



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA  
DE MEXICO**

**FACULTAD DE QUIMICA**

**MANUAL PARA UN CURSO DE  
TÉCNICAS DE RESTAURACIÓN DE SUELOS  
CONTAMINADOS**

**TESIS**

**QUE PARA OBTENER EL TITULO DE:**

**INGENIERO QUIMICO**

**PRESENTA:**

**LUIS ANTONIO SANTOYO LUEVANO**



**MEXICO D.F.**



**EXAMENES PROFESIONALES  
FACULTAD DE QUIMICA**

**2002**



Universidad Nacional  
Autónoma de México



**UNAM – Dirección General de Bibliotecas**  
**Tesis Digitales**  
**Restricciones de uso**

**DERECHOS RESERVADOS ©**  
**PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL**

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

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

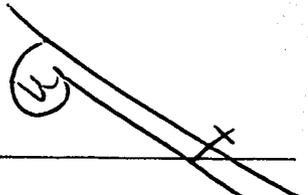
**JURADO ASIGNADO:**

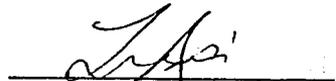
**Presidente**            Prof. Ramón E. Domínguez Betancourt.  
**Vocal**                Prof. Rodolfo Torres Barrera.  
**Secretario**           Prof. Víctor Manuel Luna Pabello  
**1er. Suplente**        Prof. Landy Irene Ramírez Burgos.  
**2º. Suplente**         Prof. Alfonso Durán Moreno.

Sitio donde se desarrollo el tema:        Biblioteca de la Facultad de Química

Asesor del tema:                            Ing. Rodolfo Torres Barrera.

Sustentante:                                Luis Antonio Santoyo Luévano





## **AGRADECIMIENTOS**

### **A ti Señor**

Porque me has permitido terminar esta etapa de mi vida.

### **A mis Padres**

Antonio (†) y Berta Consuelo, gracias por su apoyo a lo largo de toda mi vida, por ser un impulso constante para mi. Dios los bendiga.

### **A mis Hermanos y Sobrino**

Jacqueline, José Antonio, Rosa Linda, Israel y Daniel Abraham, por confiar y creer en mí y ser un motivo muy fuerte para seguir adelante.

### **Graciela.**

Por la paciencia, la fe, la confianza y el cariño que me has brindado sin los cuales esto no hubiera sido posible.

### **A la Familia Carrillo Hernández.**

Especialmente a Sr. Armando y a la Sra. Lina, por todo su apoyo en los momentos más difíciles de mi carrera, los hago partícipes de este logro.

### **Ing. Rodolfo Torres**

Por la confianza, la comprensión y el apoyo para poder dar un feliz término a este camino.

A Todos aquellos que me ayudaron y me apoyaron durante mi formación académica, y a los que no confiaron, ni creyeron en mi, que fueron un gran obstáculo en la culminación de este trabajo les doy las gracias, por que forjaron mi carácter y fortalecieron mi espíritu.

**Solo el hombre que ha pasado por el más grande de los infiernos conocerá el triunfo supremo.**

**Alejandro Dumas.**

	<b>Página</b>
1.0. INTRODUCCIÓN.	1
2.0. LEGISLACIÓN.	3
2.1. Marco Regulatorio Ambiental Asociado a la Contaminacion de los Suelos.	3
2.2. Legislacion Internacional.	11
2.2.1. Tratado de Libre Comercio de Norteamérica (TLC). Acuerdo de Cooperación Ambiental de América del Norte.	12
2.2.2. Casos Particulares de Legislación Internacional.	13
2.2.2.1. Estados Unidos.	13
2.2.2.2. Alemania.	16
2.2.2.3. Países Bajos (Holanda).	16
BIBLIOGRAFÍA.	17
3.0. SUELOS.	19
3.1. Definición.	19
3.2. Composicion de los Suelos.	19
3.3. Factores de la Formación del Suelo.	23
3.4. Clasificación de los Suelos.	24
3.5. Textura de los Suelos.	25
3.6. Estructura del Suelo.	27
3.7. Composición Química de los Suelos.	28
3.8. Constituyentes Minerales de los Suelos.	28
3.8.1. Minerales Primarios.	29
3.8.2. Minerales Secundarios.	29
3.9. Aire en el Suelo.	30
3.10. Relacion Aire-Agua.	31
3.11. Densidad Especifica y Densidad de Volumen.	32
3.12. Movimiento del Agua en Suelo.	32
3.13. Infiltración.	33
3.14. Permeabilidad.	33
3.15. Percolación.	34
3.16. Capacidad de Campo.	34
3.17. Conductividad Hidráulica de los Suelos.	34
3.18. Capacidad de Adsorción.	35
3.19. Reacción del Suelo.	36
3.20. Propiedades Físicas de los Coloides del Suelo.	39
3.21. Muestreo de suelos	40
3.21.1. Objetivos del muestreo.	40
3.21.2. Tipos de muestras.	40

3.21.3	Programa o protocolo de muestreo.	41
3.21.3.1.	Información o antecedentes del sitio a muestrear.	41
3.21.3.2.	Localización de las muestras	42
3.21.3.3.	Selección de muestreador apropiado.	43
3.21.3.4.	Selección del recipiente apropiado.	44
3.21.3.5.	Técnicas de muestreo de suelos.	45
3.21.3.6.	Peso y cantidad de las muestras.	45
3.21.3.7.	Precauciones durante el muestreo.	46
3.21.3.8.	Manejo y preservación de las muestras.	46
3.21.3.9.	Identificación de las muestras.	47
3.21.3.10.	Registro de la información del muestreo en bitácora de campo.	47
3.21.3.11.	Llenado y registro de la cadena de custodia.	47
3.21.3.12.	Envío de la muestra al laboratorio.	48
3.21.3.13.	Llenado de la hoja e requisición del análisis de muestra.	48
3.21.3.14.	Tipos de análisis efectuados.	48

#### BIBLIOGRAFÍA.

4.0.	MATERIA ORGANICA Y DIVERSIDAD DE SERES VIVOS EN EL SUELO.	51
4.1.	Materia Organica del Suelo.	51
4.1.1.	Funciones de la Materia Orgánica.	51
4.1.2.	Descomposición de la Materia Orgánica.	52
4.2.	Organismos del Suelo.	52
4.2.1.	Consumidores Primarios y Secundarios.	53
4.2.2.	Fuentes de Carbono y Energía.	54
4.3.	Fauna Edáfica. .	54
4.3.1.	Lombrices de Tierra.	54
4.3.1.1.	Influencia Sobre la Fertilidad del Suelo y la Productividad.	54
4.3.2.	Termitas.	55
4.3.3.	Hormigas.	55
4.4.	Microfauna edáfica.	55
4.4.1.	Nemátodos.	55
4.4.2.	Protozoos.	56
4.4.3.	Rotíferos.	56
4.5.	Otra Microbiota del Suelo.	56
4.5.1.	Rizosfera.	56
4.5.2.	Algas del Suelo.	57
4.5.3.	Hongos del Suelo.	58
4.5.3.1.	Mohos.	58
4.5.3.2.	Musgos.	58

4.5.3.3.	Actividades de los Hongos.	58
4.5.3.4.	Micorrizas.	59
4.5.4.	Actinomicetos del Suelo.	60
4.5.5.	Bacterias del Suelo.	60
4.5.5.1.	Características.	60
4.5.5.2.	Fuentes de Energía.	61
4.5.5.3.	Importancia de las Bacterias.	62
4.5.5.4.	Condiciones que Afectan el Crecimiento de las Bacterias.	62

## BIBLIOGRAFÍA

5.0.	ECOLOGÍA MICROBIANA.	63
5.1	Interacciones entre Poblaciones Microbianas.	64
5.1.1.	Interacciones Negativas	64
5.1.1.1.	Competencia.	64
5.1.1.2.	Amensalismo (Antagonismo).	64
5.1.2.	Interacciones Positivas.	65
5.1.2.1.	Comensalismo.	65
5.1.2.2.	Sinergismo (Protocooperación).	65
5.1.2.3.	Mutualismo (Simbiosis).	66
5.1.3.	Interacciones Disparejas.	66
5.1.3.1.	Parasitismo.	66
5.1.3.2.	Predación.	66
5.2.	Procesos Microbianos en el Suelo.	67
5.3.	Aspectos Fundamentales de Microbiología y Bioquímica Microbiana.	68
5.3.1.	Crecimiento Microbiano y Metabolismo.	68
5.3.1.1.	Glicólisis.	72
5.3.1.2.	Fermentación.	74
5.3.1.3.	Respiración.	75
5.3.1.3.1.	Respiración Aerobia.	77
5.3.1.3.2.	Respiración Anaerobia.	78
5.3.1.3.3.	Respiración de Compuestos Inorgánicos.	79
5.4.	Degradación de Compuestos Xenobióticos.	80
5.4.1.	Degradación de los hidrocarburos.	81
5.4.1.1.	Degradación de los alcanos.	81
5.4.1.2.	Hidrocarburos Alicíclicos.	82
5.4.1.3.	Hidrocarburos Aromáticos.	82
5.4.1.4.	Degradación de Hidrocarburos con Mezclas de Petróleo.	84
	BIBLIOGRAFÍA.	84

<b>6.0.</b>	<b>INFORMACIÓN BASICA SOBRE ACUÍFEROS.</b>	<b>86</b>
6.1.	Fundamentos Sobre Geología y Geohidrología.	86
6.1.1.	Estudios Geológicos.	86
6.1.2.	Estudios Hidrogeológicos.	88
6.1.3.	Clasificación de los Acuíferos.	88
6.2.	Ciclo Hidríco.	90
6.3.	Relaciones Agua Subterránea – Atmósfera.	91
6.3.1.	Precipitación.	91
6.3.2.	Infiltración.	92
6.3.3.	Evapotranspiración.	93
6.4.	Relaciones Entre Manto Freático y Superficie de Agua.	93
6.4.1.	Características del Flujo de Agua Superficial.	93
6.4.2.	Cuencas de Drenaje.	93
6.4.3.	Típos de corrientes	95
6.5.	Agua en la Zona Vadosa.	96
6.5.1.	Conceptos de Energía Agua – Suelo.	96
6.5.2.	Subdivisión de la Zona Vadosa.	96
6.5.3.	Flujo Saturado Contra Flujo no Saturado.	98
6.6.	Agua en la Zona Saturada; Conceptos Fundamentales.	98
6.6.1.	Cabeza Hidráulica y Gradientes.	98
6.6.2.	Anisotropía y Heterogeneidad.	98
6.6.3.	Medio del Poro vs Flujo en Fracturas / en Conductos.	99
6.6.4.	Fluctuaciones de Agua Subterránea.	99
6.7.	Agua en la Zona Saturada: Almacenamiento y Flujo de Agua.	101
6.7.1.	Propiedades de Almacenamiento de Acuíferos: Porosidad y Rendimiento Específico / Almacenabilidad.	101
6.7.2.	Propiedades de Transmisión del Agua: Conductividad Hidráulica y Transmisividad.	102
6.7.3.	Ley de Darcy.	102
6.7.4.	Velocidad Intersticial y Tiempo de Viaje.	104
6.7.5.	Conceptos de Bombeo de Agua Subterránea.	105
6.8.	Climatología y Balance de Agua.	106
6.9.	Muestreo de Aguas Subterráneas.	108
6.9.1.	Típos de Monitoreo.	109
6.9.2.	Protocolo de Muestreo.	109
6.9.2.1.	Frecuencia de Muestreo.	110
6.9.2.2.	Equipo de Muestreo de Aguas Superficiales.	111
6.9.2.3.	Representatividad de las Muestras.	112

	6.9.2.4. Envases para el Transporte y Almacenamiento.	112
	6.9.2.5. Transporte al Laboratorio y Almacenamiento.	113
<b>BIBLIOGRAFÍA.</b>		<b>113</b>
<b>7.0. FUNDAMENTOS SOBRE LA CONTAMINACION DEL SUBSUELO Y LOS ACUIFEROS.</b>		<b>115</b>
7.1.	Origen de la Contaminación.	115
7.2.	Definición de Residuo.	116
7.3.	Tipos de Contaminación.	117
7.4.	Factores que Influencian la Contaminación del Subsuelo y los Acuíferos.	119
7.5.	Mecanismos de Contaminación de los Suelos.	120
7.6.	Transporte de Contaminantes en Suelos y Acuíferos.	121
7.7.	Evaluación y Análisis de la Contaminación de los Suelos.	123
<b>BIBLIOGRAFÍA.</b>		<b>124</b>
<b>8.0. LOGISTICA DE REMEDIACIÓN.</b>		<b>126</b>
8.1.	Introducción.	126
8.2.	Propuesta Conceptual en la Remediación de Suelos y Aguas Subterráneas Contaminadas.	126
8.3.	Metodología.	128
8.3.1.	Caracterización del Sitio.	129
8.3.2.	Evaluación del Problema.	130
8.3.3.	Aproximaciones de Tratamiento.	132
8.3.3.1.	Requerimientos de Confinamientos.	132
8.4.	Selección del Método de Tratamiento.	133
8.4.1.	Utilidad de los Modelos Matemáticos para la Evaluación de Tecnologías.	133
8.4.2.	Estudios de Tratabilidad.	133
8.4.3.	Selección del Tipo de Tratamiento.	134
8.5.	Mediciones e Interpretación de Efectividad de Tratamiento.	134
<b>BIBLIOGRAFÍA.</b>		<b>135</b>
<b>9.0. TECNOLOGIA DE TRATAMIENTO PARA SUELO, SEDIMENTOS Y LODOS.</b>		<b>137</b>
9.1.	Tecnologías de Tratamiento Biológico y Físicoquímico.	137
9.1.1.1.	Ventajas y desventajas.	137
9.1.1.2.	Requerimientos.	138
9.1.1.3.	Procesos de Biorremediación.	139
9.2.	Tecnologías de Tratamiento Físicoquímico.	140
9.2.1.	Ventajas y Desventajas.	140
9.2.2.	Requerimientos.	141
9.3.	Seguimiento.	142

9.4.	Tratamiento Biológico In Situ para Suelos, Sedimentos y Lodos	142
9.4.1.	Bioventeo (Bioventing).	142
9.4.2.	Bioestimulación (Enhance Bioremediation).	143
9.4.3.	Biocultivo (Land Farming).	144
9.4.4.	Atenuación Natural en el Suelo.	145
9.4.5.	Fitorremediación.	146
9.5.	Tratamiento Físicoquímico In Situ.	147
9.5.1.	Biopilas.	148
9.5.2.	Composteo.	149
9.5.3.	Biodegradación con Hongos (Fungal Biodegradation).	150
9.5.4.	Biocultivo (Landfarming).	151
9.5.5.	Tratamiento Biológico en Fase Fluidizada.	152
9.6.	Tratamiento Físicoquímico In Situ.	153
9.6.1.	Separación Electrocinética.	153
9.6.2.	Fracturación (fracturing).	155
9.6.3.	Lavado del Suelo con Agua (Soil Flushing).	156
9.6.4.	Extracción de Vapor del Suelo.	157
9.6.5.	Solidificación/Estabilización.	158
9.6.6.	Intensificación Térmica de la Extracción de Vapor del Suelo.	160
9.7.	Tratamiento Físicoquímico Ex Situ (Asumiendo Excavación).	162
9.7.1.	Extracción Química.	163
9.7.2.	Reducción/Oxidación Química.	164
9.7.3.	Deshalogenización.	165
9.7.4.	Separación.	166
9.7.5.	Enjuague del Suelo (Soil Washing).	167
9.7.6.	Extracción de Vapor del Suelo.	168
9.7.7.	Destoxificación Solar.	169
9.7.8.	Solidificación/Estabilización.	169
9.7.9.	Descontaminación con Gas Caliente (Hot Gas Decontaminación).	171
9.7.10.	Incineración.	172
9.7.11.	Quema Abierta/Detonación Abierta.	173
9.7.12.	Pirólisis.	174
9.7.13.	Desorción Térmica.	176

BIBLIOGRAFÍA.

