo, la mayor parte de los pozos penetran parcialmente la matriz del suelo, y se prolongan solo a una profundidad que intercepte la extensión vertical del bulbo de contaminación. Para sitios contaminados con NAPL, la red de pozos debe instalarse en la elevación del nivel freático históricamente más alta, para asegurar la recuperación del producto libre en condiciones poco frecuentes de elevación del nivel freático. Los diámetros de los pozos de recuperación varían de 5 a 30 cm dependiendo del uso del pozo y el equipo de bombeo utilizado. El diámetro del pozo debe ser suficiente para permitir la fácil instalación de todos los mecanismos de monitoreo (Zoller, 1994).

El diseño de los pozos de recuperación depende del tipo de acuífero contaminado y del nivel de recuperación requerido. Este debe ser determinado antes de iniciar el diseño de los pozos de recuperación ya que el tamaño y tipo de bomba serán los principales factores para determinar el diámetro de los pozos, que puede variar desde 40 mm, los que usan bombas de desplazamiento neumático y recuperan cerca de 10 l/día, hasta grandes diámetros, los que utilizan bombas de alta capacidad y pueden recuperar cerca de 10 000 l/min (Kent y Mann, 1993). La fig 3.11 muestra un pozo de recuperación.

Fig 3.11
Pozo de recuperación
(Kent y Mann, 1993)



En el diseño del sistema de extracción y tratamiento de agua subterránea se utilizan soluciones analíticas o numéricas y técnicas de modelación para optimar el funcionamiento (Zoller, 1994). El número de pozos, la localización y los niveles de bombeo requeridos son parámetros claves. Los diseños más exitosos se han desarrollado para suelos relativamente arenosos o arenolimosos (Canter y Knox, 1990).

Para recuperar agua subterránea contaminada, se usan dos tipos generales de sistemas de bombeo: doble y simple. Los sistemas de bombeo doble se utilizan para la recuperación de compuestos orgánicos que no son miscibles con agua como hidrocarburos de cadena recta. La mayor parte de los productos derivados del petróleo menos densos que el agua caen en esta categoría. El nivel freático se abate por el bombeo de agua subterránea e hidrocarburos flotantes que, acumulados en el cono de depresión, se extraen y envían al tanque de recuperación de hidrocarburos. El agua subterránea bombeada hacia la superficie contiene contaminantes solubles, como benceno, etilbenceno, tolueno y xilenos que se remueven por medio de un apropiado sistema de tratamiento de agua (Kent y Mann, 1993).

El sistema de bombeo simple recupera hidrocarburos y agua, y libera una mezcla de fluidos a través de una tubería sencilla que va hacia un separador hidrocarburos-agua, localizado en la superficie, para separar la fase de hidrocarburos de la fase del agua que requiere tratamiento. Se emplean bombas eléctricas sumergibles y sistemas impulsados por gasolinas (fig 3.12).

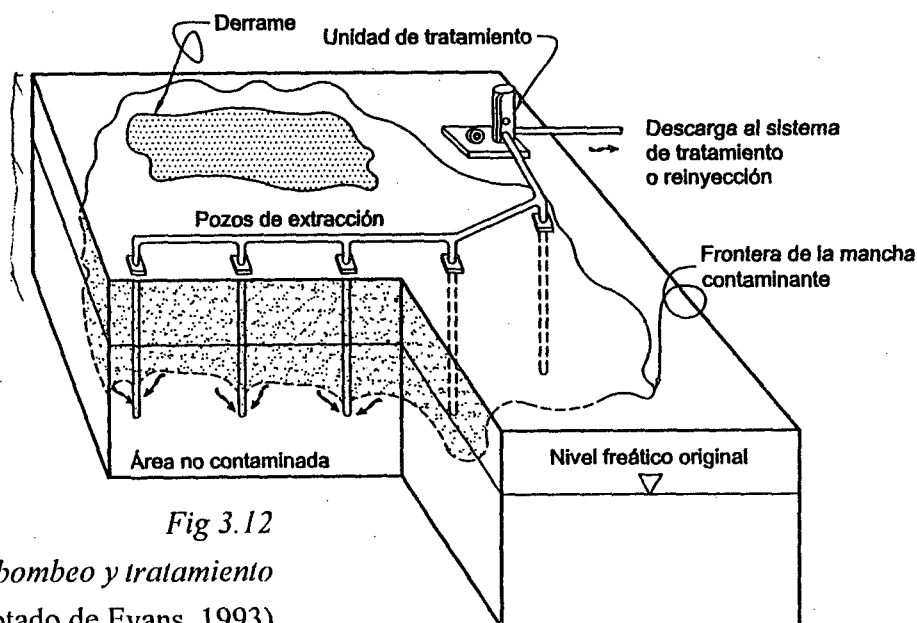


Fig 3.12

Sistema de bombeo y tratamiento
(adaptado de Evans, 1993)

Los sistemas para controlar las emisiones de vapor provenientes del tratamiento de aspersión de aire pueden funcionar mediante la descarga directa en la atmósfera, incineración-combustión y adsorción en carbón activado. La descarga directa es la opción más económica. Cuando el nivel de contaminación en el agua subterránea es bajo, la descarga directa es frecuentemente aprobada por las autoridades ambientales. Sin embargo, cuando el nivel de contaminación es alto, el tratamiento de las emisiones de vapor es necesario y el método más usado consiste en la adsorción de vapores con carbón activado, similar al de adsorción de contaminantes del agua. El problema con este tipo de sistemas es la disposición o regeneración de las unidades de carbón (Kent y Mann, 1993).

El método de bombeo y tratamiento es una tecnología comprobada y ampliamente utilizada para tratar agua subterránea contaminada con hidrocarburos y residuos peligrosos. Los costos pueden variar significativamente en función de los costos asociados con la operación y mantenimiento, y son comparables con los de las tecnologías de volatilización y excavación (Zoller, 1994).

Este método es más efectivo en situaciones en que la fuente de contaminación ha sido eliminada y para contaminantes con alta movilidad y solubilidad en agua. Es una tecnología desfavorable para sitios que presenten baja conductividad hidráulica, geología muy compleja y heterogénea, contaminantes que sean hidrofóbicos y adsorbidos por el suelo o presencia de NAPL como saturación residual.

La eficiencia de la tecnología de bombeo y tratamiento como único método para la rehabilitación de un sitio es limitada. El sistema puede mostrar inicialmente un decremento en la concentración de los contaminantes; sin embargo, los niveles se estabilizan, por lo general, en niveles de limpieza menores de los requeridos (Canter y Knox, 1990; Zoller, 1994).

Las principales ventajas del sistema de bombeo y tratamiento son (Kent y Mann, 1993):

- Es un medio eficiente y efectivo para asegurar el control de la contaminación del agua subterránea
- Puede ser instalado en corto tiempo
- Los pozos de monitoreo instalados previamente pueden ser algunas veces empleados como parte del sistema de pozos

- Alta flexibilidad de diseños
- Los costos de construcción pueden ser más bajos que las barreras artificiales.

Las principales desventajas de los sistemas de bombeo y tratamiento son (Kent y Mann, 1993):

- Es un método caro en diseño, instalación y operación
- En todos los casos conocidos, los sistemas deben mantenerse en operación por décadas antes de poder alcanzar los niveles de limpieza
- Se requiere un monitoreo continuo después de la instalación
- Los sistemas de recuperación remueven agua limpia junto con agua contaminada
- Algunos sistemas pueden requerir el uso de modelos matemáticos sofisticados para evaluar su efectividad.

3.10 Sistemas de paredes

Las paredes verticales representan una tecnología cuyo objetivo más que eliminar o tratar los contaminantes consiste en aislar un área, a fin de prevenir la contaminación del agua subterránea o bien restringir el movimiento del agua subterránea previamente contaminada. La tecnología implica la excavación de una trinchera-que posteriormente se rellena con material impermeable- alrededor de la zona contaminada. Las paredes verticales utilizadas para controlar la contaminación del agua subterránea se pueden clasificar en los siguientes grupos: 1. Suelo con bentonita, 2. Cemento con bentonita, 3. Concreto plástico, 4. Viga vibratoria, 5. Lámina de acero, y 6. Reactivas (Cavalli, 1992; Rumer y Ryan, 1995).

Paredes verticales de suelo con bentonita

En este método, se excava una zanja y se agrega una mezcla de lodo bentonítico con agua para dar estabilidad a la zanja. Las excavaciones pueden hacerse hasta a 20 m de profundidad con una retroexcavadora. Para profundidades mayores se requieren maquinarias especiales como dragas. La mezcla de lodo por lo general contiene 5 % de bentonita y 95 % de agua, en peso. El material que se usa más comúnmente es bentonita o montmorilonita, que se expanden al contacto con el agua e imparten una naturaleza viscosa al fluido. El espesor usual es de 0.6 a 1.5 m. Una vez que la zanja se termina, la mezcla de lodo bentonítico se reemplaza por otra de menor permeabilidad que, en general, consiste en arena, arcilla, limo y mezcla de

lodo bentonítico. Este método no es útil cuando existe cierto tipo de contaminantes que puede reaccionar con el lodo bentonítico, como algunos solventes que pertenecen al grupo de DNAPL (fig 3.13).

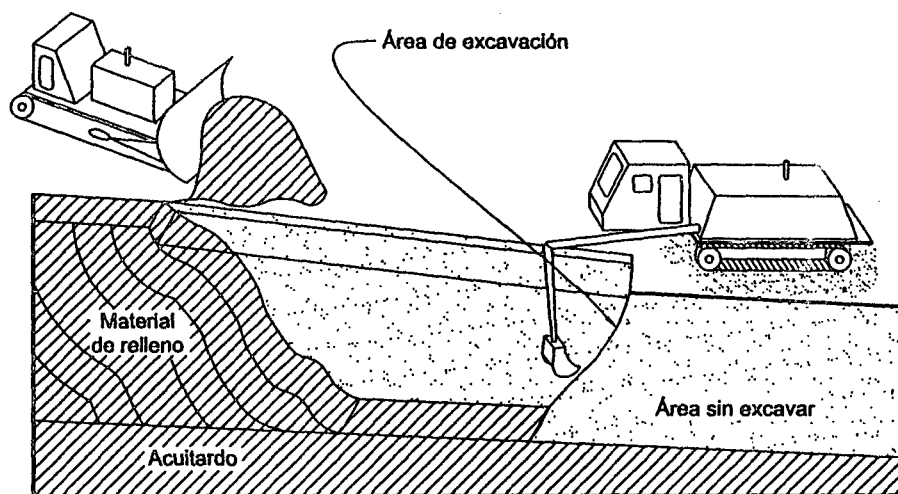


Fig 3.13 Sistema de pared de lodo bentonítico (adaptado de Evans, 1993)

Paredes verticales de cemento con bentonita

El procedimiento es muy similar al anterior. La diferencia es que el relleno inicial no se reemplaza sino que desde el inicio se utiliza una mezcla de lodo bentonítico, cemento y agua que se deja endurecer en el sitio. La conductividad hidráulica de esta mezcla varía entre 1×10^{-5} y 1×10^{-6} cm/s, mientras que la mezcla de lodo bentonítico varía entre 1×10^{-7} y 1×10^{-8} cm/s.

Paredes verticales de lámina de acero

Las tablestacas de acero se han utilizado ampliamente en ingeniería civil para reducir el flujo de agua en el subsuelo; sin embargo, para problemas ambientales no se han usado mucho debido a los problemas de filtración a través de las uniones, que pueden dejar pasar desechos muy concentrados. Para reducir estas filtraciones, se han empezado a utilizar lodo bentonítico en las uniones de las tablestacas y, aunque el método es más costoso, el resultado es muy eficaz.

Paredes verticales de concreto plástico

Se construyen por lo general para controlar la entrada de agua subterránea en proyectos de construcción y para minimizar la entrada de agua contaminada en ciertos sitios. En esta técnica una perforadora avanza en el centro de la barrera circular y en el extremo inferior un

inyector mecánico lanza una mezcla cementante que baja la permeabilidad considerablemente, de modo que va formando una barrera inferior impermeable.

Paredes verticales de viga vibratoria

En este caso, se utiliza el método de hincado por vibración en el cual se introduce una viga de acero hasta la profundidad deseada y después se extrae para agregar en el hueco dejado, un material aglutinante. En ocasiones este se agrega desde que se hinca la viga, ya que sirve como lubricante durante la penetración. Los materiales más usados son cemento con bentonita y materiales asfálticos.

Paredes verticales de tratamiento

Las paredes de tratamiento, también llamadas paredes reactivas, paredes de tratamiento pasivo o barreras permeables, son uno de los sistemas de contención más innovadores. El objetivo de estas paredes, más que en contener o aislar la fuente de contaminación, consiste en aumentar la permeabilidad para permitir el paso de la mancha a un sitio donde se realice la degradación o remoción de los contaminantes, y por esta razón se trata de manera separada. Las paredes de tratamiento se rellenan con diversos tipos de materiales (rellenos activos), cuidadosamente seleccionados por su capacidad para eliminar determinados tipos de contaminantes. Cuando el agua subterránea contaminada pasa por la pared de tratamiento, los contaminantes quedan en una zona llamada de reacción donde se transforman en compuestos inocuos. La ventaja principal de los muros de tratamiento, en comparación con otros métodos tradicionales como el bombeo y tratamiento del agua subterránea, es que es un sistema pasivo que trata los contaminantes *in situ*. Se calcula que este método cuesta 50 % del costo del sistema de bombeo y tratamiento. El sitio ideal para instalar las paredes de tratamiento es en suelos arenosos con flujos de agua subterránea abundante y constante. El sistema es aplicable hasta profundidades de 15 m (USEPA, 1997b, fig 3.14).