178

10.0.	CASOS PRÁCTICOS.	181
10.1.	Casos de Estudios Individuales.	181
10.1.1.	Desorción Térmica, Lavado de Suelo y Vitrificación In Situ Desarrollado en la Empresa Pristine, Inc.	181
10.1.2.	Biorremediación. Composteo en Hileras de Suelos Contaminados con Explosivos en el Depósito de Actividad Umantila del Ejército.	182
10.1.3.	Desorción Térmica, Lavado del Suelo y Vitrificación In Situ, en el Sitio de Superfondo de la Corporación Técnica Rey de Prusia, en Nueva Jersey.	183
10.2.	Tecnologías Completadas Hasta 1997 en los Estados Unidos.	184
10.3.	Tecnologías Realizadas en México hasta el 2001	185
	BIBLIOGRAFÍA.	186
11.0	ANÁLISIS DE LAS TECNOLOGÍAS.	187
11.1.	Criterios Para la Elección de una Tecnología de Restauración de Suelos Contaminados	187
11.1.1.	Elementos para elegir una Tecnología de Restauración.	187
11.1.2.	Elementos que definen el éxito de una Restauración.	187
11.1.3.	Criterios Restauración.	188
11.2.	Tablas Comparativas de las Tecnologías de Remediación de Suelo.	188
11.3.	Situación Actual en México.	194
11.4.	Tendencias.	198
11.5.	Comentarios	199
12.0.	CONCLUSIONES.	200

## 1.0. INTRODUCCIÓN.

El presente trabajo fue realizado con la finalidad de ser un material de apoyo a la asignatura de Ingeniería Ambiental, adicionalmente puede ser tomado como bibliografía base para aquellas personas que pretendan dedicarse al área ambiental, en especial a la restauración de sitios contaminados.

La contaminación del suelo y del subsuelo causada por las emisiones y fugas de los procesos industriales se ha convertido en uno de los problemas capitales en México. La gestión ambiental enfrenta graves dificultades debido a la falta de un diagnóstico confiable que permita conocer la ubicación y las dimensiones de los sitios dañados por la contaminación industrial, en particular la afectada por residuos peligrosos.

En el capítulo 2 se hace una revisión del estado actual de nuestra legislación y se enuncian legislaciones de otros países con mayor desarrollo en el proceso de restauración del suelo.

Parte fundamental para la selección de las tecnologías de remediación lo constituye la caracterización detallada del sitio contaminado en particular la estructura física, química y biológica del suelo, dado que de ello depende la eficiencia del proceso de remoción o estabilización del contaminante (Capítulo 3).

En el capítulo 4 se presentan los principales organismos que existen en el suelo y sus principales interacciones entre sí, así como su función en el mismo. Posteriormente en el capítulo 5 se presentan las principales asociaciones entre los microorganismos del suelo y las rutas bioquímicas en las que estos participan, los procesos que son provocados por estos microorganismos y los tipos de degradación que se pueden dar al tratar contaminantes.

La extensión de una fuga de material contaminante en el estrato edáfico puede alcanzar los sistemas acuíferos y extender la magnitud del deterioro hacia la calidad del agua destinada a usos productivos sociales, con lo también se requerirá de tecnologías para delimitación y cuantificación de los sistemas hidrológicos y su comportamiento para poder realizar su rehabilitación. El conocimiento preciso de la dinámica hidráulica del acuífero y la delimitación del área contaminada exige estudios especiales que revelen la dirección, magnitud y velocidad de las corrientes freáticas, así como el efecto de la climatología en los mantos freáticos. (Capítulo 6).

En el capítulo 7 se pone énfasis en la contaminación por hidrocarburos, la identificación de las principales fuentes de contaminación, los procesos por lo cual se contaminan, el proceso de transportación que son útiles para determinar la forma de la pluma de los contaminantes y poder estimar su tamaño y el tipo de migración.

En el capítulo 8 se indican la metodología a seguir antes, durante y al término del proceso de restauración de sitio contaminado. Lo cual generara los protocolos de prueba, exigidos por la autoridad ambiental, la legislación vigente y en el caso de no existir criterios de limpieza, se tomaran los establecidos por los países desarrollados.

En el capítulo 9 se presentan las tecnologías utilizadas para remediar suelos, agrupadas de la siguiente manera: si la tecnología se realiza en el sitio (in situ) y o si es necesario excavar el suelo y realizar el tratamiento fuera de él (ex situ). Dentro de esta clasificación se toma como referencia el tipo de tratamiento es decir, si utilizan microorganismos o plantas (biológico), si emplean sustancias químicas o técnicas de separación físicas o de confinamiento (físicoquímicas). Cada tecnología es presentada tomando en cuenta al grupo de contaminantes que tratan, una breve descripción de la misma, los factores que pueden limitar su funcionamiento y el costo para remediar el suelo.

Posteriormente en el capítulo 10 se presentan casos prácticos de tecnologías que han demostrado su aplicación en campo, esto es en forma de ficha técnica donde se presentan los resultados más relevantes de cada técnica y una tabla que contiene los casos que han sido terminados hasta 1997 en los Estados Unidos y en México hasta el 2001.

En capítulo 11 se hace una comparación de todas las tecnologías presentadas y de los principales factores que pueden influir en el desarrollo y en el costo de cada una. La función de estas tablas es de que sirvan como una guía rápida en el proceso de selección de una tecnología o grupos de tecnologías de tratamiento. Adicionalmente se presentan comentarios sobre las tecnologías de restauración y la situación actual de las mismas en el país.

Finalmente en el capítulo 12 se presentan las conclusiones que se desprenden de este trabajo.

## 2.0. LEGISLACIÓN.

El marco jurídico que regula las actividades relacionadas con las consideraciones ambientales propias de la actividad económica y productiva de México suma ya un nutrido cuerpo de instrumentos que atiende no sólo lo relativo a la protección de los elementos del ambiente, sino también al uso sustentable de los recursos naturales y la preservación de la biodiversidad.

La Carta Magna es el soporte sustantivo del cual se desprenden las leyes tanto de ámbito general como las de competencia exclusivamente Federal. En el primer caso se menciona a la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente (LGEEPA), y la de Salud y Asentamientos Humanos. En el segundo caso, esto es las leyes federales, se consignan las leyes de Agua, Minera, de Metrología y Normalización, Obras Públicas y Planeación. En ambos casos la integración de criterios ambientales ha ido orientándose gradualmente hacia una modificación de toda la conducta social que busque la racionalidad en el manejo de los recursos naturales, la protección de los elementos ambientales y la preservación de la biodiversidad. El siguiente nivel de jerarquía lo componen los reglamentos. A la fecha existen 5 reglamentos vinculados directamente con la LGEEPA y cada una de las leyes complementarias y/o supletorias consigna sus propios reglamentos que instrumentan la interpretación y aplicación de la correspondiente Ley. Finalmente, el último escalón de la jerarquía jurídica lo constituyen las Normas Oficiales Mexicanas, que detallan los aspectos metodológicos, de niveles de concentración o magnitud de contaminantes, cuando es el caso, logística, alcances y campos de aplicación.

Los aspectos administrativos incluyen un conjunto de formatos, manifiestos, autorizaciones, permisos, reportes y pagos de derecho, cuyo diseño y aplicación son competencia exclusiva del Ejecutivo Federal por conducto de la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, quien a su vez delega estas responsabilidades en organismos desconcentrados como el Instituto Nacional de Ecología, la Procuraduría Federal de Protección al Ambiente y la Comisión Nacional del Agua.<sup>1</sup>

### 2.1. MARCO REGULATORIO AMBIENTAL ASOCIADO A LA CONTAMINACION DE LOS SUELOS.

En México, cualquier tema como el que se refiere a los aspectos ambientales, tiene a la Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos<sup>2</sup> como sustento legal, estableciendo en varios de sus artículos, conceptos relacionados con el cuidado del ambiente, los recursos naturales y la salud pública, como a continuación se menciona:

**El Artículo 4.-** Toda persona tiene derecho a un medio ambiente adecuado para su desarrollo y su bienestar.

**El Artículo 25.-** señala que el uso y la explotación de los recursos productivos debe hacerse cuidando la conservación de los mismos y la del medio ambiente también.

**El Artículo 27.-** establece la necesidad de conservar los recursos naturales y de prestar atención a los centros de población para preservar y restaurar el equilibrio ecológico. De este artículo se derivan todas las leyes que en materia de ecología nos rigen actualmente.

**El Artículo 73.-** se refiere a la expedición de Leyes en materia de contaminación ambiental y restauración del equilibrio ecológico.

Los artículos de la LGEEPA<sup>3</sup> que hacen mención al tema abordado, se señalan a continuación:

**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.

Sus disposiciones son de orden público e interés social y tienen por objeto establecer las bases para:

III.- La preservación, la restauración y el mejoramiento al ambiente.

V.- El aprovechamiento sustentable, la preservación y, en su caso, la restauración del suelo, el agua y los demás recursos naturales, de manera que sean compatibles la obtención de beneficios económicos y las actividades de la sociedad con la preservación de los ecosistemas.

VI.- La prevención y el control de la contaminación del aire, agua y suelo.

**Artículo 5.-** Son facultades de la Federación:

II.- La aplicación de los instrumentos de la política ambiental previstas en esta Ley, en los términos en ella establecidos, así como la regulación de las acciones para la preservación y restauración del equilibrio ecológico y la protección al ambiente, que se realicen en bienes y zonas de jurisdicción federal.

XI.- La regulación del aprovechamiento sustentable, la protección y la preservación de los recursos forestales, el suelo y las aguas nacionales, la biodiversidad, la flora, la fauna y los demás recursos naturales de su competencia.

**Artículo 98.-** Para la preservación y aprovechamiento sustentable del suelo se considerarán los siguientes criterios:

I.- El uso del suelo debe ser compatible con su vocación natural y no debe alterar el equilibrio de los ecosistemas.

III.- Los usos productivos del suelo deben evitar prácticas que favorezcan la erosión, degradación o modificación de las características topográficas, con efectos ecológicos adversos;

IV.- En las acciones de preservación y aprovechamiento sustentable del suelo, deberán considerarse las medidas necesarias para prevenir o reducir su erosión, el deterioro de las propiedades físicas, químicas o biológicas del suelo y la pérdida duradera de la vegetación natural,

V.- En las zonas afectadas por fenómenos de degradación o desertificación, deberán llevarse a cabo las acciones de regeneración, recuperación y rehabilitación necesarias, a fin de restaurarlas, y,

VI.- La realización de las obras públicas o privadas que por sí mismas puedan provocar deterioro severo de los suelos, deben incluir acciones equivalentes de regeneración, recuperación y restablecimiento de su vocación natural.

**Artículo 117.-** Para la prevención y control de la contaminación del agua se consideran los siguientes criterios:

Fracc. II.- Corresponde al Estado y a la Sociedad prevenir la contaminación de los ríos, cuencas, vasos, aguas marinas y demás sitios y corrientes de agua, incluyendo las aguas del subsuelo.

**Artículo 134.-** Para la prevención y control de la contaminación del suelo, se considerarán los siguientes criterios:

II.- Deben ser controlados los residuos en tanto que constituyen la principal fuente de contaminación de los suelos;

V.- En los suelos contaminados por la presencia de materiales o residuos peligrosos, deberán llevarse a cabo las acciones necesarias para recuperar o restablecer sus condiciones, de tal manera que puedan ser utilizados en cualquier tipo de actividad prevista por el programa de desarrollo urbano o de ordenamiento ecológico que resulte aplicable.

**Artículo 135.-** Los criterios para prevenir y controlar la contaminación del suelo se considerarán, en los siguientes casos:

- I.- La ordenación y regulación de desarrollo urbano;
- II.- La operación de los sistemas de limpia y de disposición final de residuos municipales en rellenos sanitarios;
- III.- La generación, manejo y disposición final de residuos sólidos, industriales y peligrosos, así como en las autorizaciones y permisos que al efecto se otorguen, 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.

### **CAPÍTULO III.- PREVENCIÓN Y CONTROL DE LA CONTAMINACIÓN DEL SUELO (LGEEPA)**

**Artículo 136.-** los residuos que se acumulen o pueden 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;
- III.- Las alteraciones en el suelo que afecte su aprovechamiento, uso o explotación, y
- VI.- Riesgos y problemas de salud.

**Artículo 139.-** Toda descarga, depósito o infiltración de sustancias o materiales contaminantes en los suelos se sujetará a lo que disponga esta ley, la Ley de Aguas Nacionales<sup>4</sup>, sus disposiciones reglamentarias y las Normas Oficiales Mexicanas que para tal efecto expida la Secretaría.

**Artículo 140.-** Los procesos industriales que generen residuos de lenta degradación se llevarán a cabo con arreglo a lo que se establezca en las normas oficiales mexicanas que al respecto expida la Secretaría, en coordinación con la Secretaría de Economía. (Antes SECOFI)

### **CAPÍTULO IV. ACTIVIDADES CONSIDERADAS COMO RIESGOSAS (LGEEPA)**

**Artículo 145.-** La Secretaría promoverá que en la determinación de los usos del suelo se especifiquen las zonas en las que se permita el establecimiento de industrias, comercios o servicios considerados como riesgosos por la gravedad de los efectos que puedan generar en los ecosistemas o en el ambiente tomándose en consideración.

- I.- Las condiciones topográficas, meteorológicas y climatológicas, geológicas y sísmicas de las zonas,...

**Artículo 152-bis.-** Cuando la generación, manejo o disposición final de materiales o residuos peligrosos, produzca contaminación del suelo, los responsables de dichas operaciones deberán llevar a cabo las acciones necesarias para recuperar y restablecer las condiciones del mismo, con el propósito de que éste pueda ser destinado a alguna de las actividades previstas en el programa de desarrollo urbano o de ordenamiento ecológico que resulte aplicable, para el predio o zona respectiva.

**Por otro lado, el Reglamento de la LGEEPA en materia de residuos peligrosos<sup>3</sup>, contiene el siguiente Artículo, relacionado con el tema:**

**Artículo 42.-** Cuando por cualquier causa se produzcan derrames, infiltraciones, descargas o vertidos de residuos peligrosos, durante cualesquiera de las operaciones que comprende su manejo, el generador y, en su caso, la empresa que preste el servicio, deberá dar aviso inmediato de los hechos a la Secretaría; aviso que deberá ser ratificado por escrito dentro de los tres días siguientes al día en que ocurran 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.

El aviso por escrito a que se refiere el párrafo anterior, deberá comprender:

- I.- Identificación, domicilio y teléfonos de los propietarios, tenedores, administradores o encargados de los residuos peligrosos de que se trate;
- II.- Localización y características del sitio donde ocurrió el accidente;
- III.- Causas que motivaron el derrame, infiltración, descarga o vertido;
- IV.- Descripción precisa de las características físico-químicas y toxicológicas, así como cantidad de los residuos peligrosos derramados, infiltrados, descargados o vertidos;
- V.- Acciones realizadas para la atención del accidente,
- VI.- Medidas adoptadas para la limpieza y restauración de la zona afectada, y
- VII.- Posibles daños causados a los ecosistemas.

Los antecedentes que al respecto se pueden citar, indican entre otras cosas que el abrogado Reglamento Interior de la Secretaría de Desarrollo Social (SEDESOL)<sup>5</sup>, publicado en el Diario Oficial de la Federación el 4 de junio de 1992, otorgaba facultades expresas al Instituto Nacional de Ecología (INE), entre otras cosas, para el establecimiento de normas y criterios que aseguraran la conservación o restauración del ambiente, en particular en situaciones de emergencia o contingencia ambiental.

Por otra parte, el **Artículo 170** de la LGEEPA, prevé expresamente que:

"Cuando exista riesgo inminente de desequilibrio ecológico, o de daño o deterioro grave a los recursos naturales, casos de contaminación con repercusiones peligrosas para los ecosistemas, sus componentes o para la salud pública, la SEMARNAT, fundada y motivadamente, podrá ordenar alguna o alguna de las siguientes medidas de seguridad.

- I.- La clausura temporal, parcial o total de las fuentes contaminantes, así como de...
- II.- El aseguramiento precautorio de materiales y residuos peligrosos, así como de...
- III.- La neutralización o cualquier acción análoga que impida que materiales o residuos peligrosos generen los efectos previstos en el primer párrafo del Artículo.

El **Artículo 170-bis** del propio ordenamiento prevé "Cuando la Secretaría ordene alguna de las medidas de seguridad previstas en esta Ley, indicará al interesado, cuando proceda, las acciones que debe llevar a cabo para subsanar las irregularidades que motivaron la imposición de dichas medidas, así como los plazos para su realización, a fin de que una vez cumplidas éstas, se ordene el retiro de la medida de seguridad impuesta".

Conforme al **Artículo 68** Fracción IV, del **Reglamento Interior de la SEMARNAT**, la **Dirección General de Emergencias Ambientales (DGEA) de la PROFEPA**, se encuentra facultada para "Emitir recomendaciones para aplicar medidas preventivas, correctivas y de seguridad para la atención de emergencias ambientales...", acciones que por supuesto involucran programas o tecnologías de restauración, con los límites o parámetros que puedan ser exigibles a quienes realicen estas actividades.

Conforme a las respectivas fracciones VI y VII del propio **Artículo 68**, la DGEA cuenta con atribuciones para "Formular programas para la evaluación, restauración y seguimiento de daños ambientales", así como para "Elaborar programas para la identificación, evaluación y restauración de sitios contaminados que pongan en peligro a las personas o al ambiente".

Por las razones antes expuestas, cuando ocurren accidentes en los que se encuentran involucrados materiales y/o residuos peligrosos y se percibe la afectación del ambiente, actualizándose la hipótesis normativa contenida en é

**Artículo 170-bis** de la ley en la materia, la DGEA recomienda a las delegaciones de la PROFEPA que ordenen al responsable, entre otras cosas: la neutralización o acciones análogas que impidan que los materiales o residuos peligrosos, generen los efectos previstos en el primer párrafo del citado Artículo 170°, para lo cual, resulta indispensable que el generador del problema efectúe:

I.- Estudio de evaluación de daños ambientales.- Se requiere como condición inmediata, previa al inicio de cualquier acción de restauración. Estos trabajos deben efectuarse con personal capacitado para ello y así estar en posibilidad de que las medidas de seguridad sean dictadas responsablemente con respaldo técnico científico. El documento debe incluir todos los componentes del medio que fueron afectados y una estimación sobre el grado de afectación.

II.- Propuesta de restauración.- Se acompañará al estudio de evaluación de daños ambientales y debe contener precisamente la tecnología que se piense aplicar (método(s) probado(s)), los niveles de limpieza propuestos, las áreas a tratar y el tiempo que se planea invertir en cada una de las fases de la restauración (programa calendarizado).

III.- Investigación del accidente.- Como recomendación de la DGEA (sobre todo en accidentes dentro de una industria), se sugiere que la Delegación de la PROFEPA ordene como medida de seguridad, la "investigación del accidente" que consiste en pedir al responsable que, una vez controlado el evento, se analice con método, cuál fue la causa raíz que lo originó y así estar en posibilidad de corregir la eventual anomalía (capacitación del personal en caso de falla humana, sistemas de alerta, especificaciones técnicas inadecuadas, etc.); en caso contrario, el riesgo de que se repita el evento es sumamente elevado, es decir, subsistirá un riesgo inminente de afectación al ambiente, por lo que no procederla el levantamiento de alguna otra medida de seguridad impuesta, como pudiera ser la clausura (Artículo 170° LGEEPA).

Por último, el **Artículo 82** Fracción XII del multicitado Reglamento Interior, establece expresamente que corresponde a las delegaciones de la PROFEPA en las entidades federativas que constituyen su circunscripción territorial:

"Imponer las medidas de seguridad que procedan, cuando exista riesgo inminente de desequilibrio ecológico o casos de contaminación con repercusiones peligrosas para los ecosistemas, sus componentes o la salud pública, en las materias competencia de la PROFEPA".

Del orden de ideas expuesto, podemos concluir que conforme a la distribución de competencias plasmada en la LGEEPA y en el Reglamento Interior de la SEMARNAT, las facultades en cuanto a la aplicación de medidas de seguridad establecidas en el Artículo 170° de dicha ley, así como en cuanto a la determinación de parámetros para la restauración de sitios contaminados, cuando no exista una NOM específica, dichas facultades no pertenecen más al INE, por lo que a partir de julio de 1996, tales responsabilidades recaen en la PROFEPA, si son, como ya se mencionó, dictadas como medidas de seguridad.

#### **LEY DE AGUAS NACIONALES<sup>4</sup>**

Publicada en el Diario Oficial de la Federación el 1 de diciembre de 1992, consigna el Título Séptimo, Prevención y control de la contaminación de las aguas dentro de su Capítulo Único puntualiza lo siguiente:

**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 respectivas y las condiciones particulares de descarga, en los términos de ley;

II.- Formular programas integrales de protección de los recursos hidráulicos en cuencas hidrológicas y acuíferos, considerando las relaciones existentes entre los usos del suelo y la cantidad y calidad del agua;

III.- Establecer y vigilar el cumplimiento de las condiciones particulares de descarga que deben satisfacer las aguas residuales que se generen en bienes y zonas de jurisdicción federal, de aguas residuales vertidas directamente en aguas y bienes nacionales, o en cualquier terreno cuando dichas descargas puedan contaminar el subsuelo o los acuíferos; y en los demás casos previstos en la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente;

IV.- Autorizar, en su caso, el vertido de aguas residuales en el mar, y en coordinación con la Secretaría de Marina cuando provengan de fuentes móviles o plataformas fijas; ...

VI.- Promover o realizar las medidas necesarias para evitar que basura, desechos, materiales y sustancias tóxicas, y todos producto de los tratamientos de aguas residuales, contaminen las aguas superficiales o del subsuelo y los bienes que señala el artículo 113; y

VII.- Ejercer las atribuciones que corresponden a la Federación en materia de prevención y control de la contaminación del agua y de su fiscalización y sanción, en los términos de la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente, salvo que corresponda a otra dependencia conforme a la Ley Orgánica de la Administración Pública Federal,

**REGLAMENTO DE AGUAS DE LA LEY DE AGUAS NACIONALES, SE REFIERE A LA CONTAMINACIÓN DEL SUELO**

Consigna en el Título Séptimo.- Prevención y Control de la Contaminación de las Aguas lo siguiente:

**Artículo 150.-** La "Comisión" en el ámbito de su competencia, promoverá las medidas preventivas de control para evitar la contaminación de las aguas superficiales o las del subsuelo por materiales y residuos peligrosos.

**LEY FEDERAL DE DERECHOS EN MATERIA DE AGUA.<sup>7</sup>**

Del Capítulo XIV denominado Derecho por Uso o Aprovechamiento de Bienes del Dominio Público de la Nación como Cuerpos Receptores de las Descargas de Aguas Residuales; establece lo siguiente:

**Artículo 276.-** Están obligados a pagar el derecho por uso o aprovechamiento de bienes del dominio público de la Nación como cuerpos receptores de las descargas de aguas residuales, las personas físicas o morales que descarguen en forma permanente, intermitente o fortuita aguas residuales en ríos, cuencas, cauces, vasos, aguas marinas y demás depósitos o corrientes de agua, así como los que descarguen aguas residuales en los suelos o las infiltren en terrenos que sean bienes nacionales o que puedan contaminar el subsuelo o los acuíferos, en términos de lo dispuesto en esta Ley.

**Artículo 276.-** Por el uso o aprovechamiento de bienes del dominio público de la Nación como cuerpos receptores de las descargas de aguas residuales, se causará el derecho de acuerdo con el tipo del cuerpo receptor en donde se realice la descarga, conforme al volumen de agua descargada y los contaminantes vertidos, en lo que rebasen los límites máximos permisibles establecidos en la presente Ley. Los responsables de las descargas de aguas residuales no deberán exceder los límites máximos permisibles establecidos en esta Ley.

## **LEY AMBIENTAL DEL DISTRITO FEDERAL.<sup>8</sup>**

Publicada en la Gaceta Oficial del Distrito Federal, el 13 de enero de 2000, establece lo siguiente:

### **TÍTULO I. DISPOSICIONES GENERALES.**

**Artículo 1.-** La presente Ley es de orden público e interés social y tiene por objeto:

V. Prevenir y controlar la contaminación del aire, agua y suelo en el Distrito Federal en aquellos casos que no sean competencia de la Federación;

**Artículo 2.-** Esta ley se aplicará en el territorio del Distrito Federal en los siguientes casos:

II. En la prevención y control de la contaminación de las aguas localizadas en el Distrito Federal, que de conformidad con el párrafo quinto del Artículo 27 constitucional no son consideradas aguas nacionales, así como tratándose de aguas nacionales que hayan sido asignadas al Distrito Federal;

III. En la conservación y control de la contaminación del suelo;

**Artículo 3.-** Se consideran de utilidad pública:

IV. La prevención y control de la contaminación ambiental del aire, agua y suelo, así como el cuidado, restauración y aprovechamiento de los elementos naturales y de los sitios necesarios para asegurar la conservación e incremento de la flora y fauna silvestres;

### **TÍTULO CUARTO. DE LA PROTECCIÓN, RESTAURACIÓN Y APROVECHAMIENTO SUSTENTABLE DE LOS RECURSOS NATURALES**

#### **CAPÍTULO IV. CONSERVACIÓN Y APROVECHAMIENTO SUSTENTABLE DEL AGUA.**

**Artículo 105.-** Para el aprovechamiento sustentable de las aguas de competencia del Distrito Federal, así como el uso adecuado del agua que se utiliza en los centros de población, se considerarán los criterios siguientes:

II. El aprovechamiento sustentable de los recursos naturales que comprenden los ecosistemas acuáticos deben realizarse de manera que no se afecte su equilibrio ecológico;

III. Para mantener la integridad y el equilibrio de los elementos naturales que intervienen en el ciclo hidrológico, se deberá considerar la protección de suelos y áreas boscosas así como el mantenimiento de caudales básicos y fuentes naturales de las corrientes de agua, para mantener la capacidad de recarga de los acuíferos;

#### **CAPÍTULO V. CONSERVACIÓN Y APROVECHAMIENTO SUSTENTABLE DEL SUELO.**

**Artículo 111.-** Para la conservación, restauración, protección y aprovechamiento sustentable del suelo en el territorio del Distrito Federal, se considerarán los siguientes criterios:

V. La acumulación o depósito de residuos constituye una fuente de contaminación que altera los procesos biológicos de los suelos; y

VI. Deben evitarse las prácticas que causen alteraciones en el suelo y perjudiquen su aprovechamiento, uso o explotación, o que provoquen riesgos o problemas de salud.

## **CAPÍTULO VI. RESTAURACIÓN DE ZONAS AFECTADAS.**

**Artículo 114.-** Están obligados a restaurar el suelo, subsuelo, acuífero y los demás recursos naturales afectados, quienes por cualquier causa los contaminen o deterioren, de acuerdo con la presente Ley y las normas ambientales para el Distrito Federal.

## **TÍTULO QUINTO DE LA PREVENCIÓN, CONTROL Y ACCIONES CONTRA LA CONTAMINACIÓN AMBIENTAL.**

### **CAPÍTULO I. DISPOSICIONES GENERALES**

**Artículo 126.-** Queda prohibido emitir o descargar contaminantes a la atmósfera, el agua y los suelos que ocasionen o puedan ocasionar desequilibrios ecológicos, daños al ambiente o afecten la salud.

**Artículo 128.-** La Secretaría en coordinación con las autoridades federales y locales, establecerá un sistema de información relativo a los impactos en la salud provocados por la exposición a la contaminación del aire, agua y suelo.