Algunos factores que pueden limitar la aplicabilidad y efectividad del sistema de paredes son:

- Su aplicación envuelve una gran cantidad de construcción pesada
- Solo controla la migración de los contaminantes dentro de un área
- No garantiza que se evite la necesidad de una rehabilitación futura del sitio.

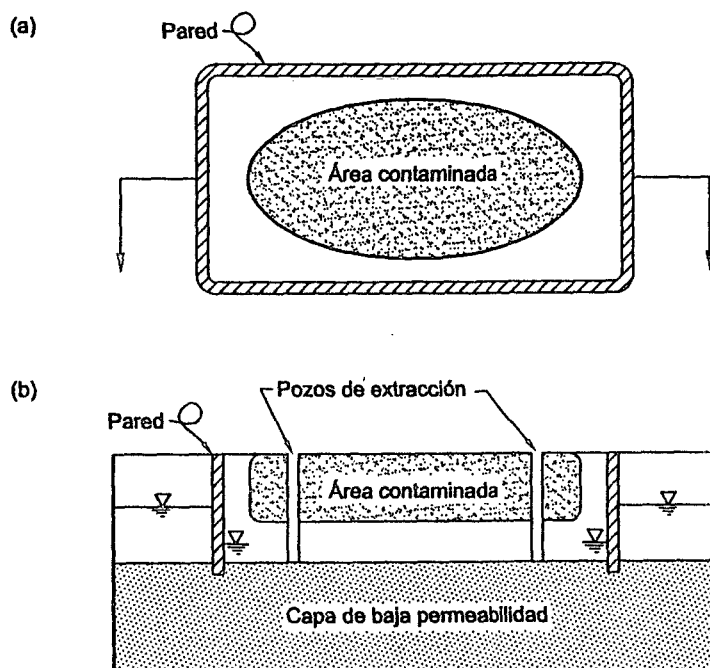


Fig 3.14 Diagrama de paredes verticales (adaptado de Evans, 1993)

3.11 Tratamiento térmico

La destrucción térmica transforma los compuestos por oxidación térmica controlada (Grasso, 1993). Involucra la exposición de los residuos a altas temperaturas (normalmente 900 °C o más) hasta que son convertidos en dióxido de carbono, agua y otros productos de la combustión. Los productos específicos de la destrucción térmica varían, dependiendo del tipo de residuo y las condiciones de operación (Grasso, 1993; Oppelt, 1988).

Los procesos de destrucción térmica para suelos y lodos contaminados utilizan incineradores de lecho fluidizado, hornos de incineración rotatorios, procesos industriales de altas temperaturas como hornos cementeros y hornos industriales, tratamiento térmico infrarrojo, sistemas de incineración pirolítica y oxidación térmica (Oppelt, 1988).

Para la limpieza de sitios con residuos peligrosos, generalmente se utiliza un sistema de incineración completa (cámara de combustión primaria, cámara de combustión secundaria y un completo sistema de control de emisiones a la atmósfera), mientras que para la rehabilitación de sitios contaminados con hidrocarburos se utiliza un equipo de venteo térmico de suelos (normalmente un secador con un sistema de control de emisión de partículas, USDE, 1997).

Las tecnologías de tratamiento térmico fuera del sitio se clasifican en dos grandes categorías:

- a) Venteo térmico de suelos a bajas temperaturas (LTTS)
- b) Tratamiento térmico a altas temperaturas (HTTT).

El tratamiento térmico por venteo a bajas temperaturas, LTTS, consiste en calentar el suelo a temperaturas suficientemente altas para volatilizar los hidrocarburos, pero no lo suficientemente altas para provocar su ignición y combustión. Después de la volatilización, el vapor puede ser quemado o recolectado para su disposición final (Cole, 1994).

El suelo se alimenta en el interior de una cámara de venteo donde los gases, a altas temperaturas, provocan la volatilización de los contaminantes. Los vapores son quemados o recolectados. La cámara de venteo se gira o se agita para proporcionar un buen contacto entre las partículas del suelo y los gases calientes. Los vapores de la cámara de venteo pasan a través de una flama, un convertidor catalítico o un filtro de carbono. La elección del sistema de tratamiento depende del tipo de unidad fija o móvil.

La ventaja de este método es que proporciona un medio relativamente simple para limpiar sitios muy contaminados. El tiempo de tratamiento es corto y los suelos tratados pueden utilizarse como material de relleno. La desventaja es que los costos son comparativamente altos y se requieren equipos especializados y costosos de los que no se dispone fácilmente (Cole, 1994).

Algunos problemas que limitan el uso del sistema LTTS son los siguientes:

- Los suelos con alto contenido de metales pueden dañar los convertidores catalíticos
- Los suelos con alto contenido de materia orgánica reducen la eficiencia del sistema
- El sistema no es tan eficiente en presencia de suelos con grandes partículas, las cuales limitan el área superficial y la volatilización
- La presencia de escombros grandes, como bloques de concreto o asfalto, puede dañar el equipo
- Los plásticos pueden dañar las cámaras de venteo.

Los suelos con un pH fuera del intervalo de 5 a 11 son demasiados corrosivos para ser tratados con el sistema LTTS. Las arcillas y limos, al igual que los hidrocarburos pesados, que no se volatilizan con suficiente rapidez, son más eficientemente tratados por un sistema térmico de alta temperatura. Los suelos con alto contenido de humedad y alta capacidad calorífica son tratados eficientemente por el sistema HTTT (Cole, 1994).

El sistema LTTS requiere un control más preciso de la temperatura, pero opera a bajas temperaturas. La temperatura varía dependiendo del tiempo de residencia del suelo en el incinerador, pero por lo general opera abajo de 800 °C (1 500 °F). El sistema LTTS se caracteriza por su bajo consumo de combustible. Las temperaturas de operación normalmente utilizadas son las siguientes:

- Temperatura para venteo de suelo contaminados con hidrocarburos ligeros: 50 a 160 °C (120 a 320 °F)
- Temperatura para venteo de suelo contaminado con hidrocarburos pesados: 200 a 300 °C (390 a 570 °F)
- Temperaturas de incineración: 800 a 2 000 °C (1 500 a 3 500 °F).

Los sistemas térmicos a altas temperaturas se consideran tecnologías en desarrollo, particularmente como una aplicación para suelos contaminados con petróleo. Sin embargo, los hornos de incineración rotatorios son utilizados casi rutinariamente donde existen instalaciones disponibles. Los sistemas HTTT son eficientes para tratar suelos difíciles de rehabilitar con otras alternativas de tratamiento (Cole, 1994).

El sistema HTTT es más eficiente para suelos con contaminaciones ligeras o moderadas. El tratamiento de hidrocarburos ligeros, como gasolina o gas avión, no es conveniente que se trate con la tecnología HTTT debido al alto riesgo de fuego y explosión. Las arcillas y limos, que por lo general no son tratados con otros métodos de forma eficiente, pueden ser tratados en hornos rotatorios. Algunos problemas que limitan el uso de los sistemas HTTT son los siguientes (Cole, 1994):

- Los suelos con alto contenido de metales (plomo, arsénico y plata) pueden dañar los convertidores catalíticos
- Los suelos con alto contenido de materia orgánica reducen la eficiencia y aumentan los costos de operación del sistema

- La presencia de escombros grandes como bloques de concreto o asfalto pueden dañar el equipo
- Los plásticos pueden ensuciar las cámaras de venteo.

Los sistemas de tratamiento térmico móviles y transportables se usan frecuentemente utilizados como sinónimos. Sin embargo, un sistema de tratamiento térmico *móvil* es definido como un sistema adaptado a un camión. La instalación de este sistema en campo toma una semana y requiere un mínimo de preparativos. Un sistema de tratamiento térmico *transportable* se define como un sistema adaptado a un camión, cuya instalación en campo requiere más de una semana así como grandes preparativos (Kesketh *et al*, 1990; Cudahy y Troxler, 1990, fig 3.15).

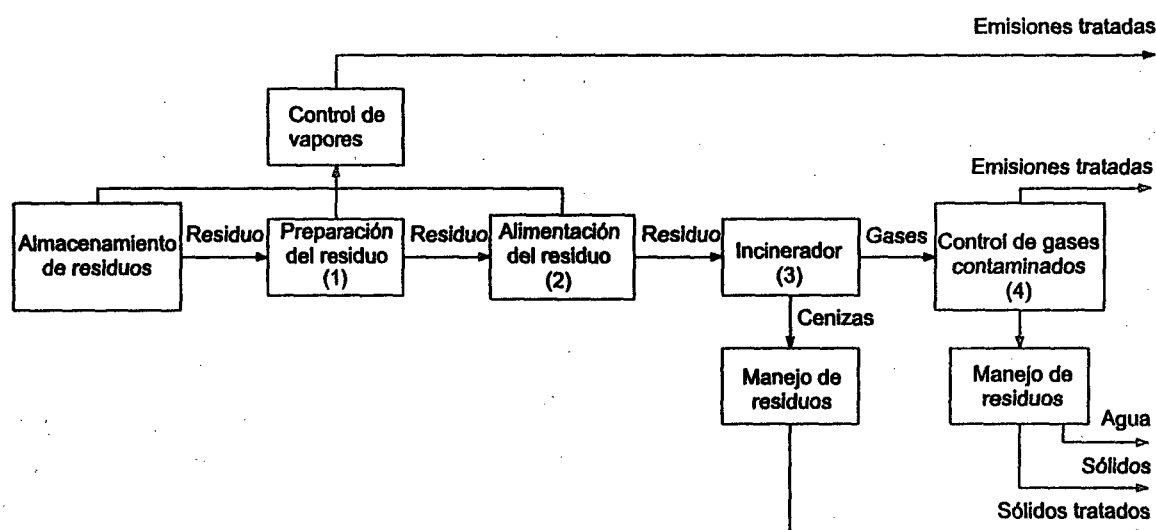


Fig 3.15 Proceso de incineración móvil / transportable (USEPA, 1996)

Para fines de tratamiento térmico, los suelos pueden ser agrupados, por su extensión y tipo de contaminación (Kesketh *et al*, 1990):

Extensión de la contaminación

- Pequeña (menos de 5 000 t)
- Mediana (entre 5 000 y 30 000 t)
- Grande (superior a las 30 000 t)

Tipos de suelo contaminado:

1. Suelos con un contenido de humedad menor del 30 % y contaminados ligeramente con compuestos orgánicos
2. Lodos con un contenido de humedad superior al 30% y contaminados ligeramente con compuestos orgánicos no biológicos
3. Sitios ligeramente contaminados con tambores de almacenamiento de residuos peligrosos
4. Sitios con suelos, lodos y tambores contaminados

Los siguientes sistemas de tratamiento térmico están disponibles comercialmente en equipos móviles o transportables

- Hornos rotatorios
- Hornos de tratamiento infrarrojo
- Lecho fluidizado
- Sistema híbrido.

Los sistemas de tratamiento móviles o transportables han demostrado su efectividad para tratar suelos, sedimentos, lodos y líquidos que contienen principalmente contaminantes orgánicos, como compuestos halogenados volátiles y semivolátiles, compuestos no halogenados volátiles y semivolátiles, PCB, dioxinas o furanos, cianidas orgánicas y compuestos orgánicos corrosivos (USEPA, 1996).

La efectividad del sistema de incineración móvil o transportable sobre un grupo general de contaminantes para varias matrices se muestra en la tabla 3.2.

Tabla 3.2 Efectividad del tratamiento térmico sobre contaminantes específicos (Grasso, 1993)

Compuestos volátiles		
Acetonas	1,1-dicloroetano	1,1,2-tricloroetano
Benceno	1,2- dicloroetano	Tolueno
Tetracloruro de carbono	1,1,1-tricloroetano	Cloruro de vinilo
Cloroformo	1,1,2,2-tetracloroetano	trans-1,2-dicloroetano
Compuestos semivolátiles		
Etilbenceno	Naftaleno	Xileno

- Destrucción completa de los compuestos peligrosos
- Reducción de peso y volumen de material
- Tiempos de residencia breves
- Control de las emisiones de descarga
- Recuperación de calor
- Posibilidad de operar en el sitio
- Aplicable para numerosos tipos de residuos.

La destrucción térmica tiene las siguientes limitaciones (Grasso, 1993):

- Algunos materiales no son incinerables
- Genera algunos compuestos orgánicos tóxicos
- Sus costos de operación son altos comparados con los de otras tecnologías
- Requiere personal altamente capacitado
- Requiere combustible suplementario continuo
- Presenta un grado importante de oposición pública.

En el caso específico de los hornos rotatorios, estos ofrecen las siguientes ventajas (Grasso, 1993):

- Se puede mantener un tiempo de residencia alto y la mezcla de los residuos sólidos
- Se puede manejar una variedad de residuos, incluyendo tambores y otros contenedores.

3.12 Uso de metales de valencia cero

En los últimos años se han desarrollado tecnologías basadas en la habilidad de algunos metales para liberar electrones, como métodos posibles para la rehabilitación *in situ* de agua subterránea contaminada. Las pruebas de laboratorio han indicado un potencial considerable para remover metales electroactivos, así como para degradar un amplio número de compuestos orgánicos alifáticos halogenados.

El primer registro que se tiene del uso de metales de valencia cero en la degradación de compuestos orgánicos, es la utilización de zinc granular para aumentar la degradación de plaguicidas (Sweeny y Fischer, 1972).