**Artículo 155.-** Las atribuciones de la Secretaría en materia de manejo y disposición de aguas residuales son las siguientes:

VI. Establecer y aplicar las medidas necesarias para prevenir y reducir al mínimo las emisiones de descargas contaminantes, así como las que le corresponden para prevenir y controlar la contaminación del agua superficial y cuerpos receptores.

**Artículo 156.-** Queda prohibido descargar aguas residuales en cualquier cuerpo o corriente de agua.

### **CAPÍTULO V. PREVENCIÓN Y CONTROL DE LA CONTAMINACIÓN DEL SUELO**

**Artículo 163.-** Para la prevención y control de la contaminación del suelo, se considerarán los siguientes criterios:

II. Deben ser controlados los residuos que constituyan la principal fuente de contaminación de los suelos;

III. Es necesario prevenir y reducir la generación de residuos sólidos e industriales no peligrosos, incorporando técnicas, ecotecnias y procedimientos para su reuso y reciclaje;

V. En los suelos contaminados, deberán llevarse a cabo las acciones necesarias para recuperar o restablecer sus condiciones.

**Artículo 164.-** Los criterios para la prevención y control de la contaminación del suelo deberán considerarse en:

I. La expedición de normas para el funcionamiento de los sistemas de recolección, almacenamiento, transporte, alojamiento, reuso, tratamiento y disposición final de residuos sólidos e industriales no peligrosos, a fin de evitar riesgos y daños a la salud y al ambiente

III. La generación, manejo, tratamiento y disposición final de residuos sólidos e industriales no peligrosos, así como en las autorizaciones y permisos que al efecto se otorguen;

**Artículo 167.-** Quienes realicen obras o proyectos que contaminen o degraden los suelos o desarrollen actividades relacionadas con la exploración, explotación, extracción y aprovechamiento de materiales o sustancias no reservadas a la Federación, están obligados a:

I. Instrumentar prácticas y aplicar tecnologías o ecotecnias que eviten los impactos ambientales negativos;

II. Cumplir con las normas oficiales mexicanas y normas ambientales del Distrito Federal que al efecto se expidan;

III. Restaurar las áreas utilizadas una vez concluidos los trabajos respectivos.

## **NORMAS OFICIALES MEXICANAS**

Aplican las relacionadas con el manejo de los residuos peligrosos y que a la fecha han sido emitidas las siguientes:

NOM-ECOL-052-1993<sup>9</sup> Que establece las características de los residuos peligrosos, el listado de los mismos y los límites que hacen a un residuo peligroso por su toxicidad al ambiente.

NOM-ECOL-053-1993<sup>10</sup> Que establece el procedimiento para llevar a cabo la prueba de extracción para determinar los constituyentes que hacen a un residuo peligroso por su toxicidad al ambiente.

En el caso de aguas residuales vertidas a cuerpos receptores sólo existe la siguiente norma:

NOM-001-ECOL-1996<sup>11</sup>, Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales.

Para el caso de pozos de extracción de agua y petroleros se cuenta con:

Norma Oficial Mexicana NOM-003-CNA-1996<sup>12</sup>, Requisitos durante la construcción de pozos de extracción de agua para prevenir la contaminación de acuíferos.

Norma Oficial Mexicana NOM-115-ECOL-1998<sup>13</sup>, Que establece las especificaciones de protección ambiental que deben observarse en las actividades de perforación de pozos petroleros terrestres para exploración y producción en zonas agrícolas, ganaderas y eriales.

## **CODIGO CIVIL. ARTÍCULOS 2142,2145 Y 2157<sup>14</sup>**

Establecen lo siguiente: Por enajenación de inmuebles contaminados puede derivar de acciones próvidas por el adquirente y tendientes al saneamiento por defectos o vicios ocultos. La mala fe del enajenante otorga al adquirente, el derecho de exigir el pago de derechos y perjuicios.

## **CODIGO PENAL. ARTÍCULOS 414-423<sup>15</sup>**

Todos los casos de contaminación de suelos requieren, la realización dolosa del acto causante de la contaminación, situación difícil de probar tratándose de operaciones industriales donde las materias primas y los productos manufacturados son por su naturaleza peligrosos.

## **2.2. LEGISLACION INTERNACIONAL.**

Dada la escasa experiencia que se registra en México sobre el manejo de residuos peligrosos y, en menor escala aún, en lo que concierne a la restauración de sitios contaminados, la legislación no los regula en forma específica y comprehensiva, por lo que se ha estimado conocer la experiencia internacional sobre la materia, comentado las leyes de algunos países que presentan cierto desarrollo sobre el particular.

La tabla siguiente nos ilustra las dependencias responsables, las leyes, reglamentos y la normatividad aplicable en materia ambiental por país.

Tabla 2.1. cuadro comparativo de la legislación ambiental vigente en varios países.

PAIS	DEPENDENCIA	LEY	REGLAMENTOS	NORMAS
México	SEMARNAT	LGEEPA	Aire, Agua, Ruido y Residuos	Emisión, Monitoreo, Vigilancia, Fuentes, Fijas, Fuentes Móviles, Medio Ambiente.
Estados Unidos	Environmental Protection Agency	Clear Air Act Clean Water Act	Code of Federal Regulations	Emisión, Monitoreo, Vigilancia, Fuentes, Fijas, Fuentes Móviles, Medio Ambiente.
Canada	Environmental Protection Agency	Canadian Environmental Protection Agency	Clean Air Act Environmental Contamination Act Fishing Act Canadian Water Act	Emisión, Monitoreo, Vigilancia, Fuentes, Fijas, Fuentes Móviles, Medio Ambiente.
Alemania	Ministerio Federal del Ambiente	Directrices de la comunidad europea, Ley Básica Germana	Ley de Químicos, Conservación del Suelo	
Japón	Agencia Ambiental	Ruido y Vibración Calidad del Agua Contaminación de Suelos	Control de Contaminación del Aire, Agua, Ruido Desechos de Oficinas Olores Ofensivos	Control de la Contaminación del Aire. NO <sub>x</sub> , O <sub>3</sub> , PST, SO <sub>2</sub> , CO
Brasil	Ministerio Ambiental	Directrices de la Comunidad Europea	Directrices	Contaminación Atmosférica, Agua y al Ambiente

### 2.2.1. TRATADO DE LIBRE COMERCIO DE NORTEAMÉRICA (TLC)<sup>16</sup>. ACUERDO DE COOPERACIÓN AMBIENTAL DE AMÉRICA DEL NORTE. (Entró en vigor el 1 de enero de 1994).

#### Objetivos:

- Promoción del Desarrollo sustentable.
- Cooperación para conservar, proteger y mejorar el medio ambiente,
- Cumplimiento y aplicación de las leyes nacionales en materia ambiental.
- Participación pública en el desarrollo y mejoramiento de las leyes y políticas ambientales.

#### Compromisos:

- Informar sobre el estado del medio ambiente.
- Desarrollar planes de contingencia ambiental.
- Promover la educación, la investigación científica y el desarrollo tecnológico en materia ambiental.
- Evaluar cuando proceda el impacto ambiental.
- Promover el uso de instrumentos económicos para el logro efectivo de los objetivos en materia ambiental.

#### Acuerdos:

- Garantizar el debido acceso público a los procedimientos para reforzar la aplicación de su derecho ambiental. Este acceso incluye:
- El derecho a solicitar acciones para conseguir que se aplique el derecho ambiental nacional.
- El derecho a demandar por daños a otras personas en la jurisdicción de esa parte.

#### Implicaciones:

- Tener un mayor control de los movimientos de residuos peligrosos en la frontera común con Estados Unidos. Esto es, buscar reducir los movimientos transfronterizos de residuos peligrosos (Convenio de Basilea).

- La generación de procesos en los cuáles se reduzcan la generación, disposición, manejo y confinamiento de residuos peligrosos (principio de ciclo de vida integrado).
- Descentralización en el marco normativo hacia leyes y reglamentos en el plano estatal y municipal

## **2.2.2. CASOS PARTICULARES DE LEGISLACIÓN INTERNACIONAL.**

### **2.2.2.1. ESTADOS UNIDOS.**

Antes de la década de los 70's las prácticas inadecuadas de disposición y manejo de residuos eran un hecho común. El impacto que tenían estos sobre el suelo comenzó a atraer la atención de la opinión pública con incidentes como los ocurridos en Love Canal en la ciudad de Nueva York. Esto trajo como consecuencia una respuesta del Congreso Norteamericano por implementar programas de limpieza de sitios contaminados, tendencia que permanece hasta nuestros días. El órgano encargado de controlar y coordinar los esfuerzos de remediación de suelos contaminados es la Environmental Protection Agency (EPA) a través de la U.S. Office of Technology Assessment.

Las más importantes de estas Leyes son:

**SOLID WASTE DISPOSAL ACT. 1965.**<sup>17</sup> Fue el primer esfuerzo por regular los métodos de manejo y disposición de residuos sólidos.

#### **RESOURCE CONSERVATION AND RECOVERY ACT –RCRA- (1970, 1976).**<sup>18</sup>

- **Subtítulo C.-** Establece los programas para el manejo de residuos peligrosos de la cuna a la tumba, observando criterios de protección para la salud humana y al ambiente.
- **Subtítulo D.-** Exhorta a los Estados a desarrollar e implementar planes para el manejo de residuos.
- **Subtítulo I.-** Regula los productos del petróleo y sustancias tóxicas almacenadas en tanques subterráneos. El objetivo de éste, es prevenir derrames y contaminación de mantos acuíferos, bajo lo señalado en el subtítulo I, la EPA ha desarrollado estándares nuevos para tanques y nuevas normas para la prevención y detención de derrames, clausuras y responsabilidad financiera, así como las acciones correctivas en todos los sitios con tanques subterráneos.

#### **COMPREHENSIVE ENVIRONMENTAL RESPONSE, COMPENSATION AND LIABILITY ACT CERCLA O SUPERFUND- (1980).**<sup>19</sup>

Creada para facilitar los problemas de limpieza de sitios contaminados que resultan de accidentes durante la transportación de los residuos peligrosos y en los sitios de donde se han encontrado depósitos clandestinos de residuos y los propietarios no han sido detectados. Coordina el financiamiento de los fondos destinados a la remediación de sitios contaminados.

Faculta a la EPA para llevar a cabo los trabajos de restauración o en su caso, obligar a los responsables del daño, recuperar los costos erogados por los trabajos de restauración y conducir el monitoreo en casos de fugas y derrames.

## **SUPERFUND AMENDMENTS AND REAUTHORIZATION ACT -SARA- (1986).<sup>20</sup>**

Es una actualización de CERCLA. Destaca la sección 121 "Cleanups Standards" que estipula las reglas para seleccionar las acciones de remediación.

### **Estándares de Remediación**

A diferencia del agua o el aire en los cuales existen específicas Leyes y Normas Federales que detallan los límites máximos permisibles para los contaminantes, en el caso de la contaminación del suelo no se han establecido niveles permisibles.

En vez de eso, la EPA y los gobiernos estatales utilizan parámetros para decidir que nivel de contaminación se considera como aceptable. Para los sitios del Superfondo, los estándares de limpieza deben exceder los requisitos Apropriados, Aplicables o Relevantes (ARA) bajo los estatutos señalados en las Leyes ambientales y de salud.

Algunos de los parámetros que son tomados en cuenta para determinar la limpieza de un sitio son:

- Alcanzar los niveles de las zonas aledañas al sitio contaminado.
- Si el sitio remediado no produce lixiviados con niveles de concentración por encima de los estándares de agua potable.
- Tales determinaciones están basadas en una prueba denominada Procedimiento de Características Tóxicas de Lixiviados y comparados contra los niveles establecidos en la Safe Drinking Water Act.
- El riesgo de los niveles de contaminación del suelo basados en el peor y el promedio de los casos de exposición. Las exposiciones pueden incluir inhalación de polvos, ingestión de suelo (generalmente por niños) y el contacto directo de la piel con el suelo.

### **Acción de remediación.**

- Evaluación del sitio a remediar.
- Establecimiento de las prioridades de remediación. El propósito de esta sección es identificar los criterios así como también los métodos y procedimientos para establecer las prioridades para las acciones de remediación.
- Investigación Remediación / factibilidad estudio y selección del remedio.
- Diseño Remediación / acciones de remediación, operación y mantenimiento.
- Procedimientos para la planeación e implementación de acciones de respuesta fuera del sitio.
- Exposición actual o potencial a poblaciones, animales ó cadenas alimenticias de las sustancias peligrosas o contaminantes.
- Contaminación actual ó potencial de fuentes de agua o ecosistemas sensitivos.
- Altos niveles de sustancias peligrosas o contaminantes en grandes superficies de tierra de donde puedan emigrar.
- Condiciones climáticas que puedan provocar la dispersión de las sustancias peligrosas o contaminantes.
- Peligro de fuego o explosión.
- Disponibilidad de otros mecanismos de respuesta federales o estatales para el control de la fuga
- Otras situaciones o factores que puedan provocar un riesgo a la salud, al bienestar y al ambiente.

Si aceptan los procedimientos de remoción estos se deben realizar tan rápido como sea posible para abatir, prevenir, minimizar, estabilizar, mitigar, o eliminar el riesgo a la salud o al ambiente.

La empresa encargada del sitio deberá ejecutar las siguientes actividades:

1. Análisis de costos de las diferentes alternativas de remoción en el sitio.
2. Si se requieren muestreos la agencia encargada deberá desarrollar un plan de muestreo y análisis del que se obtengan datos suficientes en cantidad y calidad. Los planes de muestreo y análisis deben ser aprobados por la EPA. Estos planes deben consistir en dos partes:
  - a) Plan de muestreo en campo, donde se describe el número, tipo y localización de las muestras y el tipo de análisis.
  - b) El plan de aseguramiento de la calidad.

**Acciones de remoción como regla general:**

1. Control de los drenes para evitar contaminación en otros lados.
2. Estabilización de diques, lagunas, drenajes o lagunas cerradas
3. Cubrir los suelos contaminados para evitar su dispersión.
4. Excavación, consolidación o remoción de suelos altamente contaminados.
5. Remoción de barriles, tanques y otros contenedores que tengan o puedan contener sustancias peligrosas.
6. Contención, tratamiento, disposición o incineración de materiales peligrosos.

**PARTE-300 NATIONAL OIL AND HAZARDOUS SUBSTANCES POLLUTION CONTINGENCY PLAN<sup>21</sup>**

**Subparte D.- Fases de resistencia operacional para remoción de aceite**

Fase I Descubrimiento o notificación.

Fase II Valoración preliminar e inicio de acciones.

Fase III Contención, determinaciones, limpieza y disposición.

Fase IV Documentación y costos de recolección.

**Subparte E.- Respuesta a sustancias Peligrosas.** Establece los métodos y criterios para determinar la extensión apropiada de la respuesta autorizada por la ley de respuesta compensación y responsabilidad ambiental.

- Descubrimiento o notificación.
- Evaluación del sitio a remover
- Acción de remoción.
- Investigación Remediación / Estudio factibilidad y selección del remedio.
- Diseño Remediación / acciones de remediación, operación y mantenimiento.
- Procedimientos para la plantación e implementación de acciones de respuesta fuera del sitio.

**Subparte J.- Uso de dispersantes y otros químico.** Se habla sobre un listado de los químicos y dispersantes a elaborar, por la EPA. Se comenta sobre su campo de aplicación dentro del territorio de los Estados Unidos.

Inventario de productos del NPC (National Plan Contingences). Para descargas de aceite la EPA deberá mantener un inventario de dispersantes, productos químicos o biológicos que tendrán autorización para ser usados en descargas de aceites.

### 2.2.2.2. ALEMANIA.

Existen en Alemania una gran cantidad de leyes federales aplicables a las todas las plantas de producción, para regular la disposición, manejo y tratamiento de residuos. Se incluye también toda la legislación relativa a la prevención de la contaminación de suelos.

Las más importantes de estas leyes son:

**Verordnung über genehmigungsbedürftige Anlagen** (Normas para plantas industriales sujetas a aprobación)<sup>22</sup>

**Störfall-Verordnung.** (Decreto de Accidentes)<sup>23</sup>

**Bundesabfallgesetz.** (Acta Federal para el Manejo de Residuos)<sup>24</sup>

**Verpackungs-Verordnung.** (Normas para el embalaje)<sup>25</sup>

**Chemikaliengesetz** (Acta de Químicos)<sup>26</sup>

**Gefahrstoffverordnung** (Normas para sustancias peligrosas)<sup>27</sup>

Esta legislación especial aplica en principio a instalaciones y plantas industriales que continúan operando o funcionando.

La contaminación del subsuelo en plantas abandonadas o en desuso, se clasifica en términos legales como "sitios contaminados". Esta diferenciación es hecha entre "instalaciones contaminadas" (plantas en producción) y "depósitos contaminados", es decir sitios de relleno, confinamientos, etc. La tabla siguiente nos indica la estructura de la legislación ambiental en Alemania.

Tabla 2.2. Estructura de autoridades responsables en Alemania.

	AUTORIDAD ADMINISTRATIVA	AUTORIDADES ESPECIALIZADAS
ESTATAL	Ministro del Ambiente	Oficina estatal para el manejo de agua y residuos Oficina Estatal de Geología
REGIONAL	Oficina del Jefe Regional	Oficinas de Estado para el agua y manejo de residuos Autoridades locales
MUNICIPAL		Subordinación de manejo de residuos Autoridades del manejo de agua y riego Oficina del Ambiente Oficina de Construcción Brigada de Protección
DISTRITAL		Oficinas de Distrito.

La Legislación Alemana está orientada hacia la solución de casos particulares, es decir las estrategias de registro, investigación y solución se aplican para circunstancias y por lo tanto soluciones particulares. El expediente de cada caso de sitios contaminados es revisado y dictaminado por un Concilio de Inspectores.

### 2.2.2.3. PAÍSES BAJOS (HOLANDA).

Para evitar los problemas de "sitios contaminados" se han creado un conjunto de Leyes y Programas ambientales enfocados en este sentido y cuidadosamente coordinados en cuanto a planes y esquemas de acción.

**Acta de limpieza de suelos contaminados, (1984)<sup>28</sup>.**

Designa al suelo como un objeto legal que debe protegerse junto con los mantos freáticos.

**Wet Bodembescherming - Acta para la protección del suelo (1986)<sup>29</sup>**

Esta acta ha sido elaborada con una fuerte tendencia hacia prevención de nuevas contaminaciones, la remediación con la puesta en práctica de acciones lo más rápidamente posibles. Esta Acta también engloba los Requisitos de Multifuncionalidad para el uso de suelos remediados.

Los criterios manejados en esta acta, llamados "IBC".

- ISOLATIE (aislamiento de sitios contaminados).
- BEHEER (control de sitios contaminados).
- CONTROLE (monitoreo de sitios contaminados).

Además de esta Acta, el manejo de sitios contaminados está acompañado por "El Programa de Protección del Suelo" y por una guía para la evaluación técnica, la "Leidraad Bodemsanering" (Netheriands List. de 1983 a 1990, de 1990 a 1993, de 1993 a 1999).

#### **Programas Implementados en Holanda**

- Escenarios de 10 años para la remediación de suelos, 1980.
- Plan de Política Nacional Ambiental, 1988
- Implementación del Programa para la Protección del Suelo, 1990 a 1994

#### **BIBLIOGRAFÍA.**

- 1.-Memoria CENICA-INE/JICA, Seminario internacional sobre restauración de sitios contaminados, realizado en mayo de 1997.
- 2.- Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos.
- 3.- Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente y su reglamento en materia de residuos peligrosos
- 4.- Ley de Aguas Nacionales y su reglamento
- 5.- Reglamento Interior de la Secretaría de Desarrollo Social (SEDESOL).
- 6.- Reglamento Interior de la Secretaría del Medio Ambiente Recursos Naturales y Pesca.
- 7.- Ley Federal de Derechos en Materia de Agua
- 8.- Ley Ambiental del Distrito Federal.
- 9.- Norma Oficial Mexicana NOM-052-ECOL-1993. Que establece las características de los residuos peligrosos, el listado de los mismos y los límites que hacen a un residuo peligroso por su toxicidad al ambiente.
- 10.- Norma Oficial Mexicana NOM-053-ECOL-1993. Que establece el procedimiento para llevar a cabo la prueba de extracción para determinar los constituyentes que hacen a un residuo peligroso por su toxicidad al ambiente.
- 11.- NOM-001-ECOL-1996, Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales.
- 12.- Norma Oficial Mexicana NOM-003-CNA-1996, Requisitos durante la construcción de pozos de extracción de agua para prevenir la contaminación de acuíferos.
- 13.- Norma Oficial Mexicana NOM-115-ECOL-1998<sup>13</sup>, Que establece las especificaciones de protección ambiental que deben observarse en las actividades de perforación de pozos petroleros terrestres para exploración y producción en zonas agrícolas, ganaderas y eriales.
- 14.- Código Civil para el Distrito Federal en materia común, y para toda la república en materia federal.
- 15.- Código Penal para el Distrito Federal en materia común, y para toda la república en materia federal.
- 16.- Tratado de libre Comercio de Norteamérica (TIC)<sup>11</sup>. Acuerdo de Cooperación Ambiental de América del Norte.

- 17.- Solid Waste Disposal Act (SWDA).
- 18.- Resource Conservation and Recovery Act (RCRA).
- 19.- Comprehensive Environmental Response, Compensation and Liability Act (CERCLA o Superfund).
- 20.- Superfund Amendments and Reauthorization Act -SARA- (1986).
- 21.- Parte-300 National Oil and Hazardous Substances Pollution Contingency Plan. Subparts D,E, y J.
- 22.- Verordnung über genehmigungsbedürftige Anlagen (Normas para plantas industriales sujetas a aprobación)
- 23.- Störfall-Verordnung. (Decreto de Accidentes)
- 24.- Bundesabfallgesetz. (Acta Federal para el Manejo de Residuos)
- 25.- Verpackungs-Verordnung. (Normas para el embalaje)
- 26.- Chemikaliengesetz (Acta de Químicos)
- 27.- Gefahrstoffverordnung (Normas para sustancias peligrosas)
- 28.- Acta de limpieza de suelos contaminados, (1984)
- 29.- Wet Bodembescherming - Acta para la protección del suelo

## 3.0. SUELOS.

### 3.1. DEFINICION.

Existen una serie de definiciones para el suelo, a continuación se presentan algunas:

- El suelo es un cuerpo natural formado mediante la interacción del clima, la vegetación y la topografía que actúan en un material parental durante un tiempo determinado.<sup>1</sup>
- Parte superficial de la corteza terrestre que ha estado sujeta al intemperismo, cuyos límites laterales son las nieves eternas, los océanos y los lagos, cuyo límite superior es la atmósfera y el límite inferior los materiales no intemperizados y que soportan a las plantas.<sup>2,4</sup>
- Los suelos son una composición heterogénea de materiales inorgánicos y orgánicos, sueltos y cementados, incluyendo a la roca dura, que se encuentran en la tierra.<sup>5,6</sup>
- Se puede decir en términos generales, que los suelos están compuestos por la roca madre, por material mineral fraccionado de diferentes tamaños, por materia orgánica y también por aire y agua.<sup>8,9</sup>

Basándose en estas definiciones y a conocimientos generales podemos definir al suelo de una manera generalizada como:

- Un recurso natural.
- Parte del escenario integrado de los ciclos geoquímicos e hidrológicos.
- Forma parte del escenario de la cadena alimenticia.
- Medio filtrante que recarga los acuíferos.
- Espacio para las actividades agrícolas y ganaderas.
- Espacio para áreas verdes.

### 3.2. COMPOSICION DE LOS SUELOS.

El conocimiento sobre la composición de los suelos, tiene que ver con la ciencia o disciplina con la que se aborda su análisis. De esta manera para la Ingeniería Civil, es importante el conocimiento de las propiedades físicas y mecánicas de los suelos; para la Agronomía, la adaptabilidad de los suelos para distintos cultivos es de suma importancia; la Geología por su parte, busca el conocimiento de los detalles respecto a su origen y distribución; la Petrografía, enfoca sus estudios y análisis, a la identificación de sus propiedades mineralógicas; la Geohidrología, tiende a evaluar su comportamiento ante el paso del agua, para conocer entre otras cosas, si se pueden formar acuíferos; la Pedología y la Geomorfología se enfocan al estudio de las formas, la superficie de la tierra y finalmente la Ingeniería Ambiental, que enfoca su análisis, para conocer su respuesta ante la presencia de diferentes agentes contaminantes.<sup>1,7</sup> Según su graduación global, está constituido por rocas sanas, rocas con permeabilidad secundaria, suelos gruesos (granulares) y suelos finos. En particular, la fracción gruesa y fina de los suelos, está construida por material mineral, material orgánico, solución de suelo (agua) y atmósfera de suelo (Aire); en los porcentajes que se indican en la Tabla 3.1, en la cual se puede observar que el 38% de los componentes corresponde al material mineral, un 12% al material orgánico y del 15 al 35% de agua o bien, de aire. Las variaciones de estos dos últimos componentes, son debidas a la cantidad de agua presente. <sup>1,13</sup>

En esta misma Tabla, se observa que cuando el suelo tiene cubierta su capacidad de campo, la solución corresponde a un 35%. Por el contrario, cuando el contenido de humedad del suelo cae hasta el punto de marchitamiento, el agua presente será del 15%.<sup>13,17</sup>

TABLA 3.1 Distribución porcentual de los distintos componentes del suelo típico

COMPONENTE	PORCENTAJE
Material mineral	38
Solución del suelo	15 - 35
Material orgánico	12
Atmósfera del suelo	15 - 35 (80 % N <sub>2</sub> , 20% O <sub>2</sub> ) suelos bien aireados CO <sub>2</sub> < 0.1% suelos con mala aeración CO <sub>2</sub> del 5 al 10%

Las principales características de los materiales que constituyen los suelos se describen a continuación<sup>13,14,22,23</sup>

- a) Lechos rocosos.** En general, las rocas más duras son las ígneas pudiendo tratarse de granito, basalto, diorita, rocas volcánicas u otros materiales similares. Estas rocas, se formaron mediante el enfriamiento del material fundido que se encuentra bajo el manto de tierra y de las rocas más blandas que forman la superficie del suelo.
- b) Formaciones sedimentarias.** Por lo común, estas rocas son blandas; aunque algunas pueden ser moderadamente duras o muy duras. Estas formaciones rocosas, tienen alternancias de capas, puesto que se formaron con partículas de arena, limo o arcilla, depositadas en láminas al fondo de los mares o los lagos. Las capas alternas de suelos se afirmaron con el transcurso del tiempo y se clasifican como rocas areniscas, pizarra, calizas (a partir de material calcáreo), esquisto o arcilla esquistosa. La roca caliza es soluble y a veces tiene cavidades o sumideros.
- c) Rocas metamórficas.** Estas rocas pudieron ser originalmente ígneas ó sedimentarias; pero se modificaron para formar nuevas rocas con distintas características. Las rocas comunes de este tipo son el gneiss, la pizarra y el esquisto. La mayoría de esas rocas son duras y tienden a fraccionarse en pedazos pequeños.
- d) Gravas** Las gravas o arenas compactas, bien graduadas, son materiales estables. Cuando carecen de finos, son permeables, fáciles de compactar, la humedad los afecta sólo ligeramente y no se ven sujetos a la acción de las heladas. A pesar de que la forma, graduación y tamaño de los granos afectan a estas propiedades, para una misma cantidad de finos, las gravas son generalmente más permeables y estables, y menos sensibles al agua de las heladas que las arenas.
- e) Arenas.** Los suelos constituidos por arenas, se clasifican de acuerdo con el tamaño de las partículas que los forman. Así mismo, en función de la forma de sus partículas, se pueden clasificar en angular, sub-angular o redondeada. En general, la arena se considera como un material conveniente para la construcción; por lo común, los suelos arenosos son adecuados para apoyar cimentaciones de los edificios. En sitios sin humedad, la arena constituye un buen material de cimentación, por lo que existen menos probabilidades de que haya asentamientos inadecuados.
- f) Limo.** En general el limo se encuentra en las llanuras de inundación, así como en torno a los lagos, al depositarlo las tolvaneras o las corrientes de agua. Se compone de fragmentos de roca inorgánicos, finamente molidos. El material es seco y polvoriento. El limo retiene bien el agua y en general, es blando cuando está húmedo; de hecho, una porción de limo húmedo, al sostenerlo en la mano y sacudido hacia adelante y atrás, se aplana, como masa de un pastel y parece "movedizo".

Con frecuencia se encuentra limo mezclado con arena fina o mediana. Muchas veces, la "arena sucia" es una mezcla de limo con arenas. Por lo regular, casi siempre está suelto y húmedo; amén de que es fácil que se comprima bajo cargas ligeras de cimentación, provocando asentamientos en los edificios. Resulta difícil usar el limo como material de construcción en terraplenes compactados, ya que no se mezcla bien con el agua. Así mismo, tiende a desmenuzarse cuando se seca o a ceder bajo el peso de los equipos de compactación, cuando está ligeramente húmedo.