Se han realizado pruebas de laboratorio en lote y en columnas, y hasta el momento, una prueba de campo *in situ* a pequeña escala. Estas pruebas se hicieron inicialmente para examinar la efectividad de varios metales y también para determinar el grupo de compuestos orgánicos para los cuales el proceso parece ser efectivo. Entre los metales cuya efectividad fue examinada se encuentran acero inoxidable, cobre, latón, aluminio, hierro y metal galvanizado (zinc). La prueba se hizo utilizando 1,1,1-TCA como el compuesto por probar (Gillham y O'Hannesin, 1992). Con acero inoxidable, latón y cobre, se obtuvo una tasa de degradación baja. El aluminio fue considerablemente más efectivo, y en cuanto al zinc y al hierro se obtuvieron tasas de degradación muy similares con una vida media de cerca de 100 min (la vida media t_{50} es el tiempo requerido por la concentración inicial para declinar al 50 %). Debido a su bajo costo y gran disponibilidad, todas las pruebas subsecuentes fueron realizadas usando hierro electrolítico.

Posteriormente, se realizaron una serie de pruebas donde se examinó la efectividad del hierro en la degradación de un grupo de catorce compuestos de alifáticos halogenados, de los cuales cuatro fueron metanos, cuatro etanos y seis etenos. En estas pruebas, se adicionaron 10 g de hierro granular producido electrolíticamente a viales de 40 ml; estos viales contenían una solución acuosa de compuestos orgánicos de interés, generalmente en una concentración inicial entre 1 y 3 mg/l. La declinación exponencial en concentración sugiere que el proceso de degradación es de primer orden. Los resultados obtenidos fueron similares para todos los compuestos probados, con excepción del diclorometano (DCM), aunque la degradación varió considerablemente entre los compuestos. El único compuesto probado para el cual no hubo evidencia de degradación fue el DCM. Normalizando los resultados experimentales en 1 m^2 de superficie de hierro por mililitro de solución dada, los valores t_{50} estuvieron en un intervalo de 0.013 a 20 h. Pruebas posteriores de Gillham *et al* (1994) confirmaron que el proceso fue abiótico y que la degradación durante el flujo de la solución a través de columnas empacadas con mezcla de hierro granular y arena sílica, fue consistente con los resultados de las pruebas en lote.

Los procesos para remoción de metales y compuestos orgánicos son sustancialmente diferentes. Ambos toman en cuenta la propiedad de los metales de transición de liberar electrones; sin embargo, en el caso de compuestos orgánicos los electrones provocan la

descloración reductiva, mientras que en el caso de metales electroactivos, la reducción de especies que forman oxianiones pueden causar la formación de precipitados insolubles. Así, los compuestos orgánicos clorados son transformados en compuestos menos clorados (o no clorados), mientras los metales no son destruidos sino inmovilizados.

Para la remoción de metales electroactivos, los estudios recientes se han enfocado en la posibilidad de reducir metales disueltos y formar precipitados relacionados con metales solubles dentro de acuíferos mediante la adición de reactivos en fase sólida al material del acuífero. Para que el método sea eficiente en sistemas de restauración pasiva, el reactivo en fase sólida debe ser suficientemente estable para permanecer en el lugar por un periodo económicamente viable (años o décadas), y debe ser suficientemente reactivo para inducir el cambio químico deseado dentro del tiempo transitorio del contaminante, en el sistema de tratamiento. Debido a su baja solubilidad y alta reactividad, el hierro elemental parece ser un candidato ideal para esta aplicación.

Los factores que influyen en la degradación son: la actividad biológica (aunque la evidencia sugiere que la actividad biológica no afecta al proceso directamente), el área superficial (claramente la tasa de degradación se incrementó cuando la cantidad de hierro en los viales de 40 ml se elevó de 0 a 50 g), el efecto del pH (la razón de reacción disminuye al aumentar el pH, aunque parece que esta permanece relativamente constante cuando el pH se acerca a 9.5), y el efecto de las condiciones de flujo dinámico (la tasa de degradación es independiente de la razón de flujo y concentración inicial del compuesto orgánico).

3.13 Rehabilitación electrocinética

El empleo de la técnica electrocinética es relativamente nuevo para la rehabilitación de suelos contaminados con metales. El principio de esta técnica consiste en aplicar una corriente directa a través del suelo, entre dos o más electrodos. La corriente moviliza las especies cargadas, partículas e iones en el agua de poro, de acuerdo con los siguientes procesos (Rodsand *et al*, 1995):

- Electromigración (transporte de especies químicas cargadas bajo un gradiente eléctrico)
- Electrósmosis (transporte del fluido de los poros bajo un gradiente hidráulico)
- Electroforesis (movimiento de partículas cargadas bajo un gradiente hidráulico)

- Electrólisis (reacciones químicas asociadas con el campo eléctrico)
- Acidificación del suelo por el transporte del protón (H^+) generado por la electrólisis del agua en el ánodo.

En este proceso se genera un medio ácido en el ánodo y un medio alcalino en el cátodo. El pH baja alrededor de 2 en el ánodo y sube alrededor de 12 en el cátodo, dependiendo de la corriente total aplicada. El frente ácido avanza hacia el cátodo por diferentes mecanismos de transporte. Este avance del frente ácido puede disminuir debido a la capacidad de amortiguación del suelo. En la tabla 3.3 se presentan las eficiencias de remoción de metales obtenidas con este proceso, a escala de laboratorio.

Tabla 3.3 Aplicaciones a nivel laboratorio con la técnica electrocinética
(adaptada de Rodsand *et al*, 1995)

Especie	Eficiencia de remoción (%)	Tipo de suelo	Referencia
As	66 - 89	Lodo arcilloso de río	Lageman <i>et al</i> (1990)
Cd	85 - 99 50 90 - 95	Arena arcillosa fina Lodo de río Kaolinita	Lageman <i>et al</i> (1990) Lageman <i>et al</i> (1990) Acar <i>et al</i> (1994a)
Cr	64 - 91 93 - 99 30 - 50	Arena arcillosa fina - Kaolinita	Lageman <i>et al</i> (1990) Banerjee <i>et al</i> (1990) Hamed (1990)
Cu	90 - 91 60 - 71 55 - 95	Arcilla y arena arcillosa Lodo de río Arena arcillosa	Lageman <i>et al</i> (1990) Lageman <i>et al</i> (1990) Ottosen y Hansen (1993)
Hg	60 - 67	Arena arcillosa fina Kaolinita	Lageman <i>et al</i> (1990) Wittle y Pamukcu (1992)
Ni	85 - 91	Arena arcillosa fina Kaolinita	Lageman <i>et al</i> (1990) Wittle y Pamukcu (1992)
Pb	70 - 98 54 - 73	Kaolinita Lodo de río	Hamed <i>et al</i> (1990) Lageman <i>et al</i> (1990)
Zn	81 - 94 95 - 100	Arena arcillosa fina Kaolinita	Lageman <i>et al</i> (1990) Probstein (1994)

3.14 Costos de operación

Los costos de operación de las tecnologías de rehabilitación dependen principalmente de las características de los contaminantes, las características hidrogeológicas del sitio, así como de las condiciones de operación. Los factores más relevantes son específicos de cada tecnología y resulta muy importante identificar cada uno de ellos y documentarlos si es posible en la etapa de planeación, con el objetivo de tener una guía durante el programa de muestreo y las actividades de rehabilitación del sitio.

En México, no existe información disponible que permita presentar una panorámica general acerca de las actividades de evaluación de la contaminación realizadas por las autoridades ambientales en diferentes zonas del país, mucho menos se cuenta con datos que revelen la realización de trabajos de rehabilitación, los resultados obtenidos, y los costos de planeación y operación de las mismas.

La información acerca de los costos de operación y aplicación de estas tecnologías de saneamiento provienen de otros países, principalmente de países desarrollados (tabla 3.4). Sin embargo, las principales reservas para aplicar estos costos de operación en México están relacionadas con las diferencias tecnológicas, económicas y geográficas. Por eso, es conveniente tomar dichos datos solamente como orientación para las actividades de saneamiento de sitios contaminados en México.

3.15 Tablas resumen

En la tabla 3.5, se presentan en síntesis las principales características de aplicabilidad, con ventajas y limitaciones, así como el tiempo promedio de rehabilitación, de cada una de las tecnologías expuestas en el texto.

Tabla 3.4 Tabla comparativa de los costos de operación de las tecnologías de rehabilitación

Tecnología	Costos
Sistema de extracción por vapor	Los costos son específicos para cada sitio, dependiendo del tamaño del sitio, la hidrogeología local y la naturaleza y grado de contaminación. Los costos estimados varían entre 10 y 50 dólares por metro cúbico de suelo tratado (\$80-400 MN) (USEPA, 1997a) (Freeman y Harris, 1995).
Flujo con soluciones surfactantes (<i>soil flushing</i>)	El costo promedio varía entre 50 y 120 dólares por yarda cúbica (\$400-960 MN), dependiendo de las características del sitio, la cantidad y constituyentes de la contaminación, así como de los niveles de limpieza requeridos (Ellison, 1991).
Lavado de suelo con surfactantes fuera del sitio (<i>soil washing</i>)	Los costos de operación dependen de los procesos postratamiento, del volumen de suelo por tratar, de su contenido de partículas finas y de la cantidad y concentración de los contaminantes, y varían entre 120 y 200 dólares (\$960-1600 MN) por tonelada. (Geraghty y Miller, 1997; USDE, 1997).
Estabilización y solidificación	Los costos estimados son de 50 a 250 dólares (\$400-2 000 MN) por tonelada. Los costos varían de acuerdo con las características del sitio, suelo y contaminantes que afectan el desarrollo de los procesos (Fink y Wahl, 1996).
Vitrificación	Los costos de operación varían según la cantidad de agua, profundidad del proceso y costos de electricidad. Los costos de las pruebas de tratabilidad varían entre 25 y 30 dólares (\$200 y 240 MN).
Biorrestauración	Los costos del tratamiento por biolabranza están dentro del intervalo de 50 a 80 dólares (\$400-640 MN) por yarda cúbica de suelo tratado. Para sitios con volúmenes superiores a los 46 m ³ de suelo contaminado con diesel, el costo es de 30 dólares (\$240 MN) por yarda cúbica. En general, para sitios contaminados con petróleo que rebasen las 8 m ³ , los costos de tratamiento oscilan entre 30 y 50 dólares (240 y 400 MN) por yarda cúbica de suelo tratado (Grasso, 1993). Los costos de tratamiento por el método de composteo pueden variar de 20 a 120 dólares (160-960 MN) por tonelada húmeda de suelo, incluyendo los costos de preparación del sitio, equipo móvil, superficie de concreto, sistemas de aireación, además de operación y mantenimiento (Grasso, 1993).
Control hidráulico y sistemas de bombeo y tratamiento	Los costos para los sistemas de desagüe poco profundos o drenes de recolección están estimados en aproximadamente de 1 235 a 1 730 dólares (\$9 880 a 13 840 MN) por hectárea drenada dependiendo de la profundidad y localización de la contaminación, así como de los materiales utilizados (Canter y Knox, 1990).
Sistemas de paredes	El costo promedio de instalación del sistema de paredes suelo-bentonita varía entre 540 y 750 dólares (\$4 320 a 6 000 MN) por metro cuadrado. Estos costos dependen principalmente de las características específicas del sitio, y no incluyen los costos de análisis químicos y pruebas de factibilidad o compatibilidad.
Tratamiento térmico	Para suelos contaminados ligeramente los costos son como sigue: en sitios pequeños de cerca de 1000 t los costos varían de 1 000 a 1 500 dólares (\$8 000-12 000 MN) por tonelada. Para sitios de tamaño mediano, el intervalo de costos es de 200 a 500 dólares (\$1 600-4 000 MN) por tonelada. Para sitios grandes, los costos van de 100 a 400 dólares (\$800-3 200 MN) por tonelada. Sin embargo, estas estimaciones dependen de la capacidad del equipo utilizado (Kesketh <i>et al</i> , 1990).
Uso de metales de valencia cero	Información no disponible
Rehabilitación electrocinética	Información no disponible

Tabla 3.5 Descripción de las tecnologías de rehabilitación comúnmente utilizadas en los programas de limpieza de sitios contaminados

	Sistema de extracción por vapor
Datos requeridos	Tipo de suelo, tamaño y distribución de partículas, profundidad del nivel freático, concentraciones aproximadas de los VOC, permeabilidad del suelo, radio de influencia de la contaminación.
Aplicabilidad	Compuestos volátiles con valores dimensionales de la constante de la Ley de Henry mayores de 0.01 o una presión de vapor mayor de 0.5 mm Hg. Los grupos principales de contaminantes que remueve son VOC y algunos combustibles; benceno, tolueno, etilbenceno, xileno, naftaleno, percloroetileno, tricloroetileno, tricloroetano, butanos, pentanos, hexanos, gasolinas, contaminantes de mezclas de residuos como hidrocarburos clorados, alcoholes (metanol, etanol y propanol). El sistema no remueve hidrocarburos pesados, diesel, metales, PCB o dioxinas.
Ventajas y limitaciones	Es aplicable sólo en suelos porosos con conductividades hidráulicas mayores de 10^{-3} cm/s, crea una perturbación mínima en el sitio contaminado. Puede ser utilizada en combinación con otras tecnologías de tratamiento. Es posible eliminar contaminantes de la zona vadosa reduciendo el riesgo de una potencial migración hacia el nivel freático. Los factores que pueden limitar la aplicabilidad del proceso incluyen; suelos compactados o con un alto contenido de humedad (> 50 %), suelos con grandes variaciones en la permeabilidad, con un alto contenido orgánico o excesivamente húmedos, emisiones de vapor, líquidos residuales y el carbón activado usado pueden requerir tratamiento y/o disposición, suelos con temperaturas menores de 10 °C no son eficientemente rehabilitados.
Tiempo promedio de la rehabilitación	De varias semanas a un par de años.
	Lavado de suelo <i>in situ</i>
Datos requeridos	Es necesario realizar pruebas de tratabilidad para determinar la factibilidad de los procesos de lavado de suelos específicos. La caracterización física y química del suelo incluye los siguientes parámetros: permeabilidad, estructura, textura porosidad, contenido de humedad, carbono orgánico total, capacidad de intercambio catiónico, pH y capacidad amortiguadora.
Aplicabilidad	Efectiva en suelos permeables ($K > 1.0 \times 10^{-3}$ cm/s). Los suelos secos requieren inicialmente más líquido de lavado para movilizar los contaminantes. Es efectivo en suelos que contengan arenas gruesas y gravas contaminadas con una amplia mezcla de contaminantes orgánicos, inorgánicos y reactivos. Es efectivo en el tratamiento de suelos contaminados con plaguicidas, PCB, semivolátiles (bencenos clorados, hidrocarburos polinucleares), productos del petróleo (gasolina, gas-avión, aceites y grasas), solventes clorados (tricloroetano), solventes aromáticos (benceno, tolueno, xileno y etilbenceno), metales pesados (plomo, cobre, zinc). Sin embargo, la remoción de algunas de estas clases de contaminantes no está aun bien demostrada.
Ventajas y limitaciones	Generalmente, los tiempos de rehabilitación son largos (uno o más años). Requiere control hidráulico para evitar el movimiento de los contaminantes fuera del sitio. La hidrogeología de algunos sitios puede hacer difícil o imposible la aplicación del sistema. No es aplicable en suelos con alto contenido de arcilla y limo. Mezclas complejas de contaminantes (como mezclas de metales, compuestos orgánicos no volátiles y volátiles) hacen difícil formular un fluido de extracción adecuado que remueva eficientemente los diferentes tipos de contaminantes.