**g) Arcilla.** La arcilla se compone de partículas rocosas extremadamente finas, que pueden ser redondas, planas, en forma de agujas o de otros tipos. Un trozo de arcilla seca, es duro y difícil de romper con la mano. La arcilla mojada puede amasarse y moldearse, como sucede con la arcilla de alfarería. Por lo común los suelos arcillosos contienen cierta cantidad de agua, que va del 10 al 50%, en peso. El agua tiende a mantener unidas las partículas de material por la tensión superficial, por lo que actúa como una especie de pegamento. Cuando la capa de agua se hace muy delgada, aumenta la tensión superficial y se hace mayor el efecto de adherencia. Los pedazos de arcilla casi se vuelven muy duros. Aunque la fuerza de tensión superficial del agua es pequeña, con relación a la arcilla resulta grande, debido a las enormes áreas superficiales que posee. Las partículas pequeñas se mantienen literalmente unidas por el agua. Los suelos arcillosos varían de muy blandos (y húmedos), a firmes (y relativamente secos). Por lo común la arcilla firme es un buen material de cimentación. Sin embargo, la tendencia a absorber agua hace que la arcilla firme se dilate, lo cual puede hacer que se eleven las cimentaciones y que el suelo imponga mayores presiones a los muros de retención. Las arcillas blandas (y húmedas), se desaguan lentamente, comprimiéndose cuando se colocan cimentaciones sobre ellas. Es difícil usadas como material de construcción, porque ceden y fluyen bajo los equipos de compactación, además de que se desecan con mucha lentitud.

**h) Mezclas de arenas, limo y arcilla.** Por lo común, los suelos son una mezcla de dos o más materiales: arena y limo, limo y arcilla o una mezcla de los tres (generalmente son llamados suelos francos). El nombre se da dependiendo de la fracción dominante, p. e. si la fracción que domina es la arcilla se denominara franco arcilloso, o bien si es la arena franco limoso, etc. Por tanto, las características de esos suelos se modifican. Por ejemplo, la arena con cierto porcentaje de limo y arcilla puede compactarse bien, proporcionando un suelo muy firme. Así mismo, la permeabilidad puede ser muy baja, lo cual hace que ese material sea apropiado para recubrimiento de depósitos de agua. Los suelos que contienen granos grandes, medianos y finos, se dice que están bien graduados; mientras que los suelos con partículas de un solo tamaño, se dice que están mal graduados.

**i) Lodo.** En general, el lodo es limo y arcilla, con una gran cantidad de agua. Así mismo, puede contener materia orgánica; incluso la arena con cierta cantidad de arcilla o limo, puede denominarse "lodo", cuando está demasiado húmeda. Cuando los lodos se secan se contraen y se secan mucho.

**j) Turba.** En los bosques, pantanos, pastos densos y otros lugares de mucha vegetación, los materiales orgánicos muertos se acumulan en el terreno o bajo el agua, formándose gruesos lechos de materiales orgánicos en descomposición. Suelen ser de color café o negro y contienen cantidades diversas de tierra.

Los suelos de turba son muy compresibles, por lo que son inadecuados como apoyos para terraplenes o estructuras. Además, la materia orgánica en putrefacción, produce metano o "gas de los pantanos".

**k) Adobe.** Se llama adobe a ciertos tipos de arcillas pegajosas, que absorben agua y se hinchan, Cuando se secan, se contraen y se agrietan. Los suelos de adobe pueden causar daños a casas y otras estructuras, así como también a los pavimentos y a las aceras o banquetas.

**l) Caliche.** El caliche es un tipo de suelo que contiene ciertos componentes químicos. Existe en zonas con índices elevados de evaporación, casi siempre en regiones desérticas. La evaporación del agua subsuperficial hace que se depositen productos químicos en las capas superiores del suelo.

**m) Suelos conteniendo compuestos químicos.** Los suelos pueden contener diversas cantidades de otros compuestos químicos. Algunos suelos tienen contenidos elevados de sulfuros y cloruros, convirtiéndose en "suelos calientes", que pueden causar la corrosión de líneas subterráneas de servicios públicos o provocar el deterioro del concreto y el acero de refuerzo. La calcita es un compuesto químico (sulfato de calcio), que se encuentra con frecuencia en los suelos. Es ligeramente soluble en agua y puede causar dificultades en terraplenes expuestos a la filtración continua de agua.

**n) Suelos sensibles al agua.** En muchas zonas desérticas, sobre todo donde en el pasado hubo inundaciones, se establecieron corrientes de lodo que constituyen suelos de muy baja densidad. En general esos suelos son duros, porque se secan en un clima árido. Los suelos de baja densidad absorben agua con rapidez. La reducción de la tensión superficial y la lubricación, permiten que las partículas del suelo se deslicen, para acercarse más unas a otras, con una disminución substancial del volumen del suelo. El resultado es un asentamiento rápido o un hundimiento del terreno, causando daños a las estructuras.

**o) Suelos expansivos.** Algunos suelos se dilatan o contraen, debido a los cambios en el contenido de agua. Esto se debe a un tipo de arcilla que recibe el nombre de montmorillonita. Los suelos que contienen minerales de montmorillonita, se dilatan o encogen, según se añada o se extraiga agua. Una de las fuentes más comunes de montmorillonita, es un material llamado bentonita.

**p) Suelos sensibles a las vibraciones.** Los suelos limpios que no contengan aglutinantes u otros materiales aglomerantes, pueden ser sensibles a los impactos o las vibraciones. Esto sucede, sobre todo, con la arena suelta y limpia, situada por encima o por debajo del nivel del agua. Los impactos fuertes, como los que pueden provocar los terremotos, pueden hacer que las partículas de arena se redondeen y compacten aún más, lo que provoca un hundimiento del terreno.

**q) Suelos latéricos.** En las regiones tropicales, las fuertes lluvias provocan la intemperización de las rocas ígneas o la lixiviación de los suelos arcillosos. Este continuo deslavado puede disolver y retirar algunos de los minerales, lo que da como resultado un suelo de color rojo y baja densidad. Estos suelos pueden parecer firmes y en ellos es posible realizar cortes de fuerte pendiente; sin embargo, casi siempre contienen una gran cantidad de agua.

**r) Depresiones calcáreas.** Las depresiones o los orificios calcáreos son característicos en las formaciones de lechos rocosos. Cuando existen, tienen efectos notables sobre los suelos superiores. La piedra caliza es, hasta cierto punto soluble en agua. Se puede disolver lentamente mediante flujo continuo de agua de lluvia, ya sea procedente de la superficie, que se filtra por la piedra caliza o por las aguas subterráneas que ascienden hasta la superficie. El agua puede estar ligeramente ácida, debido a los materiales orgánicos de la superficie o por los ácidos presentes en el suelo. Al disolverse la piedra caliza, poco a poco se van creando grandes cavidades o "canales de disolución".

**s) Tepetate.** En general, el tepetate es un suelo que se ha compactado y ha llegado a ser muy duro, debido a la consolidación bajo cargas muy grandes. Esas cargas pudieron deberse a algún glaciar antiguo. El tepetate puede compactarse también por otros procesos tales como el cementado natural. En general, es un buen material para cimentaciones.

### 3.3. FACTORES DE LA FORMACIÓN DEL SUELO.<sup>1,2,12,14,16</sup>

Los suelos, por el hecho de ser cuerpos dinámicos, difieren mucho en su composición química. Esta enorme variación, se debe a los distintos factores que intervienen en la formación de un suelo. A continuación se explica la interacción de estos:

- Material madre, en la forma de material no intemperizado o material geológico no consolidado (ígneos, sedimentarios, metamórficos), provee el esqueleto físico y químico inicial para la formación del suelo, por lo que consecuentemente, cada uno de ellos impartirá sus características químicas a los suelos que dieron origen. Esto no quiere decir que cada material madre origine un tipo de suelo diferente, en realidad se han encontrado tipos de suelos muy similares entre sí, aún cuando sus materiales originales difieren considerablemente en su composición química.<sup>1,2,13.</sup>
- La topografía afecta la formación del suelo por su influencia sobre la erosión y la humedad. Las diferencias de nivel de un terreno, afectan la distribución, retención y drenaje del agua superficial, influenciando consecuentemente el intemperismo del suelo.
- El clima influye en la formación del suelo primeramente por la cantidad de la precipitación. Los suelos pueden ser claramente clasificados basándose en la relación entre precipitación y evapotranspiración. Para cualquier temperatura, mientras mayor sea la precipitación pluvial registrada, mayor será el coeficiente de intemperización de los materiales del suelo; siempre y cuando los productos solubles resultantes de esta intemperización, sean eliminados del sistema por diferentes medios. Así tenemos que una percolación excesiva, dará por resultado lixiviaciones abundantes de metales alcalinos y alcalinotérreos (Na, K, Mg, etc.), e incluso en casos extremos, desplazamientos de ciertos horizontes de silicatos y de óxidos de Fe y Al. La temperatura por regla general acelera las reacciones químicas; es decir, a mayor temperatura, mayor velocidad de reacción.
- La biota (comprende las plantas y animales tanto macroscópicos como microscópicos que influyen en la génesis del suelo) afecta la formación del suelo primeramente a través del proceso de formación de materia orgánica. La vegetación es el mayor factor biológico. Por ejemplo, plantas con sistema radicular penetrante, tienden a extraer nutrientes de horizontes profundos, depositándolos en la superficie del suelo como residuos orgánicos. Así mismo, tenemos que las raíces fibrosas de los pastos, son muy efectivas para disminuir las pérdidas de los nutrientes en su forma soluble por percolación; amén de que también los distribuyen uniformemente en los horizontes superiores del suelo.
- La duración del tiempo que el material madre esta sujeto a los procesos de intemperización del clima y la actividad biológica influye fuertemente en el tipo de suelo, por lo tanto, se puede establecer que mientras más joven es un suelo, mayor será su similitud al material que le dio origen.

La interacción de los factores ya mencionados resulta en la formación de un perfil del suelo, es decir la sección transversal vertical del suelo hecha de algunos horizontes, cada uno teniendo sus propias características distintivas; la cual forma la base para su clasificación. Los procesos específicos para la formación del suelo que influyen en el desarrollo el perfil del suelo incluyen:

1. Acumulación de materia orgánica.
2. Intemperización de minerales a arcillas.

3. La disminución de arcilla y otros minerales sesquióxidos de los horizontes superiores, llamada eluviación, con el subsiguiente enriquecimiento en el horizonte más bajo, llamado iluviación.
4. Lixiviado o acumulación de sales solubles.
5. La formación de la estructura del suelo por la agregación de partículas de suelo dentro de unidades más grandes llamadas pedones.
6. La formación lenta de capas permeables.

A continuación se presenta una descripción de los horizontes de un perfil del suelo:

- **El horizonte O**, si está presente, es una capa de materia orgánica parcialmente descompuesta.
- **El horizonte A** es un horizonte mineral caracterizado por una acumulación máxima de falsa materia orgánica en o cerca de la superficie del suelo. Tiene un color más oscuro distintivo que los horizontes inferiores.
- **El horizonte E**, cuya característica principal es la pérdida de silicatos de arcilla, hierro o aluminio, se encuentra típicamente entre los horizontes A y B (anteriormente en textos anteriores a 1981 llamado horizonte B1).
- **El horizonte B** es la zona de intemperismo más activa, esto debido al aumento en arcillas, y tiene una estructura del suelo bien definida. El suelo formado en materiales geológicos recientes típicamente esta ausente en un horizonte B o es observable solamente por un color más rojo comparado al horizonte C.
- **El horizonte C** es material no consolidado que ha experimentado poco o ningún intemperismo.
- **El horizonte R** es la roca sólida.

### 3.4. CLASIFICACIÓN DE LOS SUELOS.<sup>6,8,10,12,13,14,15,18,22,26</sup>

Hay tres sistemas bajo los cuales los suelos son más comúnmente clasificados en los estados unidos: el sistema unificado de clasificación de suelos (USCS, 1978), el sistema del departamento de agricultura (USDA) en 1938 y el de 1968.

El USCS fue desarrollado para describir las propiedades ingenieriles de los suelos. La clasificación de los tipos de suelos esta basada en el tamaño de partícula (grano) y responde a la manipulación física a varios contenidos de agua.

El sistema USDA fue desarrollado para usos agrícolas y otros manejos de la tierra y esta basado en las propiedades físicas y químicas del suelo. El primer sistema (1938) fue basado en el origen del suelo (génesis), es decir, como se formaron los suelos o a través de que se formaron, mientras que el sistema presente esta basado en cantidades cuantificables de las propiedades medibles del suelo como existen en campo.

El sistema completo de la clasificación de suelos de la USDA sigue la siguiente ruta:

1. Orden
2. Suborden
3. Grandes grupos
4. Subgrupos
5. Familias
6. Series
7. Tipos

Cada nivel es una subdivisión del nivel de clasificación predecesor. Los ordenes están basados en la morfología del suelo y la semejanza desarrollada. Los subórdenes enfatizan la homogeneidad genética. Los grandes grupos son basados en la semejanza en el diagnóstico de los horizontes superficiales y subsuperficiales.

Un subgrupo esta basado en las semejanzas generales del perfil del suelo localizado dentro de un área grande. Las familias están basadas las propiedades importantes para el crecimiento de las plantas, tales como textura, composición mineral y temperatura del suelo. Una serie del suelo esta compuesta de suelos con similar pero no idénticos perfiles del suelo pero con diferentes texturas de capas superficiales. Un tipo de suelo consiste de suelos con textura superficial semejante, y puede ser dividido en fases basadas en alguna desviación importante (p. ej. Pendiente, erosión o contenido de sales solubles).

En la tabla 3.2 se hace una descripción de los ordenes en los que se basa la clasificación de la USDA.