Tiempo promedio de la rehabilitación	De uno a varios años
	Lavado de suelo fuera del sitio
Datos requeridos	Las propiedades del suelo que deben conocerse son el tamaño de partícula, tipo de suelo, propiedades de manejo, contenido de humedad, textura, contenido orgánico, capacidad de intercambio catiónico, pH y capacidad amortiguadora. Es necesario determinar además, los tipos de contaminante y su concentración.
Aplicabilidad	Es eficaz para tratar sedimentos, lodos residuales y tierra que contiene principalmente contaminantes orgánicos como PCB, VOC, solventes halogenados, preservadores de madera (pentaclorofenol y creosota), solventes orgánicos, cianidas, metales pesados (arsénico, cobre, cadmio, plomo, cromo, níquel), compuestos volátiles como 2,3,7,8-tetraclorodibenzo-p-dioxin, xileno, pentaclorofenol, fenol, 1,2-dicloroetano, clorometano, compuestos semivolátiles como antraceno, trinitrobenceno, pireno, hidrocarburos aromáticos, naftaleno, hidrocarburos poliaromáticos y fenantreno. Esta técnica, por lo general, no se usa para extraer contaminantes inorgánicos, es decir ácidos, bases y sales, ya que estos materiales no se disuelven fácilmente en la mayoría de los solventes utilizados. El gran problema de la aplicación de los sistemas de lavado de suelo fuera de sitio y la extracción con solventes es la amplia variabilidad de condiciones encontradas en la mayor parte de los sitios contaminados.
Ventajas y limitaciones	Ofrece un sistema cerrado que minimiza la emisión de contaminantes a la atmósfera y la posibilidad de contaminar otros sitios, permite controlar las condiciones de tratamiento - como pH y temperatura -, existen unidades móviles que minimizan el riesgo de expandir la contaminación, tiene una favorable percepción para el público, es una tecnología relativamente de bajo costo, puede pretratar efectivamente suelos para su posterior biorrestauración. Por otro lado, los contaminantes no son destruidos, las partículas finas (pasta de limo y arcilla) y los fluidos de lavado requieren un tratamiento secundario para poder alcanzar los niveles permisibles para su descarga; los lodos provenientes de los sistemas de tratamiento de agua deben ser tratados y las mezclas complejas de residuos hacen dificultosa la formulación del fluido de lavado.
Tiempo promedio de rehabilitación	Los tiempos de operación varían en función de la cantidad y concentración de los contaminantes, así como del tipo de suelo. El tiempo de operación puede variar de horas a días.
	Estabilización y solidificación
Datos requeridos	Los parámetros del suelo que deben ser determinados son: el tamaño de partícula, contenido de humedad, contenido de metales y sulfatos, contenido orgánico, densidad, permeabilidad, durabilidad física y química, análisis microestructural.
Aplicabilidad	Es aplicable a suelos contaminados con rebabas metálicas, residuos ácidos provenientes de las industrias de cromado y fundición, lodos de plantas de tratamiento de agua, lodos provenientes de las industrias de alimentos. Es más favorable para los residuos inorgánicos, especialmente aquéllos que contienen cationes. Los procesos de encapsulación son más eficientes para tratar residuos orgánicos e inorgánicos aniónicos.
Ventajas y limitaciones	Ventajas: el proceso produce materiales revestidos resistentes y químicamente inertes, por lo que generalmente no se requiere de un contenedor secundario, los aditivos están disponibles a un precio razonable, las técnicas toleran algunas variaciones químicas en los lodos. Desventajas: se requiere alguna(s) etapa(s) de pretratamiento; se utiliza equipo especializado, por lo general costoso, y el trabajo de personal experimentado; se debe tener cuidado al procesar lodos que contengan contaminantes que se puedan volatilizar a bajas temperaturas.

Tiempo promedio de la rehabilitación	Varía de meses a años.
	Vitrificación
Datos requeridos	Los datos necesarios incluyen el tamaño de partícula, contenido orgánico y de humedad, concentración de metales, permeabilidad, contenido de óxidos de sodio y potasio en el suelo.
Aplicabilidad	El proceso puede destruir o remover compuestos orgánicos e inmovilizar la mayor parte de los contaminantes inorgánicos presentes en suelos, lodos y otros materiales. El proceso ha sido probado para un amplio rango de VOC y SVOC y otros compuestos orgánicos que incluyen dioxinas y PCB y los principales contaminantes metálicos.
Ventajas y limitaciones	La vitrificación produce un material químicamente estable y resistente al proceso de lixiviación, destruye o remueve materiales orgánicos y metales retenidos en el suelo. Sin embargo, la profundidad de la contaminación puede limitar el proceso; otros factores que pueden afectar la aplicabilidad y efectividad son ciertos residuos incompatibles con las variaciones de proceso, el futuro uso del suelo se ve afectado, además, este puede afectar la humedad de los materiales y con ello la estabilidad de los contaminantes.
Tiempo promedio de la rehabilitación	Es variable, pero en, comparación con otros métodos de estabilización/solidificación, su tiempo de aplicación es normalmente corto.
	Biorrestauración
Datos requeridos	Es importante determinar las características de los contaminantes para determinar su posibilidad de bioeliminación; estas son: solubilidad en agua, coeficiente de sorción en suelo, reactividad química (tendencia a formar reacciones no biológicas como hidrólisis, oxidación y polimerización), y lo más importante, su biodegradabilidad. Las características del suelo que hay que conocer incluyen; la extensión y profundidad real de la contaminación, tipo de suelo y sus propiedades (contenido orgánico, textura, pH, permeabilidad, contenido de humedad y nivel de nutrientes), la presencia o ausencia de sustancias tóxicas para los microorganismos, concentración de otros receptores de electrones, nutrientes y habilidad de los microorganismos presentes en el suelo para degradar los contaminantes.
Aplicabilidad	Es muy efectiva en suelos con contenido de humedad de 50 % e intervalo de pH de 6 a 8. La temperatura adecuada para la degradación de los hidrocarburos es entre 15 y 30 °C. Los compuestos que son considerados tratables por la biodegradación incluyen hidrocarburos (por ejemplo: gasolina, diesel), solventes no clorados (por ejemplo: acetona, alcohol), residuos provenientes del tratamiento de la madera (por ejemplo: pentaclorofenol), algunos compuestos aromáticos clorados (por ejemplo: clorobencenos), y algunos compuestos clorados (por ejemplo: tricloroetano y dicloroetano).
Ventajas y limitaciones	Los contaminantes realmente son transformados y algunos completamente mineralizados; se utilizan microorganismos cuyo hábitat natural es el suelo, sin introducir compuestos potencialmente peligrosos; es una tecnología segura y económica; las bacterias mueren cuando los nutrientes se agotan, y el suelo puede ser reutilizado. La biorrestauración tiene las siguientes desventajas: los microorganismos pueden inhibirse por la presencia de compuestos tóxicos, no tiene éxito en suelos de baja permeabilidad, algunos aditivos pueden tener efecto adverso y requiere largos periodos de operación.
Tiempo promedio de la rehabilitación	Varía de meses a años.

	Control hidráulico, y sistemas de bombeo y tratamiento
Datos requeridos	Es necesario conocer la mayor cantidad de información posible: gradiente hidráulico, características de los contaminantes (profundidad y extensión de la contaminación, tipo y concentración del o los contaminantes), profundidad del nivel freático incluyendo los niveles de fluctuación, estratigrafía e hidrología del sitio, calidad del agua, dirección y flujo del agua subterránea, permeabilidad y capacidad amortiguadora del suelo; para el caso concreto del sistema de paredes es necesario conocer además, la compatibilidad de los contaminantes con los materiales de construcción y el relleno de las mismas.
Aplicabilidad	Es favorable para acuíferos contaminados con LNAPL. La efectividad del uso de la tecnología de bombeo y tratamiento como tecnología única para la rehabilitación de un sitio es limitada. El sistema de bombeo y tratamiento puede mostrar inicialmente un decremento en la concentración de los contaminantes; sin embargo, los niveles se estabilizan por lo general en un punto por arriba de los objetivos de limpieza.
Ventajas y limitaciones	Ventajas que presentan los sistemas de intersección: se pueden utilizar para recuperar lixiviados de rellenos sanitarios, pueden utilizarse para monitorear y recuperar contaminantes, producen mucho menos fluido para manejar que los sistemas de bombeo. Las desventajas que presenta este sistema son: cuando existen contaminantes disueltos puede ser necesario el monitoreo de agua subterránea con gradientes por abajo de la línea de recuperación, los sistemas abiertos requieren precauciones de seguridad para prevenir incendios y explosiones, el sistema de trincheras es menos eficiente que el sistema de extracción, los costos de operación y mantenimiento son altos. Las ventajas que presenta el sistema de bombeo y tratamiento son: es un medio eficiente y efectivo de asegurar el control de la contaminación del agua subterránea, puede ser instalado rápidamente, los pozos de monitoreo instalados previamente pueden ser algunas veces empleados como parte del sistema de pozos, algunas veces puede contemplarse la recarga del acuífero como parte de la estrategia, tiene alta flexibilidad de diseño y los costos de construcción pueden ser más bajos que las barreras artificiales. Las principales desventajas del sistema de bombeo y tratamiento son que es un sistema caro en su diseño, instalación y operación, y en todos los casos conocidos los sistemas deben mantenerse en operación por décadas antes de poder alcanzar los niveles de limpieza; los sistemas de bombeo usualmente requieren tratamiento del agua extraída en la superficie antes de la descarga, su aplicación en suelos finos es limitada, los costos de operación y mantenimiento son altos.
Tiempo promedio de la rehabilitación	Varía de meses a años.
	Tratamiento térmico
Datos requeridos	Las principales propiedades del suelo que deben determinarse son: tamaño de partícula, contenido de cenizas, contenido de agua y contenido de cloro.
Aplicabilidad	Eficiente en el tratamiento de suelos, sedimentos, lodos y líquidos contaminados principalmente con compuestos orgánicos, como compuestos halogenados volátiles y semivolátiles, compuestos no halogenados volátiles y semivolátiles, PCB, dioxinas/furanos, cianidas orgánicas, compuestos orgánicos corrosivos, pesticidas y herbicidas, fenoles clorados y conservadores de la madera.
Ventajas y limitaciones	Destruye completamente los compuestos peligrosos, se emplean tiempos cortos de operación, se controlan las emisiones de descarga, existe la posibilidad de operar en el sitio y es aplicable para numerosos tipos de residuos. La destrucción térmica tiene las siguientes limitaciones: algunos materiales no son incinerables, genera algunos compuestos orgánicos tóxicos, requiere de altos costos de

	operación comparado con otras tecnologías, se requiere personal altamente capacitado, continuamente requiere combustible suplementario y presenta un grado importante de oposición pública.
Tiempo promedio de la rehabilitación	Varía de meses a años.
	Utilización de metales de valencia cero
Datos requeridos	
Aplicabilidad	Es aplicable a suelos contaminados con metales electroactivos y compuestos orgánicos alifáticos halogenados.
Ventajas y limitaciones	
Tiempo promedio de la rehabilitación	
	Técnica electrocinética
Datos requeridos	Tipo de suelo, tamaño y distribución de partículas, profundidad del nivel freático, concentraciones aproximadas de los VOC, permeabilidad del suelo y radio de influencia de la contaminación.
Aplicabilidad	Es aplicable a suelos, lodos y sedimentos marinos contaminados con metales pesados, orgánicos polares y aniónicos. La técnica electrocinética es más aplicable a suelos de baja permeabilidad, tales como suelos arcillosos o limoarcillosos parcial o completamente saturados.
Ventajas y limitaciones	Es una técnica aplicable a suelos de baja permeabilidad contaminados con metales y contaminantes orgánicos; sin embargo, su efectividad se ve afectada en suelos con contenido de humedad menor de 10 %. Su máxima efectividad se alcanza en medios con contenido de humedad entre 14 y 18 %. La conductividad eléctrica del suelo varía ante la presencia de variabilidades geológicas y rebabas metálicas lo que trae como consecuencia una reducción de la efectividad del proceso.
Tiempo promedio de la rehabilitación	Variable (existen muy pocos datos de aplicación práctica a gran escala).

4. MARCO LEGAL

4.1 *Legislación ambiental mexicana*

En materia de legislación ambiental, el 28 de enero de 1988 se promulgó la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente (LGEEPA) con base en los artículos 27 y 73, fracción XXIX-G constitucionales (Cancino, 1994). Esta ley establece el marco de referencia para la interacción entre el Gobierno Federal y los gobiernos estatales y municipales; con ella, se define la política ecológica y se regulan los instrumentos para aplicarla. Señala disposiciones en materia de orden ecológico, evaluación de impacto y riesgo ambiental, protección de la flora y fauna silvestre y acuática, aprovechamiento sustentable de los recursos naturales, prevención y restauración ecológica de aire, agua y suelo, participación social, educación ecológica, medidas de control y seguridad, así como sanciones (González y Quintero, 1995).

Esta ley, que sienta las bases para reglamentar los principios constitucionales en la materia, está compuesta por 194 artículos, contenidos en seis títulos principales (Cortinas y Vega, 1993):

- I. *Disposiciones generales.* Establece las disposiciones generales en cuanto a políticas, instrumentos y criterios ambientales, la jurisdicción y facultades de los gobiernos estatales y federal, así como la evaluación del impacto ambiental.
- II. *Áreas naturales protegidas.* Establece los procedimientos para el desarrollo y gestión de las áreas naturales, y presenta las políticas generales que rigen la flora y fauna en peligro de extinción.

- III. *Aprovechamiento racional de los elementos naturales.* Rige el uso racional de los elementos naturales y estipula las disposiciones ambientales de carácter general que regulan el desarrollo económico del agua, suelo y recursos no renovables.
- IV. *Protección al ambiente.* Establece las normas generales que rigen siete áreas específicas: aire, agua, suelo, actividades extremadamente peligrosas, materiales y residuos peligrosos, energía nuclear, así como ruido, vibraciones, energía térmica y lumínica, olores y contaminación visual.
- V. *Participación social.* Crea las políticas para promover la participación social.
- VI. *Medidas de control y seguridad, y sanciones.* Establece los procedimientos, observancia de la Ley, aplicación de sanciones, delitos ambientales y un sistema para la denuncia popular.

El título IV, capítulo III lleva por nombre *Prevención y Control de la Contaminación del Suelo*, consta de once artículos, del 134 al 144, pero está redactado con poca precisión. Menciona que los residuos sólidos son la principal fuente de contaminación del suelo, cuando son solo uno de los diversos ejemplos de contaminación. La LGEEPA parece no considerar otros contaminantes que se derraman a consecuencia de las actividades industriales, como los residuos del procesamiento de petróleo, incluyendo combustibles y petroquímicos, aceites gastados y metales, que se consideran residuos peligrosos (Saval, 1995).

Debido a que el manejo de residuos peligrosos está íntimamente relacionado con la prevención de la contaminación del suelo ha sido necesario realizar una revisión de la legislación ambiental en materia de residuos peligrosos, la cual se presenta a continuación.

4.2 Legislación mexicana en materia de residuos peligrosos

El marco jurídico que define las regulaciones en materia de residuos peligrosos está señalado en la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente (LGEEPA), que contiene el Reglamento de la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente en Materia de Residuos Peligrosos publicado en el Diario Oficial de la Federación en noviembre de 1988 (SEDESOL, 1993).

A diferencia de otras disposiciones ambientales que confieren una autoridad concurrente a los gobiernos estatales y federal sobre la regulación y administración de las leyes ambientales, las que tratan sobre residuos peligrosos son competencia exclusivamente federal. La dependencia administrativa federal con facultades de supervisión en cuanto leyes sobre residuos peligrosos es la Secretaría del Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca (SEMARNAP). Las dependencias estatales y locales cuentan con poderes limitados para actuar en calidad de auxiliares de la SEMARNAP en aspectos relacionados con residuos peligrosos (Comisión para la Cooperación Ambiental Canadá-México-Estados Unidos, 1995).

La LGEEPA marca las siguientes disposiciones en materia de residuos peligrosos (González, 1994):

Artículo 1. La presente Ley es reglamentaria de las disposiciones de la *Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos* que se refieren a la preservación y restauración del equilibrio ecológico, así como a la protección al ambiente, en el territorio nacional y las zonas sobre las que la nación ejerce su soberanía y jurisdicción.

Artículo 5. Son asuntos de alcance general en la nación o de interés de la Federación:

XIX La regulación de las actividades relacionadas con materiales o residuos peligrosos

Artículo 8. Corresponde a la Secretaría:

VIII Formular los criterios ecológicos que deberán observarse en la aplicación de la política general de ecología: la protección de la flora y fauna silvestre; el aprovechamiento de los recursos naturales; el ordenamiento ecológico general del territorio; y la prevención y control de la contaminación del aire, agua y suelo; con la participación que en su caso corresponda a otras dependencias.

Para la aplicación de la Ley, existen reglamentos y normas oficiales mexicanas. El Reglamento de la LGEEPA en Materia de Residuos Peligrosos se refiere a la contaminación del suelo en los siguientes términos (Congreso de los Estados Unidos Mexicanos, 1994):

Capítulo III Manejo de residuos peligrosos

Artículo 42 Cuando por cualquier causa se produzcan derrames, infiltraciones, descargas o vertidos de residuos peligrosos, durante cualquier operación que comprende su manejo, el generador y, en su caso, la empresa, que preste el servicio, deberá dar aviso inmediatamente de los hechos a la Secretaría, aviso que deberá ser ratificado por escrito dentro de los tres días siguientes al día en que ocurren los hechos, para que dicha dependencia esté en posibilidad de dictar o en su caso promover ante las autoridades competentes, la aplicación de las medidas de seguridad que procedan sin perjuicio de las medidas que las mismas autoridades apliquen en el ámbito de sus competencias.

Gran parte de los contaminantes del suelo y el subsuelo se generan en instalaciones que cuentan con tanques de almacenamiento de combustibles (Saval, 1995); sin embargo, en ninguna parte de la legislación mexicana se menciona lo relacionado con derrames de productos derivados de la industria petrolera, la cual se menciona en la LGEEPA en el título IV, donde el capítulo IV establece la regulación de manera reforzada de las llamadas actividades peligrosas. Entre estas, destacan además las acciones de la industria petroquímica, metalúrgica y la de procesamiento de minerales radiactivos (Díaz y Díaz, 1995).

Hasta la fecha, en ningún reglamento ni norma oficial mexicana se mencionan criterios para la evaluación de suelos contaminados ni para el saneamiento de los mismos. Los únicos parámetros que existen publicados se refieren a la definición de residuo peligroso y en este caso no son aplicables, dado que los suelos contaminados no pueden ser considerados como residuos. La LGEEPA en su título primero, capítulo I, artículo 3, fracción XXVI, define los residuos de la siguiente manera:

Residuo: Cualquier material generado en los procesos de extracción, beneficio, transformación, producción, consumo, utilización, control o tratamiento cuya calidad no permita usarlo nuevamente en el proceso que lo generó.

4.3 Legislación mexicana sobre contaminación del suelo

El suelo es parte del patrimonio nacional, independientemente de su valor y de su uso, razón por la que su cuidado es corresponsabilidad de todos los mexicanos. El artículo 27 de la *Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos* establece que: “la propiedad

de las tierras y aguas comprendidas dentro del territorio nacional corresponden originalmente a la Nación por lo que se dictarán medidas necesarias para preservar y restaurar el equilibrio ecológico[...] y para evitar la destrucción de los elementos naturales y los daños que pueda sufrir en perjuicio la sociedad” (Congreso de los Estados Unidos Mexicanos, 1995).

Por otro lado, la Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente es el instrumento fundamental de referencia que sirve como base para todas aquellas acciones relativas a nuestros recursos naturales. El título IV, capítulo III lleva por nombre Prevención y Control de la Contaminación del Suelo, y consta de once artículos, del 134 al 144.

Dentro del título IV, los artículos que hacen mención al tema de la prevención de la contaminación y la rehabilitación de sitios contaminados son los siguientes:

Artículo 134 Para la preservación y control de la contaminación del suelo, se consideran los siguientes criterios:

- I. Corresponde al estado y la sociedad prevenir la contaminación del suelo:
- II. Deben ser controlados los residuos en tanto que constituyen la principal fuente de contaminación de los suelos:
- III. Es necesario racionalizar la generación de residuos sólidos, municipales e industriales; e incorporar técnicas y procedimientos para su reuso y reciclaje; y
- IV. La utilización de plaguicidas, fertilizantes y sustancias tóxicas, debe ser compatible con el equilibrio de los ecosistemas.

Artículo 135 Los criterios para prevenir y controlar la contaminación del suelo se consideran, en los siguientes casos:

- I. La ordenación y regulación del desarrollo urbano;
- II. La operación de los sistemas de limpia y disposición final de residuos municipales en rellenos sanitarios;

- III. La autorización para la instalación y operación de confinamientos o depósitos de residuos; y
- IV. El otorgamiento de todo tipo de autorizaciones para la fabricación, importación, utilización y en general la realización de actividades relacionadas con plaguicidas, fertilizantes y sustancias tóxicas.

Artículo 136 Los residuos que se acumulen o puedan acumularse y se depositen o infiltren en los suelos deberán reunir las condiciones necesarias para prevenir o evitar:

- I. La contaminación del suelo;
- II. Las alteraciones nocivas en el proceso biológico de los suelos;
- II. Las alteraciones en el suelo que modifiquen su aprovechamiento, uso o explotación;
- IV. Riesgo y problemas de salud.

A pesar que durante los años de 1995 y 1996 se llevó a cabo un proceso exhaustivo de revisión de la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente, con miras a establecer importantes reformas a este cuerpo legal, hasta la fecha nuestro país no cuenta con una legislación clara en materia de suelo y subsuelo (Carmona, 1995; Carabias, 1997). El capítulo III, Prevención y control de la contaminación del suelo, únicamente analiza la generación y emisión de residuos sólidos y peligrosos como único causante de la contaminación del suelo, mientras que las instalaciones subterráneas que merecen mayor importancia dentro de la materia se relegan a un segundo plano. Tampoco se considera que en los tanques subterráneos o sobre tierra se pueden albergar combustibles o solventes que son empleados como materia primas, por lo que no corresponden a residuos, aunque pueden tener el mismo grado de peligrosidad (Saval, 1995).

Por otro lado, la LGEEPA no ha instrumentado o especificado mediante Reglamentos o normas oficiales mexicanas (NOM) los criterios para evaluar de los suelos y aguas subterráneas contaminadas, ni mucho menos cuenta con una determinación de los niveles de limpieza para suelos y aguas subterráneas. Debido a esto, las autoridades ambientales mexicanas han iniciado los trabajos para establecer los procedimientos y límites de limpieza con criterios objetivos, para seleccionar la más adecuada a nuestro medio (Saval, 1995).

En aspectos relacionados con programas de financiamiento, México no cuenta con un programa central para el financiamiento gubernamental de la reparación de sitios contaminados. La SEMARNAP ha creado un programa para solicitar contribuciones voluntarias a las de industrias, para realizar la limpieza de sitios abandonados con residuos peligrosos. Este programa establece que la SEMARNAP tendrá un papel de supervisión administrativa en acciones de limpieza, mientras que las industrias serán responsables de los contratistas y de llevar a cabo las actividades de reparación que fueran necesarias (Comisión para la Cooperación Ambiental Canadá-México-Estados Unidos, 1995).

Como producto de estos vacíos en la legislación, no se ha dado al suelo el valor que tiene como recurso natural y no se ha enfatizado la necesidad de limpiar las zonas dañadas.

En el renglón del control de la contaminación de los recursos hidráulicos, tanto superficiales como subterráneos, el marco legal vigente que la rige se estipula en dos leyes: la LGEEPA y la Ley de Aguas Nacionales publicada el 1 de diciembre de 1992, la cual tiene por objeto regular la explotación, uso o aprovechamiento de dichas aguas, su distribución y control, así como la preservación de su cantidad y calidad para lograr un desarrollo integral sustentable (Gasca, 1994). El título séptimo, relativo a la prevención y control de la contaminación de aguas, tiene por objeto la protección de aguas superficiales y subterráneas sin distingo alguno, menciona (Comisión Nacional del Agua, 1996a):

Artículo 85: Es de interés público la promoción y ejecución de las medidas y acciones necesarias para proteger la calidad del agua, en los términos de ley.

Artículo 86: La Comisión tendrá a su cargo:

- I. Promover y, en su caso, ejecutar y operar la infraestructura federal y los servicios necesarios para la preservación, conservación, y mejoramiento de la calidad del agua en las cuencas hidrológicas y acuíferos, de acuerdo con las normas oficiales mexicanas respectivamente y las condiciones particulares de descarga, en los términos de ley;
- VI. Promover o realizar las medidas necesarias para evitar que basura, desechos, materiales y sustancias tóxicas, y lodos producto de los tratamientos de aguas residuales, contaminen las aguas superficiales o del subsuelo y los bienes que señala el artículo 113.