Tabla 3.2. Descripción de las categorías más generales del sistema actual de la USDA

ORDEN	DESCRIPCION
Alfisolos	Suelos con horizonte A de color claro o medianamente oscuro y con acumulación significativa de arcilla en el horizonte B y una saturación básica (catión) de moderada a alta. La mayoría se forma bajo vegetación forestal. El agua es mantenida arriba del punto de marchitamiento por lo menos durante tres de los meses cálidos del año. El lixiviado de bases del suelo puede ocurrir casi cada año o puede ser poco frecuente.
Aridisoles	Los aridisoles se presentan en climas áridos. Son de colores claros y, la mayoría de ellos presenta reacción alcalina.
Entisoles	Suelos muy jóvenes con escasa o nula diferenciación de horizontes.
Histosoles	La mayoría de los Histosoles están saturados o cercanos a la saturación con agua la mayor parte del año. Ellos están en la materia orgánica y representan lo que a menudo se describen como estiércol, la turba húmeda, los páramos altos, o el aumento de la turba. Se forman en condiciones húmedas o frías.
Inceptisoles	Suelos en fases temprana de desarrollo que no presentan acumulaciones de arcillas significativas.
Mollisoles	Suelos con horizonte A espeso y colores muy oscuros, ricos en bases y cubiertos naturalmente por pasto (la tierra de estepa) son llamados mollisoles. Muchos suelos de este orden acumulan limo y/o sodio y arcilla. Están localizados generalmente entre los aridisoles de los climas áridos y los espososoles o alfisolos de los climas húmedos.
Oxisoles	Suelos muy meteorizados. La mayoría se da en los trópicos y presentan muy escasa fertilidad. Estas son mezclas de cuarzo, caolín, óxidos libres y materia orgánica. Los movimientos de agua a través de estos suelos son rápidos. Por que los altos contenidos de óxidos (principalmente hierro) que cubren partículas y formas de partículas granulares, estos suelos atenúan los metales pesados y las trazas muy bien.
Esposoles	Suelos intensamente lavados de regiones húmedas y frescas. Poseen colores brillantes, acidez elevada y escasa fertilidad. Los esposoles generalmente son de textura gruesa, contienen solamente pequeñas cantidades de arcilla, si es que las hay, y usualmente permite el rápido movimiento de agua. Estos suelos aparecen bajo condiciones de precipitación alta y bosques de coníferas aunque algunas veces se presenta en árboles de madera dura. La textura es principalmente arenosa.
Ultisoles	Suelos intensamente meteorizados formados en regiones cálidas y húmedas bajo vegetación forestal. Exhiben colores más rojos y menos fertilidad que los alfisolos. Estos desarrollan de una amplia variedad de materiales madre. Caolín, gibbsita, y arcillas intercaladas con aluminio son comunes en el suelo con fracción de arcilla.
Vertisoles	Los vertisoles son suelos arcillosos los cuales se resquebrajan severamente cuando se seca y tiene una densidad máscica alta entre las grietas. Los minerales arcillosos están dominados por la montmorillonita. Muchos son encontrados bajo condiciones climáticas calurosas, es decir, térmicas o calurosas. En regiones áridas se forman en depresiones o playas. Los vertisoles a menudo son referidos como un mezclado de suelos porque durante la hinchazón, la presión es ejercida, causándole un esfuerzo y el reciclamiento del suelo.

### 3.5. TEXTURA DE LOS SUELOS.<sup>2,4,24,28</sup>

La textura del suelo se refiere el porcentaje en peso de cada una de las tres fracciones minerales: arena, limo y arcilla. Estas fracciones se definen según el diámetro de las partículas expresadas en milímetros (se considera que las partículas no esféricas presentan un diámetro equivalente cuya magnitud se sitúa entre su dimensión máxima y mínima). La fracción de arena puede subdividirse en grupos de menor intervalo de tamaños, llamados a veces apartados del suelo.(Tabla 3.3).

Tabla 3.3. Tamaño, número y área superficial de partículas del suelo.

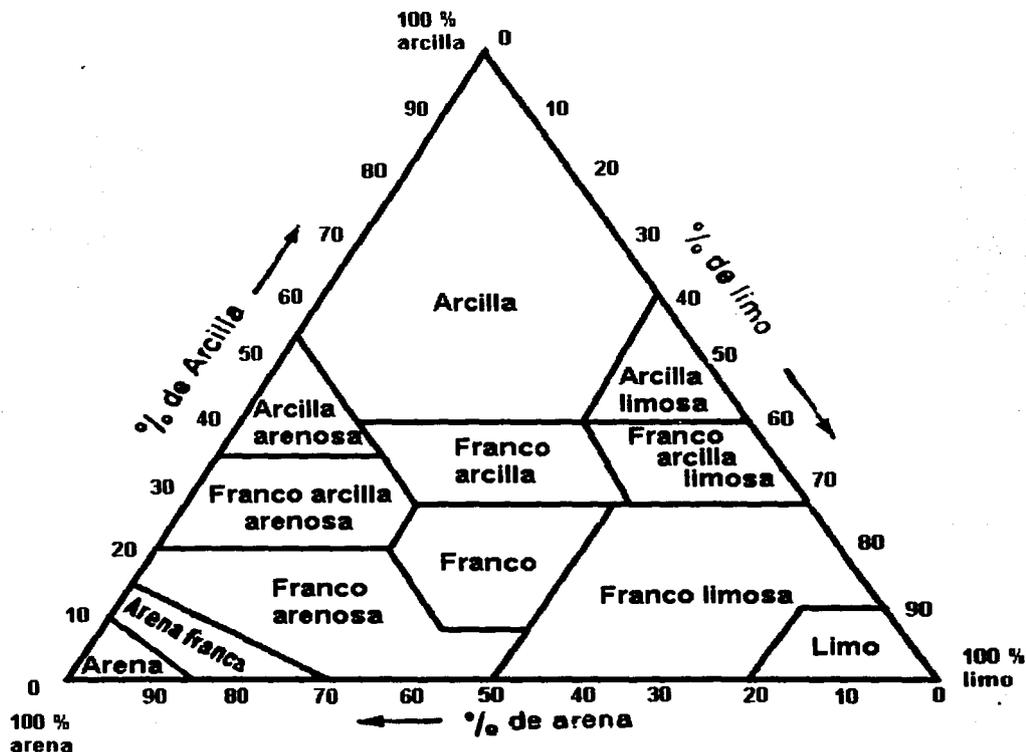
TIPO DE PARTICULA	DIÁMETRO (MM)	NUMERO DE PARTICULAS/g*	ÁREA SUPERFICIAL (cm <sup>2</sup> /g)
Arena muy gruesa	2.00 - 1.00	90	11
Arena gruesa	1.00 - 0.50	720	23
Arena media	0.50 - 0.25	5700	45
Arena fina	0.25 - 0.10	46000	91
Arena muy fina	0.10 - 0.05	722000	227
Limo	0.05 - 0.002	5776000	454
Arcilla	Debajo de 0.002	90260853000	8000000

\*Asumen tener formas esféricas, basadas sobre un diámetro máximo del tipo de partícula

### Denominación de las texturas.

Para nombrar las distintas texturas del suelo se usan las palabras arena, limo, arcilla y franco. El suelo franco contiene una mezcla de arena, limo y arcilla en tales proporciones que exhibe las propiedades de las tres fracciones de modo equilibrado. El triángulo se halla dividido en 12 áreas que contienen todas las proporciones posibles de arena, limo y arcilla. Los números en las tres escalas están inclinados para mostrar la línea o pendiente a la que se aplica

Figura 3-1. Diagrama por medio del cual puede determinarse el nombre de la textura del suelo a partir de un análisis mecánico. El nombre del compartimiento en el que las dos líneas que cruzan es el nombre de la clase textural del suelo dado



**Análisis granulométrico.** La determinación de los porcentajes de los apartados del suelo presentes en una muestra recibe el nombre de análisis granulométrico. El procedimiento comprende la preparación de la muestra seguida de dos tipos de operaciones. La preparación de la muestra consiste en separar los materiales que no se van a considerar en el análisis. Las partículas de diámetro mayor de 2 mm se separan por tamizado. Si se requieren resultados precisos, debe eliminarse la materia orgánica, generalmente oxidándola con agua oxigenada.

El tamizado se consigue utilizando una "columna" de tamices colocados uno sobre otros. El tamiz superior tiene orificios de 2mm; debajo de él se colocan mallas de orificio sucesivamente más fino, 1mm, 0.5mm, 0.25mm, 0.10mm y 0.05mm. La muestra se subdivide en sus apartados arenosos colocándola en el superior y agitando la columna hasta que cada partícula ha quedado retenida por el tamiz a través del cual no puede pasar.

**Determinación de la textura por el tacto.** La técnica puede dividirse en dos partes. En primer lugar, la cantidad de arcilla se aprecia por su dureza de la muestra seca, por la cantidad de agua que puede absorber y por su grado de pegajosidad y plasticidad es la mejor guía. Se evalúa intentando comprimir la muestra en una cinta fina conforme se enrolla entre los dedos índice y pulgar. Un método alternativo consiste en intentar enrollar la muestra hasta que tenga el aspecto de un alambre fino. El segundo paso consiste en decidir si la muestra es arenosa o limosa. Para esta prueba, el suelo debe estar más húmedo que para la de arcilla. La arena se da, al suelo húmedo, un tacto áspero mientras que el limo proporciona una sensación suave y harinosa. Así, un suelo que forma una cinta moderadamente buena, se clasificaría como franco arcilloso arenoso si tuviera un tacto muy áspero o simplemente como franco arcilloso.

### **3.6. ESTRUCTURA DEL SUELO.**<sup>4,5,6,8,14,19</sup>

Se refiere a la agregación de partículas primarias del suelo (arena, limo y arcilla) dentro de partículas de compuestos o grupos de partículas primarias, las cuales son llamadas pedones. La estructura de los diferentes horizontes de un perfil del suelo son características esenciales del perfil del suelo tanto como son la textura o la composición química.

La formación de agregados es la idea del resultado de la acción cementante de la materia coloidal del suelo (arcillas minerales, óxidos coloidales de fierro y manganeso, y materia orgánica coloidal). La agregación puede variar en la estabilidad, cambiando en respuesta al contenido de humedad, composición química de la solución del suelo, actividad biológica y prácticas de manejo. La estructura puede modificar la influencia de la textura con relación a la humedad y la relación de aire.

El tipo de estructura determina la dirección dominante de los poros y así la dirección del movimiento de agua. La estructura laminar restringe la percolación vertical, el prismático y columnar favorece la percolación vertical y la de bloque y granular aumenta la percolación vertical y horizontal. En la tabla 3.4 se realiza una descripción de los tipos de estructuras presentes en suelos minerales y su localización dentro del perfil del suelo.

Tabla 3.4 Definición diagramática y localización de varios tipos de estructuras del suelo.

TIPO DE ESTRUCTURA	DESCRIPCIÓN DEL AGREGADO	DIAGRAMA DEL AGREGADO	LOCALIZACIÓN EN EL HORIZONTE COMÚN
Granular	Relativamente no poroso, pedones pequeños y esféricos, no se ajusta a los agregados inmediatos		Horizonte A
Migajón	Relativamente poroso, pedones pequeños y esféricos, no se ajusta a los agregados inmediatos		Horizonte A
Laminar	Los agregados son laminados. Las láminas a menudo se traslapan y disminuyen la permeabilidad		Horizonte A2 en bosques y suelos claypan
Bloque	Pedones bloque limitados por otros agregados cuyas caras angulares filosas forman el molde para el pedón. Los agregados frecuentemente se rompen dentro de bloques más pequeños de pedones.		Horizonte Bt
Bloque subangular	Pedones bloque limitados por otros agregados cuyas caras subangulares redondas forman el molde para el pedón		Horizonte Bt
Prismático	Pedones en forma de columna sin tapas redondas. Otros agregados prismáticos forman el molde para el pedón. Algunos agregados prismáticos se rompen dentro de pedones de bloque más pequeños		Horizonte Bt
Columnar	Pedones con forma de columnas limitadas lateralmente por otros agregados columnares que forman el molde del pedón		Horizonte Bt

### 3.7. COMPOSICIÓN QUÍMICA DE LOS SUELOS.<sup>7,10</sup>

La composición química promedio de la corteza terrestre que se presenta en la tabla No. 3.5, nos indica que existe una cantidad importante de minerales en los suelos. Como puede observarse en dicha tabla, la mayor parte del material inorgánico de la corteza terrestre, está compuesto de cuatro elementos a saber: Oxígeno, Sílice, Aluminio y Hierro.

Tabla No. 3.5 composición química promedio de la corteza terrestre

PORCENTAJE DEL ELEMENTO		PORCENTAJE DE ÓXIDOS	
O	46.46	SiO <sub>2</sub>	59.08
Si	27.61	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	15.23
Al	8.07	Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	3.10
Fe	5.06	FeO	3.72
Ca	3.64	CaO	5.10
Mg	2.07	MgO	3.45
Na	2.75	Na <sub>2</sub> O	3.71
K	2.58	K <sub>2</sub> O	3.11
Ti	0.62	TiO <sub>2</sub>	1.03
R	0.12	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	0.29
Mn	0.09	MnO	0.12
S	0.06	H <sub>2</sub> O	1.30
Cl	0.05		

### 3.8. CONSTITUYENTES MINERALES DE LOS SUELOS.<sup>9,13,14,15,16</sup>

Dos grandes grupos forman los componentes minerales del suelo a saber; el material original ó minerales primarios, que han derivado de rocas ígneas y que químicamente han permanecido inalterados; así como el material alterado o minerales secundarios, los cuales son producto de las alteraciones o la descomposición de los minerales primarios.

### 3.8.1. MINERALES PRIMARIOS.

Estos constituyen la fuente original de los elementos químicos presentes en los suelos, predominando fundamentalmente el cuarzo y los feldespatos.

**a). Grupo del cuarzo.-** Este grupo es uno de los más comunes y ampliamente distribuido (12% de la corteza terrestre). Presenta gran resistencia al intemperismo, predominando en la fracción arenosa de los suelos; mientras que su composición química es  $\text{SiO}_2$ .

**b). Grupo de los Feldespatos.-** Son aluminosilicatos anhídridos de sodio, potasio, calcio y bario. Comprenden el 60% de las rocas ígneas. El tipo ortoclasa y el microclino, están constituidos principalmente de feldespatos potásicos ( $\text{K Al Si}_3 \text{O}_8$ ); mientras que el tipo plagioclasa, esta constituido por una serie continua de estos minerales, cuyos subproductos finales son: albita ( $\text{Na Al Si}_3 \text{O}_8$ ) y anorita ( $\text{Ca Al}_2 \text{Si}_2 \text{O}_8$ ). El grupo ortoclasa es de gran importancia, pues constituye una fuente importante del potasio y calcio en los suelos.

**c). Grupo ferro-magnésico.-** A este grupo pertenecen los Anfíbolos y Piróxenos, representando el 17% de la composición mineral promedio de las rocas ígneas. Los piróxenos, pueden ser ortorómbicos o microclínicos y su fórmula general, puede ser representada así:  $\text{R}_2 (\text{Si}_2 \text{O}_6)$ , en la cual R puede ser Mg, Fe (Ferroso), Ca, Na o Al.