Así mismo, el Reglamento de la Ley de Aguas Nacionales, publicado el 12 de enero de 1994, se refiere a la contaminación del suelo en los siguientes términos (Comisión Nacional del Agua, 1996b):

Título séptimo: Prevención y control de la contaminación de las aguas

Artículo 150: La Comisión, en el ámbito de su competencia, promoverá las medidas preventivas y de control para evitar la contaminación de las aguas superficiales o las del subsuelo por materiales y residuos peligrosos. En el caso de que el vertido o infiltración de dichos materiales y residuos peligrosos contaminen las aguas nacionales superficiales o del subsuelo, o los bienes nacionales a que se refiere la Ley, la Comisión determinará las medidas correctivas que deban llevar a cabo las personas físicas o morales responsables o las que, con cargo a éstas, efectuara la Comisión.

Además de las disposiciones de control de la contaminación, la Ley de Aguas Nacionales señala los sistemas para el monitoreo y planeación de la calidad y cantidad de las aguas del subsuelo. Como parte del Plan Nacional de Aguas, la Comisión Nacional del Agua debe elaborar un programa integral de protección de las aguas del subsuelo con base en la relación entre el uso de la tierra, y la cantidad y calidad de dichas aguas.

En lo que se refiere a la contaminación de las aguas, la Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología publicó, en el *Diario Oficial de la Federación* del 13 de diciembre de 1989, el acuerdo por el que se establecen los criterios ecológicos de calidad del agua, CE-CCA-001/89.

Este acuerdo establece los criterios para calificar los cuerpos de agua como aptos para ser utilizados como:

- a) Fuentes de agua potable
- b) En actividades recreativas con contacto primario
- c) Para riego agrícola
- d) Para usos pecuarios
- e) Para la protección de la vida acuática en agua dulce y agua marina

4.4 Criterios de limpieza para la rehabilitación de suelo y agua subterránea

Un problema crítico y controversial en la rehabilitación de sitios contaminados ha sido siempre la evaluación de la contaminación y el establecimiento del grado de limpieza requerido. En este último aspecto, varios criterios han sido desarrollados; sin embargo, hasta este momento, el debate continúa sobre cuál o cuáles son los más apropiados.

Dentro de la normatividad ambiental de México no existen normas oficiales que establezcan los criterios para la evaluación de suelos y acuíferos contaminados. Igualmente, también, esta normatividad tampoco señala los límites máximos permisibles de contaminantes que se aceptarán en suelos y acuíferos una vez que estos han sido sometidos a un proceso de saneamiento.

En 1996 el Instituto Nacional de Ecología emitió, dentro del marco normativo para la rehabilitación de suelos, la propuesta de anteproyecto de Norma Mexicana denominada *Restauración de suelos contaminados: metodología para la determinación de criterios de limpieza con base en riesgos*. Esta Norma Mexicana fue elaborada con el propósito de establecer una metodología para identificar el marco de referencia que apoye el desarrollo de criterios generales para determinar los niveles de rehabilitación o limpieza de sitios contaminados por materiales o residuos peligrosos o no peligrosos que representen un impacto negativo para la salud o el medio ambiente (Instituto Nacional de Ecología, 1996b).

En el desarrollo de este anteproyecto de Norma, se siguieron los lineamientos de la Agencia de Protección al Ambiente de los Estados Unidos presentados en la Guía para la Evaluación de Riesgos del *Superfund* (*Risk Assessment Guidance for Superfund*) y el Acta 451 del Estado de Michigan, los cuales contienen los avances más recientes en materia de evaluación de riesgo con algunas modificaciones para poder considerar su aplicación en México (Instituto Nacional de Ecología, 1996b). Sin embargo, las principales reservas a esta metodología para establecer el riesgo y los niveles de limpieza, radican en la forma de considerar los efectos en la salud de la población mexicana y de establecer cómo incorporar con certidumbre los efectos a largo plazo. Por ello, es conveniente revisar tanto las deficiencias nutricionales como el estado de salud de la población para establecer cómo expresarlos, si ello es factible, en la estimación de los valores toxicológicos descritos en la literatura internacional; adicionalmente, sería idóneo contar con valores

estandarizados de la realidad mexicana para variables como esperanza de vida peso corporal de niños y adultos, dosis de ingestión diaria, y de absorción y fracción ingerida, que permitan homogeneizar resultados y a la vez facilitar la comunicación pública del riesgo (Iturbe y Navarro, 1997).

Hasta la fecha, ha sido común consultar los niveles de limpieza recomendados en referencias internacionales. Sin embargo, es necesario establecer criterios bajo los cuales dichos datos sean considerados como guías, y no necesariamente metas, para el saneamiento en sitios contaminados. Cabe recordar que el tipo de geología de México no es el común denominador en los países que desarrollan las tecnologías de restauración; con frecuencia los acuíferos se encuentran a pocos metros de profundidad en esos lugares. Por otra parte, existen diferencias en salud y sanidad pública, entre otras desigualdades que se deben considerar (Iturbe y Navarro, 1997).

5. REFERENCIAS

Baker, K (1994), Bioremediation of surface and subsurface soils, en: Katherine Baker and Diane Hersun (eds), *Bioremediation*, McGraw-Hill, 211-212

Baker, K y Hersun, D (1994), Introduction and overview of bioremediation, en: Katherine, Baker and Diane Hersun (eds), *Bioremediation*, McGraw-Hill, 2-3

Batstone, R, Smith, J Jr y Wilson, D (eds) (1989), *The safe disposal of hazardous wastes. The special needs and problems of developing countries*, World Bank Technical Paper N° 93, vol II, p 333

Becerril, J y Navarrete, E (1993), *Recopilación, aplicación y evaluación de las tecnologías de estabilización/solidificación para el tratamiento de residuos peligrosos*, CENAPRED, México, 1-30

Benedient, P B, Rifai, H S y Newell, Ch J (1994), *Groundwater contamination. Transport and remediation*, Prentice Hall, EUA, pp 425-427, 432, 433, 485, 491

Cancino, M A (1994), *El marco jurídico para la prevención y control de la contaminación atmosférica*, UNAM, Unidad Azcapotzalco, Derecho Ambiental, México, p 111

Canter, L W y Knox, RC (1990), *Ground water pollution control*, Lewis Publishers, pp 16-41, 165, 177

Carabias, J (1997), Informe anual de labores de la SEMARNAP: Julia Carabias. *Diario Reforma*, sección nacional, 30 ene, p 14A.

Carmona, M (1995), Aspectos jurídicos de la auditoría ambiental en México, en: *Pemex: ambiente y energía. Los retos del futuro*, UNAM, PEMEX, p 96

Cavalli, J N (1992), Composite barrier slurry wall, en: David, B Paul, Richard, R Davidson y Nicholas J Cavalli, *Slurry walls design, construction, and quality control*, American Society for Testing and Materials, EUA, 78-79

Clifford, K H, Ssy-Wen, L y Kent, S U (1994), Propagation of evaporation and condensation fronts during multicomponent soil vapor extraction, *Journal Contaminant Hydrology*, 16, 381-401

Cole, G M (1994), *Assessment and remediation of petroleum contaminated sites*, CRC Press, EUA, pp 19, 20, 23, 76-88, 173, 209, 210, 222-226, 243, 246-252

Comisión Nacional del Agua (1996a), *Ley de Aguas Nacionales*, 2a ed, México, p 47

Comisión Nacional del Agua (1996b), *Reglamento de la Ley de Aguas Nacionales*, 2a ed, México, p 139

Comisión para la Cooperación Ambiental Canadá-México-Estados Unidos (1995), Base de datos, <http://cec.org/Spanish/index.html>

Congreso de los Estados Unidos Mexicanos (1994), *Ley general del equilibrio ecológico y la protección al ambiente*, Porrúa, 10a ed, México, 196-228

Congreso de los Estados Unidos Mexicanos (1995), *Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos*, Ediciones Delma, 22a ed, México

Conner, J (1994), *Chemical stabilization of contaminated soils, Hazardous waste site soil remediation*, Marcel Dekker, 81-170

Cortinas, C y Vega, S (1993), Residuos peligrosos en el mundo y en México, Serie Monográfica No 3, Secretaría de Desarrollo Social/Instituto Nacional de Ecología, México, DF, p 73

Cudahy, J J y Troxler, L W (1990), *1990 thermal remediation industry contractor survey*, Air & Waste Management Association, vol 4, No 8, agosto, 1178-1182

Charbeneau, J R, Bedient, B P y Loehr, C R (1992), *Groundwater remediation* vol 8, Technomic Publishing Company, EUA, 143-159

Chiou, C T, Peters, L J y Freed, V A (1979), A physical concept of soil water equilibria for nonionic compounds, *Science*, vol 206, 831-832

Díaz y Díaz, M (1995), El régimen jurídico ambiental del subsuelo en México, en: *Pemex: Ambiente y Energía. Los retos del futuro*, UNAM, PEMEX, 53

Elliot, G (1997), German washing process pulls out contaminants in a fine slurry. <http://www.gvi.net/soils/AugSept1995/wash.html>

Ellison, R (1991), Comparison and critica review of onsite treatment of petroleum contaminated soils, en: Calabrese J E y Kostecki T P, *Hydrocarbon on contaminated soil*, vol I, p 308

Evans, J C (1993), Vertical cutoff walls, *Geotechnical practice for waste disposal*, De David E, Daniel Champan & Hall, cap 17, EUA

Fink, L y Wahl, G (1996), Solification/stabilization of organics and inorganics, en: J Russell Boulding, *EPA Environmental engineering sourcebook*, Ann Arbor Press, p 307

Freeman, M y Harris, F E (1995), *Hazardous waste remediation innovative treatment technologies*, Technomic Publishing Company, pp 103-111, 121, 131

Freeze, R A y Cherry, J A (1979), *Groundwater*, Prentice Hall, Englewood, EUA

Gasca, S (1994), *El ejercicio de los actos de auditoría en materia ambiental*, Universidad Nacional Autónoma de México, Unidad Azcapotzalco, Derecho Ambiental, México, p 412

Geraghty & Miller Inc (1997), Alternative remedial technologies data base, <http://www.gmgw.com/art/artcost.html>

Gillham, R W y O'Hannesin, S F (1992), Metal-catalysed abiotic degradation of halogenated compounds, en: *IAH Conference "Modern trends in hydrogeology"*, Hamilton, Ontario, mayo, Canadian Chapter, International Association of Hydrogeologist, Markham, EUA, 94-103

Gillham, R W, Blowes, D W, Ptacek, C J y O'Hannesin, S F (1994), Use of zero-valent metals in in-situ remediation of contaminated groundwater, *Thirty-third Hanfor Symposium on Health and the Environment, In-situ remediation: Scientific basis for current and future technologies*, nov 7-11, 1994, Pasco, Washington, EUA

González, R L y Quintero, R (1995), La biotecnología ambiental en México, en: Instituto de Ingeniería, *Memorias del Segundo Minisimposio Internacional sobre Remoción de Contaminantes de Agua y Suelos*, UNAM, México, DF, p 29

González, M (1994), *Marco legal del manejo de los residuos peligrosos, de las actividades altamente riesgosas y de la contaminación por ruido*, UNAM, Unidad Azcapotzalco, Derecho Ambiental, México, p 162

Grasso, D (1993), *Hazardous waste site remediation*, CRC Press, caps G, H, J, K, EUA

Hinche, R E (1994), Air sparging state of the art, en: Robert E Hinche (ed), *Air sparging for site remediation*, CRC Press, 1-13

Hoffman, F (1993), Ground-water remediation using "smart pump and treatment", *Ground Water*, vol 31, No 1, 98-106

Instituto Nacional de Ecología (1996a), *Programa para la minimización y manejo integral de residuos industriales peligrosos en México*, Dirección General de Residuos, Materiales y Riesgo, INE- SEMARNAP, México, DF

Instituto Nacional de Ecología (1996b), Propuesta de anteproyecto de Norma Mexicana "Restauración de suelos contaminados: Metodología para la determinación de criterios de limpieza en base a riesgos", en: *Memorias del curso Biorremediación de suelos y acuíferos contaminados (1996)*, Programa Universitario del Medio Ambiente, UNAM, México

Iturbe, R (1995), Apuntes de la cátedra: Control de la contaminación del agua subterránea, UNAM/DEPFI, México, DF

Iturbe, R y Navarro, I (1997), Lineamientos para la evaluación y saneamiento de sitios contaminados por hidrocarburos en México. *Seminario Internacional sobre Restauración de Sitios Contaminados. Mayo 26-29 de 1997*, Instituto Nacional de Ecología, México

Johnson, P C, Kemblowski, W M y Colthart, D J (1990), Quantitative analysis for the cleanup of hydrocarbon-contaminated soils by in-situ soil venting, *Groundwater*, vol 28, No 3, 413-429

Kent, B y Mann, P (1993), Recovery well systems, en: David E Daniel (ed), *Geotechnical practice for waste disposal*, Chapman & Hall, Londres, 497-519

Kesketh, H E, Cross, E L y Tessitore, J L (1990), *Incineration for site cleanup and destruction of hazardous waste*, Technomic Publishing Company, pp 1-22, 65, 66

Knox, R C, Sabatini, D A y Canter, L W (1993), *Subsurface transport and fate processes*, Lewis Publishers, EUA

Kofi, A D (1996), *Management of contaminated site problems*, CRC Press, EUA, pp 197, 198, 202, 203

LaGrega, D M, Buckingham, L P y Evans, C J (1994), *Hazardous waste management* McGraw-Hill, EUA, 641-648

Lasser, J M (1995), Prospección de contaminación de acuíferos por hidrocarburos, apuntes del curso Biorremediación de suelos y acuíferos, *Programa Universitario del Medio Ambiente*, UNAM, México, DF

Madrigal, I (1998), Alternativas de tratamiento para la rehabilitación de sitios contaminados con hidrocarburos en México, tesis de maestría, DEPFI, UNAM, México, DF, p 196

National Research Council (1993), *In situ bioremediation; When does it work?*, National Academy Press, Washington, DC, EUA

Norris, D R (1994), *Handbook of bioremediation*, CRC Press, p 19

Oma, K (1994), *In situ vitrification. Hazardous waste site soil remediation*, Marcel Dekker, 457-491

Oppelt, T (1988), A profile of hazardous waste thermal destruction facilities: Performance and prospects, en: Harry M Freeman, *Incinerating hazardous wastes*, Technomic Publishing Company, p 3

Poon, C S, Peters, C J y Perry, R (1983), Youlth of stabilization processes in the control of toxic wastes. *Effluent and Water Treatment Journal*, vol 23, N° 11, nov (consultado en Batstone, R, Smith, J y Wilson, D (1989), *op cit*)

Rawe, J y Meagher-Harteell, E (1996), In situ biodegradation treatment, en: J Russel Boulding (ed), *EPA environmental engineering sourcebook*, Ann Arbor Press, 143-144

Rodsand, T, Acar, Y B y Breedveld, G (1995), Electrokinetic extraction of lead from spiked norwegian marine clay, en: Acar, Y B y Daniel, D E (eds), *Geoenvironmental 2000*, vol 2, Geotechnical special pub N° 46

Rogers, A J, Tedaldi, J D y Kvanaugh, C M (1993), A screening protocol for bioremediation of contaminantes soil, *Environmental Progress*, vol 12, N° 2, mayo, 146-156

Rorty, M, Preslo, L, Scheinfeld, R y McLearn, M (1992), A state-of-the-art review of remedial technologies for petroleum contaminated soils and groundwater: Data requirements and efficacy information, en: *Hydrocarbon contaminated soils and groundwater*, Lewis Publishers, 223-235

Rulkens, W H, Grotenhuis, J T C y Soczo, E R (1993), Remediation of contaminated soil: State of the art and desirable future developments, en: F Arendt, G J Annokkée, R Bosman y W J van den Brink (eds), *Contaminated soil '93*, Kluwer Academic Publishers, 1007-1018

Rumer, R R y Ryan, E M (1995), *Barrier containment technologies for environmental remediation applications*, John Wiley & Sons, pp 11, 14, 15

Saval, S (1995), Biorremediación de suelos contaminados, en: *Pemex: Ambiente y energía. Los retos del futuro*, UNAM/PEMEX, México, pp 93, 153, 154, 159, 160, 163, 164, 168, 169, 186

Saval, S (1996), Conferencia en la cátedra: Manejo, tratamiento y disposición final de residuos peligrosos. *UNAM, DEPFI*, México, DF

SEDESOL (Secretaría de Desarrollo Social) (1993), *Bases para una política nacional de residuos peligrosos*, SEDESOL, México, 2-4

Sweeny, Y H y Fischer, J R (1972), *Deductive degradation of halogenated pesticides*, U S Patent No 3, 640, 821, Feb 8, U S Patent Office, Washington, DC (consultada en: Gillham, R W, D W Blowes, C J Ptacek y S F O'Hannesin (1994), Use of zero-valent metals in in-situ remediation of contaminated groundwater. *Thirty-third Hanfor Symposium on Health and the Environment. In-situ remediation: Scientific basis for current and future technologies*. nov 7-11 Pasco, Washington, EUA

Trost, P (1993), Soil washing, en: David E Daniel (ed), *Geotechnical practice for waste disposal*, Chapman & Hall, Londres, pp 585, 588, 593, 594

Troy, A M (1994), Bioengineering of soils and ground waters, en: Katherine H Baker and Diane S Hersun, *Bioremediation*, McGraw-Hill, 173-174

Troy, M A, Baker, K H y Herson, D S (1995), Evaluating natural attenuation of petroleum hydrocarbon spills, en: *Intrinsic bioremediation*, vol 3, N° 1, Battelle Press, 85-90

USDE (US Department of Energy) (1994), *VOCs in non-arid soils integrated demonstration*, Technology Summary, Feb 1994, EUA

USDE (1997), Environmental restoration data base, <http://www.em.doe.gov/er/index.html>

USEPA (US Environmental Protection Agency) (1989), Stabilization/solification of CERCLA and RCRA wastes, EPA/625/6-89/022, 1-1

USEPA (1994), Common cleanup methods at Superfund site, EPA 540/R-94/043, EUA

USEPA (1996), Mobile/transportable incineration treatment, en: J Russell Boulding (ed), *EPA environmental engineering sourcebook*, Ann Arbor Press, 317-323

USEPA (1997a), Hazardous waste clean-up information data base, <http://www.clu-in.com/>

USEPA (1997b), Guía del ciudadano: Muros de tratamiento,
<http://www.clu-in.com/TOOLKIT/GUIDES/SPANISHWALL.HTM>

Weber, W J, McGinley, P M y Katz, L E (1991), Sorption phenomena in subsurface systems: Concepts, models and effects on contaminant fate and transport, *Water Resource Research*, vol 25, 499-528

Wehrle, K (1993), Soil vapor extraction (SVE) limitations, en: F Arendt, G J Annokkée, R Bosman y W J van den Brink (eds), *Contaminated soil '93*, Kluwer Academic Publishers, 1463-1465

Wilson, D y Clarke, A (1994), Soil surfactant flushing/washing, *Hazardous waste site soil remediation*, Marcel Dekker, 493-550

Zoller, U (1994), *Groundwater contamination and control*, Marcel Dekker, pp 607, 634-636.

APÉNDICE

A.1 El agua subterránea

A.1.1 Conceptos básicos

Agua subterránea

Se considera subterránea la porción de agua que se encuentra bajo el nivel freático, el cual marca el tope de la zona de saturación. El nivel freático también se define a su vez como la superficie donde la presión es igual a la atmosférica (0). En el campo, el nivel freático se determina midiendo la elevación a la que sube el agua al abrir un pozo somero y también se conoce como nivel estático.

Ley de Darcy

En 1856, Henry Darcy encontró que la velocidad del flujo a través de arena saturada es directamente proporcional al gradiente hidráulico:

$$v = Q / A = -Ki \quad \text{o bien} \\ Q / A = q = -Ki$$

donde

- Q gasto a través de la arena saturada (m^3/s)
- K coeficiente de conductividad hidráulica (m/s)
- i gradiente hidráulico

La ley de Darcy es válida para flujo a través de medios granulares porosos, y establece una relación lineal entre la descarga específica (q) y el gradiente hidráulico. Esta ley es válida para flujo laminar; es decir, cuando las líneas del flujo de agua subterránea son paralelas. No se cumple para flujo turbulento.

Velocidad

En el suelo, el agua solo se mueve a través de los poros, por lo que v es una velocidad "superficial". Una velocidad más realista es la que considera el flujo a través de los poros, para lo cual es necesario considerar la porosidad efectiva n_e . De modo que

$$v = Q/n_e A = q/n_e = -(K/n_e) i$$

La expresión $n_e A$ se conoce como área efectiva y v es la velocidad lineal o velocidad de poro del agua subterránea que siempre es mayor que la velocidad superficial.

Carga hidráulica

La carga hidráulica de un piezómetro o un pozo se define como la suma de la carga de posición más la carga de presión. La diferencia de carga hidráulica entre dos piezómetros referidos al mismo nivel establece la dirección de flujo del agua subterránea.

Los piezómetros son tubos para medir el nivel del agua del subsuelo. Constan de un tubo, abierto en el extremo inferior para que penetre el agua y en la parte superior para medir el nivel. Por lo general, se toma como nivel de referencia el nivel del mar, aunque se pueden tomar otras referencias como los bancos de nivel.

Porosidad, contenido de agua y permeabilidad

La porosidad, n , se define como la relación entre el volumen de vacíos y el volumen total y es una expresión mediante la cual es posible determinar la cantidad de poros que contiene una muestra de suelo:

$$n = V_v/V_t$$

El contenido de agua, θ es la relación entre el volumen del agua y el volumen total de la muestra de un suelo, y es igual a la porosidad si el suelo está saturado (fig A.1.1).

$$\theta = V_w / V_t$$

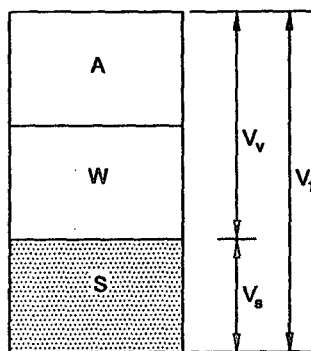


Fig A.1.1
Definiciones de porosidad
y contenido de agua

$$\text{Porosidad: } n = \frac{V_v}{V_t}$$

$$\text{Contenido de agua: } \theta = \frac{V_w}{V_t}$$

La permeabilidad se define como la capacidad del medio poroso para transmitir cualquier fluido; en particular, el coeficiente de conductividad hidráulica, K , es la capacidad del suelo para transmitir agua a través del mismo.

Zona saturada y zona no saturada

La presencia de agua en el suelo se divide en dos zonas: saturada y no saturada (fig A.1.2). En la primera, todos los intersticios están llenos con agua bajo presión hidrostática. En la parte superior, se limita por un estrato impermeable o por una superficie límite de saturación y en la parte inferior se limita por un estrato impermeable, como roca o lecho arcilloso.

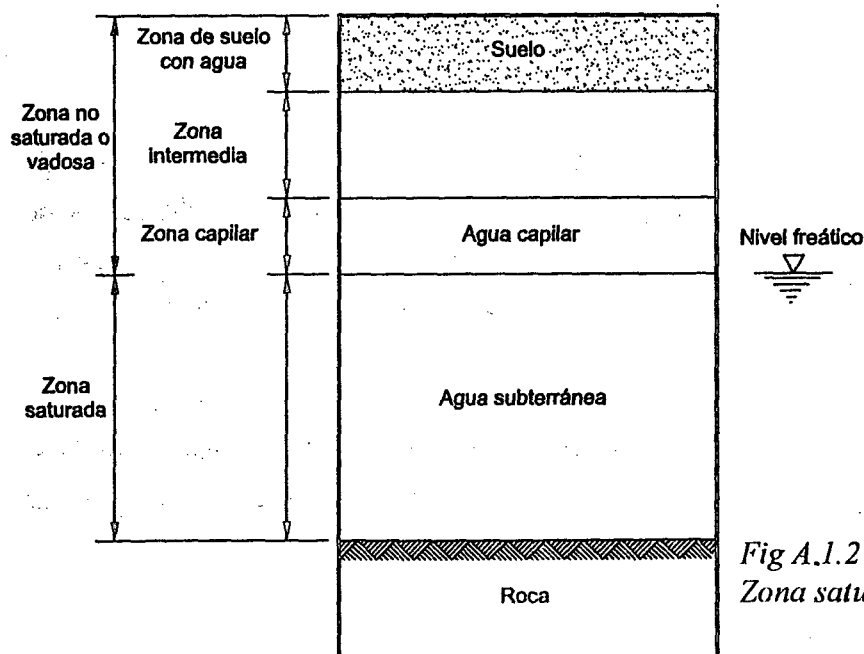


Fig A.1.2
Zona saturada y no saturada

En ausencia del estrato impermeable superior, su límite es el nivel freático.

La saturación se extiende ligeramente sobre el nivel freático debido a las fuerzas de capilaridad, sin embargo, el agua se mantiene a una presión menor que la atmosférica y, por ello, se considera parte de la zona no saturada, en la cual los intersticios están ocupados por agua y aire. Por lo general, esta zona descansa sobre una saturada y se extiende hasta la superficie del suelo. Se subdivide en tres: zona de agua del suelo, intermedia y capilar.

El agua de esta zona se denomina agua vadosa, a diferencia de la que se ubica en la zona saturada, que se denomina agua subterránea.

A.1.2 Acuíferos y acuitardos

Un acuífero se define como la unidad geológica permeable que puede transmitir cantidades significativas de agua bajo condiciones de gradientes hidráulicos ordinarios (Freeze y Cherry, 1979).

Un acuífero es suficientemente permeable para suministrar cantidades económicamente aceptables para que se justifique la perforación y la extracción de agua de los pozos.

Un acuitardo es un lecho permeable capaz de suministrar agua en cantidades significativas en cuanto a flujo regional, pero con una permeabilidad insuficiente para permitir la producción de pozos dentro del mismo. Los acuitardos son lechos de muy baja permeabilidad.

Los acuíferos colgados son lentes saturados dentro de la zona no saturada. Son lentes de baja permeabilidad dentro de estratos de mayor permeabilidad. Debido a esta diferencia de permeabilidades, se almacena el agua en un lecho que queda "colgado" dentro del estrato permeable. Este tipo de acuíferos son un caso especial de los acuíferos no confinados.

Los acuíferos en general tienen conductividades hidráulicas grandes: arenas no consolidadas y gravas, rocas sedimentarias permeables, rocas volcánicas fracturadas y rocas cristalinas. Por lo general, los acuitardos están constituidos por arcillas y limos, pizarras y rocas cristalinas densas, aunque lo anterior es sumamente variable.

Acuíferos confinados y no confinados

Un acuífero confinado es aquel que se ubica entre dos acuitardos. En este caso el agua está confinada a una presión mayor que la atmosférica. En este tipo de acuíferos el nivel del agua de un pozo, usualmente sube hasta el tope del acuífero y se dice que está en condiciones artesianas y da lugar a los pozos artesianos. Estos acuíferos se encuentran a profundidades grandes.

Un acuífero no confinado es aquel que tiene como frontera superior el nivel freático y, por tanto, está cerca de la superficie. El nivel de agua en un pozo ubicado en un acuífero no confinado será el nivel del agua freática. El agua penetra por infiltración normal.

Superficie potenciométrica

Cuando se tiene un número grande de pozos en un acuífero confinado, estos marcan un nivel que es su carga hidráulica; la unión de todos estos niveles se define como superficie potenciométrica o piezométrica, la cual define además la dirección del flujo del agua. En la fig A.1.3 se muestran los tipos de acuíferos

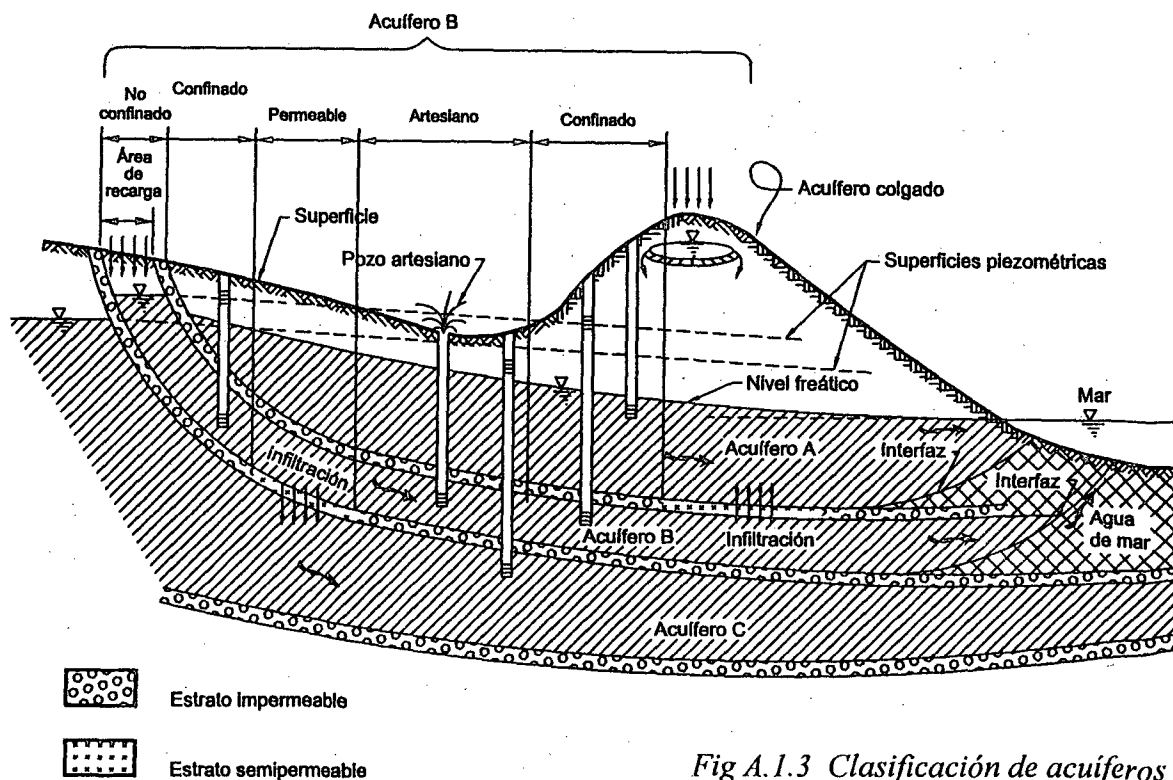


Fig A.1.3 Clasificación de acuíferos

A.2 Comportamiento de los compuestos químicos

El comportamiento ambiental y el transporte de los compuestos químicos son esenciales para caracterizar adecuadamente el riesgo de contaminación del subsuelo o del agua subterránea.

Para definir el riesgo de un sitio contaminado por compuestos químicos en el planteamiento del problema deben considerarse dos aspectos: las características del sitio y las propiedades físicas y químicas de los compuestos.

Los principales mecanismos de transporte de contaminantes a través del suelo son advección, dispersión y adsorción, aunque esta última corresponde a una disminución de la migración del contaminante.

A.2.1 Advección y dispersión

Los procesos hidrodinámicos de advección y dispersión están muy involucrados en el transporte de contaminantes dentro del suelo. La advección se refiere al transporte del soluto a una velocidad equivalente a la del movimiento del agua subterránea. Este transporte ocurre por el movimiento bruto del agua subterránea.

La velocidad lineal, y por tanto el transporte advectivo, aumentan al decrecer la porosidad efectiva. Esta relación es particularmente importante en rocas y suelos fracturados, donde la porosidad efectiva, n_e , es mucho menor que la porosidad total.

La tendencia del soluto a extenderse hacia afuera de la línea de flujo por advección, se conoce como dispersión hidrodinámica, esta causa la dilución del soluto y ocurre por el mezclado mecánico durante la advección y debido a la difusión molecular por la energía termocinética de las partículas del soluto.

El coeficiente de dispersión se determina principalmente por la variación espacial de la permeabilidad del acuífero, por lo que en campo, se utilizan trazadores para obtener el coeficiente.

La dispersión mecánica es una mezcla que ocurre como consecuencia de variaciones locales en la velocidad media del flujo. La dispersión mecánica es un proceso advectivo y no químico. Las principales causas de variación y velocidad del transporte dependen de las características del medio poroso, siendo la más importante la conductividad hidráulica, K .

A.2.2 Sorción

La adsorción se define como la acumulación de un químico en una interfase; las interfaces de más interés en el comportamiento y transporte de los compuestos en el subsuelo son la líquido-sólido y la gas-sólido. La absorción es la partición del compuesto entre dos fases y la sorción incluye tanto a la adsorción como a la absorción. En el caso del subsuelo, la sorción ocurre entre el soluto y las partículas del suelo.

Sorción, adsorción y absorción son términos que se refieren a fenómenos muy similares; los dos primeros son utilizados indistintamente por muchos autores (Weber *et al*, 1991).

Los compuestos hidrofóbicos tienen afinidad por fases no polares (parte orgánica del suelo).

El proceso de adsorción puede ser el resultado de una o más combinaciones de fuerzas electrostáticas: fuerza de Van der Waals/London, enlaces de hidrógeno, transferencia de cargas, intercambio de ligandos (Knox *et al*, 1993).

Carbono orgánico

Un factor importante en el retardo de los contaminantes a través del subsuelo es el coeficiente de partición K_d , el cual indica la relación entre un compuesto químico adsorbido por unidad de peso del sorbente en un medio acuoso.

La partición entre la fase en solución y la fracción orgánica del suelo se considera el principal mecanismo de adsorción para los compuestos hidrofóbicos (Chiou *et al*, 1983). El coeficiente de partición K_d de diversos compuestos orgánicos se incrementa con la fracción de carbono orgánico f_{oc} del suelo. De acuerdo con lo anterior, el coeficiente de sorción se puede describir como $K_{oc} = K_d / f_{oc}$. En general el valor de K_{oc} es constante para el mismo compuesto en un amplio intervalo de sedimentos y suelos. Los estudios sobre el tema señalan que la sorción de soluciones diluidas es, en primer lugar, función de la solubilidad del soluto (o grado de hidrofobicidad), mientras que el f_{oc} tiene un efecto secundario (Chiou *et al*, 1983). Otros estudios correlacionan el coeficiente de sorción con las propiedades específicas de los compuestos, tales como la solubilidad y el coeficiente de partición octanol-agua (K_{ow}).

Isotermas de adsorción

La isoterma de adsorción es un método para relacionar el material adsorbido con el que está en solución. Hay varios modelos para determinar las isotermas pero los más conocidos son el de Freundlich y el de Langmuir. El primero considera la siguiente relación:

$$C_s = K_d C_w^n$$

donde

- C_s cantidad de soluto adsorbido por el suelo (mg/g)
- C_w concentración del soluto en solución (mg/l)
- n parámetro adimensional (cuando es 1, el modelo es lineal)

Si la gráfica que relaciona C_s con C_w da como resultado una curva cóncava con respecto a la abscisa, se considera adecuado el modelo de Langmuir, ya que el modelo sugiere que inicialmente el soluto presenta una preferencia por el sorbente, pero a medida que se van ocupando los sitios de sorción, que son limitados, se dificulta que el soluto encuentre un sitio libre y la capacidad de sorción decrece. De esta forma, a mayores concentraciones, fracción menor del compuesto puede ser adsorbida.

El modelo de Langmuir es el siguiente:

$$C_s = \frac{aK_d C_w}{1 + K_d C_w}$$

donde a es la masa del compuesto químico necesaria para saturar una unidad de masa del suelo (mg/g).

A.2.3 Propiedades físicas y químicas

Las propiedades físicas y químicas que determinan el transporte y distribución de los compuestos son:

- solubilidad en agua
- coeficiente de carbono orgánico (K_{oc})
- presión de vapor
- constante de la ley de Henry
- coeficiente de partición octanol/agua (K_{ow})

El transporte de los compuestos en el subsuelo lo determinan principalmente el coeficiente de carbono orgánico que mide el potencial de adsorción del compuesto en el suelo y la solubilidad del compuesto, que es un parámetro de la movilidad química del compuesto en el suelo.

La presión de vapor y la constante de la ley de Henry son los parámetros que determinan la susceptibilidad de los compuestos a la volatilización. La constante de la ley de Henry combina la presión de vapor, la solubilidad del compuesto y el peso molecular para estimar la habilidad de un compuesto a volatilizarse del medio acuoso o de un suelo semisaturado.

El coeficiente de partición octanol agua (K_{ow}) describe la tendencia de un compuesto químico orgánico a acumularse en la fase polar (agua) o en la fase no polar (octanol). Este coeficiente se relaciona con la partición (sorción) de un químico entre el agua y el medio poroso (Knox *et al*, 1993).

Datos del suelo y del agua subterránea requeridos para seleccionar, diseñar y operar las tecnologías de rehabilitación. Las características del sitio condicionan la selección de un proceso de tratamiento. Algunas de ellas, como el pH o el contenido de humedad pueden en algunos casos ser ajustadas. En otros, una tecnología de tratamiento puede ser eliminada con base en una de las características específicas del sitio; por ejemplo, la distribución del tamaño de partícula.

La variabilidad en las características de los suelos, origina cambios en la distribución del agua y los contaminantes, y en la facilidad con la cual estos pueden transportarse y removerse de la matriz del suelo en un sitio específico.

Distribución del tamaño de partícula en el suelo. Es un factor importante para muchas tecnologías de tratamiento. En general, los materiales gruesos y no consolidados, como arena y grava fina, son más fáciles de rehabilitar. En suelos compuestos por grandes porcentajes de limo y arcilla, el lavado de suelo fuera del sitio puede no ser efectivo debido a la dificultad de separar los contaminantes absorbidos por las partículas finas y el líquido de lavado.

Homogeneidad del suelo. Las tecnologías *in situ* dependientes de un flujo subsuperficial de fluidos para el lavado de suelo son incompatibles con capas alternadas de arcilla y

arena donde el resultado del tratamiento será inconsistente. Grandes partículas como grava gruesa son indeseables para la aplicación de los procesos de vitrificación, extracción química y estabilización y solidificación.

El pH de los residuos o el suelo por tratar. La elección de las tecnologías de tratamiento debe considerar que la solubilidad de los contaminantes inorgánicos es afectada por el pH. Un pH alto los suelos normalmente reduce la movilidad de los compuestos inorgánicos a través de ellos. La efectividad de los procesos de intercambio catiónico y floculación pueden ser afectados negativamente por valores de pH demasiado altos o bajos. La diversidad microbiológica y las actividades en los procesos de biorrestauración también son afectados por valores extremos de pH.

Carbono Orgánico Total (COT). Es una indicación del total de material orgánico presente. Este parámetro es continuamente utilizado como un indicador (no una medida) de la cantidad de residuo disponible para biodegradación. El carbono orgánico total incluye el carbono presente de forma natural en el material orgánico y en los contaminantes químicos orgánicos.

Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO). Proporciona una estimación de la descomposición biológica aeróbica de suelos orgánicos que pueden ser total o eventualmente biodegradados mediante la determinación del consumo de oxígeno del material orgánico.

Demanda Química de Oxígeno (DQO). Es una medida del oxígeno equivalente del contenido orgánico en una muestra que puede ser oxidada por un oxidante químico fuerte como dicromato de permanganato. Algunas veces la DQO y la DBO pueden ser relacionadas y la relación DQO/DBO puede dar otra indicación de la tratabilidad biológica o tratabilidad por oxidación química.

Receptores de electrones. Uno de los factores que mejor determinan la degradación de contaminantes biodegradables es la disposición de suficientes receptores de electrones para sustentar la biodegradación (por ejemplo, oxígeno, nitrato, fierro, manganeso). Los trazadores internos, como trimetilo y tetrametilbenceno, son constituyentes normales de combustibles que son significativamente menos biodegradables que el benceno, tolueno, etilbenceno y xileno (BTEX), aun teniendo características de transporte muy similares. Así, estos trazadores internos pueden ser detectados gradiente abajo del área de

rehabilitación, lo que demuestra que los pozos de monitoreo están colocados correctamente y que la ausencia de BTEX es un resultado de la biodegradación. Las concentraciones de esos trazadores pueden también proporcionar información para corregir la atribución de la dilución en la atenuación del contaminante.

Grasas y aceites. Cuando están presentes en el suelo, tienden a cubrir las partículas de este. Esta cobertura debilita la ligadura entre suelo y cemento en los procesos de solidificación por cemento. Similarmente, las grasas y aceites pueden también interferir en el contacto del compuesto químico-residuo en las reacciones químicas de oxidoreducción, disminuyendo la efectividad de esas reacciones.