Los Anfíbolos pueden ser representados por la siguiente fórmula general:  $\text{R}_{14}(\text{OH})_4\text{Si}_{16}\text{O}_{44}$ . El radical R está generalmente constituido de Mg, Ca y Fe (ferroso). Sin embargo, es posible encontrarlo substituido por Al, Fe (férrico), Ti, Mn, Na, K o Li. Los grupos oxhidrilo pueden ser reemplazados parcialmente por oxígeno o fluoruro. Un ejemplo de los anfíbolos es la hornblenda, la cual es la más abundante en la fracción limosa de los suelos

**d). Grupo de micas.-** Son aluminosilicatos, caracterizados por su estructura laminar. Constituyen el 4% de las rocas ígneas y también están presentes en las rocas metamórficas. Entre las principales micas, tenemos: Biotita cuya fórmula es  $(\text{K}(\text{Mg}, \text{Mn})_3\text{AlSi}_3\text{O}_{10}\text{OH})_2$ , Moscovita  $(\text{K}(\text{Al})_2\text{AlSi}_3\text{O}_{10}(\text{OH},\text{F})_2)$ . Las micas por acción intempélica, liberan potasio, magnesio y hierro, formando un grupo de minerales sílico-arcillosos, denominados micas hidratadas o Illita. Las micas en general se encuentran principalmente en las fracciones limosa y arcillosa de los suelos.

**e). Grupo de las olivinas.-** Son esencialmente orto-silicatos de hierro y magnesio, representan mezclas isomorfas de los minerales forsterita ( $\text{Mg}_2\text{SiO}_4$ ) y fayalita  $\text{Fe}_2(\text{SiO}_4)$ . Los minerales olivínicos presentan distintos matices de color verde y son constituyentes básicos de los basaltos.

**f). Grupo de los minerales accesorios.-** A este grupo pertenecen minerales presentes en pequeñas cantidades en las rocas ígneas, sedimentos y suelos. Entre los principales tenemos: la apatita  $\text{Ca}_5(\text{F},\text{Cl},\text{OH})(\text{PO}_4)_3$ , la magnetita  $\text{Fe}_3\text{O}_4$ , la pirita  $\text{FeS}_2$  y el zirconio  $\text{ZrSO}_4$ . La magnetita y el zirconio son minerales muy resistentes al intemperismo, hallándose principalmente en la fracción arenosa de los suelos.

### 3.8.2. MINERALES SECUNDARIOS.

El origen de los minerales secundarios es el intemperismo. Los minerales secundarios son el producto de la acción de los agentes físicos, químicos y biológicos sobre los minerales primarios. Constituyen junto con la fracción orgánica de los suelos, la fracción activa de ellos. Su tamaño es menor de 0.2 micras y arbitrariamente se les denominan arcillas, aunque son

aluminio-silicatos secundarios, clasificados en tres grandes grupos: Caolinitico, Montmorilonítico o Ilítico. En la Tabla No. 3.6, se presenta la composición química aproximada de los principales minerales secundarios, presentes en los suelos:

Tabla No. 3.6 Composición química aproximada, de los principales minerales secundarios en los suelos

MINERAL	SiO <sub>2</sub>	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	TiO <sub>2</sub>	CaO	MgO	K <sub>2</sub> O	Na <sub>2</sub> O
Caolinita	45-48	38-40	---	---	---	---	---	---
Montmorilonita	42-55	0-28	0-30	0-0.5	0-3	0.25	0-0.5	0-3
Ilita	50-56	18-31	2-5	0-0.8	0-2	1-4	4-7	0-1
Limonita	---	---	75-90	---	---	---	---	---
Diáspora	---	85	---	---	---	---	---	---
Gibasita	---	65	---	---	---	---	---	---

Los tipos de minerales arcillosos predominantes en algunos grupos de suelos, se presentan en la tabla No. 3.7

Tabla No. 3.7 Tipos de minerales arcillosos predominantes en algunos grupos de suelos

GRUPO DE SUELO	MINERALES	GRUPO DE SUELO	MINERALES
Tundra	Ilita	Podzólico café-grisáceo	Ilita o Caolinita
Desértico	Látice mezclada	Podzólico rojo-amarillento	Caolinita
Desérticos rojos	Ilita	Lateritas tropicales y subtropicales	Caolinita (Haolinita)
Castaño	Montmorilonita	Glei húmicos	Montmorilonita
Chernozem	Ilita o Montmorilonita	Pianosoles	Variable
Pradera	Montmorilonita	Rendzina	Montmorilonita y Caolinita
Cafés no cálcicos	Variable	Aluvial	Variable
Podzoles	Ilita		

**a). Grupo Caolinitico.-** Incluye cuando menos 5 miembros, cuatro de los cuales tienen la misma composición general  $\{Al_4Si_4O_{10}(OH)_8\}$  siendo: Caolinita, Aicrita, Dikita y Haolinita. Este mineral, es el más abundante en los suelos, presentándose en medio ambientes que favorecen la rápida lixiviación del calcio, magnesio, potasio y sodio, durante el proceso de formación del suelo. La capacidad de intercambio de este grupo de arcilla varía entre 3 y 15 meq por 100 g de material

**b). Grupo montmorilonítico.-** El miembro de este grupo, más frecuentemente encontrado en los suelos, es la montmorilonita. Una fórmula típica de la mitad de una unidad de ellas sería:  $(Al_{1.66} Mg_{0.33}) Si_4O_{10}(OH)_2 Na_{0.33}$ . La capacidad de intercambio catiónico del grupo Montmorilonítico fluctúa entre 60 y 100 meq por 100 g de material.

**c). Grupo Ilítico.-** Su representación más abundante, es la Ilita, su estructura es similar al grupo anterior, excepto que cuando se hidrata, no se expande. En este grupo la capacidad de intercambio canónico fluctúa entre 20 y 40 meq por 100 g de material

### 3.9. AIRE EN EL SUELO.<sup>5,10,14,19,21</sup>

**a) Composición.-** La composición del suelo es similar, pero no idéntica con, el aire que respiramos debido a que los poros del suelo están abierto a la atmósfera. Los gases de la atmósfera entran y se mueven en toda la masa del suelo porque muchos poros del suelo están interconectados. Esta no es idéntica porque el movimiento es lento y los organismos (incluyendo las raíces) afectan la composición de la del suelo. La tabla 3.8 nos indica la composición porcentual del aire del suelo y de la atmósfera.

Tabla 3.8 composición promedio del aire del suelo y la atmósfera

COMPONENTE	AIRE DEL SUELO (%)	ATMÓSFERA (%)
N <sub>2</sub>	79.2	79.0
O <sub>2</sub>	20.6	20.9
CO <sub>2</sub>	0.20	0.03
Otros gases	0.0	0.07

Los microorganismos del suelo tales como bacterias y hongos y macroorganismos tales como raíces de plantas toman oxígeno del aire del suelo y liberan dióxido del carbono dentro de él. Esto resulta en la disminución del contenido de oxígeno y al aumento del bióxido de carbono del suelo con relación al contenido de estos dos gases en la atmósfera.

**b) Movimiento de aire.**- Existen dos mecanismos que permiten el movimiento de aire a través del suelo los cuales son la difusión y el flujo másico. La difusión es el más importante de los dos, ocurre cuando las moléculas se mueven de una zona de alta concentración a una zona de baja concentración hasta que se alcanza la condición de equilibrio de gas entre el suelo y la atmósfera, dado que esta condición rara vez ocurre, los gases constantemente se están difundiendo a través, dentro y fuera del suelo. La velocidad a la que las moléculas se difunden a lo largo del suelo depende del contenido de agua del suelo, el tamaño y número de poros, el tipo de molécula y la temperatura.

El flujo másico de gas ocurre cuando todas las moléculas de gas se mueven de una zona de alta presión a una zona de baja presión, se presenta cuando:

- La temperatura del suelo cambia, cambiando de esta manera la velocidad de todas las moléculas de gas.
- Cambia la presión atmosférica.
- Las raíces de las plantas extraen agua y fluye aire dentro de los poros
- El viento sopla sobre la superficie del suelo, de este modo se incrementa las pérdidas evaporativas.
- El suelo esta siendo inundado.

### 3.10. RELACION AIRE-AGUA.<sup>4,10,14,19,21</sup>

La cantidad total de aire en un suelo depende de dos factores, la cantidad de espacios de poros y la cantidad de líquido en el suelo.

**Porosidad de los suelos.**- La porosidad de un suelo, es el porcentaje de su volumen total, ocupado por poros o intersticios, los cuales pueden estar ocupados por agua si el material esta saturado o por aire y agua, si es no saturado. Esta característica se establece como:

$$n = \frac{V_t - V_s}{V_t}$$

donde:

n = Porosidad en %

V<sub>t</sub> = Volumen total del material, en litros.

V<sub>s</sub> = Volumen de huecos, en litros

Tabla 3.9. Variaciones de la porosidad para algunos materiales específicos:

TIPO DE MATERIAL	VARIACIÓN DE POROSIDAD
Limos y arcillas	50% -60%
Arena fina	40% -50%
Arena media	35% - 40%
Grava	20% - 30%
Arena y grava	10% -30%
Arenillas	5% -30%
Rocas calcáreas	10% -20%

### 3.11. DENSIDAD ESPECIFICA Y DENSIDAD DE VOLUMEN. <sup>20,21</sup>

Un medio de expresión del peso del suelo es según la densidad de las partículas de sólidas que lo constituyen. La densidad de específica es también referida como la densidad de partículas o mineral en la relación masa-volumen de un mineral con relación al agua a 4 °C, que es la temperatura a la cual el agua tiene una densidad de 1 g/cm<sup>3</sup>, las cifras para la mayoría de los suelos corrientes varía entre 2.6 a 2.75.

La densidad de volumen (bulk density) o densidad aparente, se define como la relación entre el peso del suelo en sus condiciones "in-situ" (P), entre su volumen total.

$$g = \frac{P}{V}$$

Donde:

g = Densidad específica o aparente del suelo, en (kg/m<sup>3</sup>)

P = Peso del suelo en condiciones "in-situ", en kg.

V = Volumen total del material, en m<sup>3</sup>

### 3.12. MOVIMIENTO DEL AGUA EN SUELO. <sup>17,20,21,24</sup>

El agua es uno de los componentes más variables del suelo. Los diferentes suelos tienen distintas capacidades para la retención del agua. Estos diferentes tipos de agua se denominan: gravitacional, aprovechable y no aprovechable. Todas ellas son parte de un continuo, al ser removida una porción de agua del suelo el resto es retenida con mayor fuerza o energía. Para entender lo anterior, debe recordarse que una molécula de agua puede comportarse como un ion bipolar. Una partícula de suelo a nivel coloidal está cargada eléctricamente en forma negativa ejerciéndose una atracción eléctrica entre la partícula del suelo y las moléculas de agua, produciéndose una zona de adhesión. También existe atracción entre moléculas de agua (zona de cohesión). Por lo tanto, la zona de adhesión sería la zona de agua no aprovechable; la zona de cohesión, la del agua aprovechable y fuera de ellas estaría el agua gravitacional. El agua se mueve en el suelo bajo la influencia de la gravedad, de la acción capilar y por los gradientes de temperatura. La influencia de la gravedad es operante cuando el agua es abundante y los poros del suelo están casi todos ocupados por la fase líquida. Se dice entonces que el suelo está saturado y el movimiento de agua se denomina de flujo saturado, aunque permanezcan espacios con aire en el suelo. El movimiento de agua en respuesta a un gradiente de temperatura requiere de un flujo de aire continuo. El agua en el suelo se evapora de las partes más calientes, pasa a través de los poros y se condensa en las partes más frías. Este

proceso se denomina transporte de vapor. Es un proceso lento de movilidad del agua, pero puede ocurrir en suelos secos donde puede propiciarse un movimiento rápido. El movimiento capilar del agua ocurre en respuesta a un gradiente de tensión. La tensión resulta de la atracción de las moléculas de agua a la superficie de las partículas de suelo, (adhesión) y entre una y otra (cohesión), la fuerza considerada se denomina tensión de la humedad del suelo. Entre más delgada sea la película de agua alrededor de las partículas de suelo y más pequeños los poros de agua, mayor será la tensión de la humedad del suelo. Si hay una diferencia en la tensión de la humedad del suelo en dos sitios circunvecinos, el agua tenderá a moverse lentamente de la posición de baja tensión a la de alta tensión.

Tal movimiento se llama movimiento capilar o de flujo no saturado debido a que es el agua capilar la que se mueve de esta manera. El movimiento capilar es lento en los suelos donde los poros son pequeños y es despreciable en suelos casi secos.

### 3.13. INFILTRACIÓN.<sup>12,14,20,27</sup>

Infiltración es la penetración del agua en el suelo. Los factores principales que controlan la magnitud del movimiento del agua en la infiltración son:

1. **Porcentaje de arena, limo y arcilla en el suelo.** Las arenas gruesas favorecen el incremento de la infiltración.
2. **Estructura del suelo.** Suelos con grandes agregados estables en agua, tienen proporciones de infiltración más altas.
3. **Cantidad de materia orgánica en el suelo.** Altas proporciones de materia orgánica sin descomponer propician que una mayor cantidad de agua entre al suelo.
4. **Profundidad del suelo** Los suelos delgados almacenan menos agua que los suelos profundos.
5. **Cantidad de agua del suelo.** En general los suelos mojados tienen menor infiltración que los suelos secos.
6. **Temperatura del suelo.** Los suelos calientes permiten mayor infiltración del agua que los suelos fríos.

La magnitud de la infiltración se clasifica como sigue:

- a) **Muy lenta.-** Suelos con capacidad de infiltración menor de 0.25 cm de lámina de agua por horas se clasifican como muy lentos. En este grupo están los suelos que tienen un alto contenido de arcilla.
- b) **Lenta.-** La infiltración de 0.25 a 1.75 cm por hora. Este grupo incluye suelos con alto porcentaje de arcilla, de bajo contenido de materia orgánica o suelos delgados.
- c) **Media.-** Son infiltraciones de 1.75 a 2.5 cm por hora. La mayoría de los suelos en este grupo son migajones arenosos o migajones limosos.
- d) **Rápida.-** Infiltración mayor de 2.5 cm de lámina de agua por hora. Arenas y migajones limosos profundos y de buena agregación, están en este grupo.

### 3.14. PERMEABILIDAD.<sup>2,5,20,24</sup>

Permeabilidad es la cualidad del suelo o de sus horizontes que se relaciona con la transmisión del agua o del aire a todas las partes de su masa. Las características que determinan la rapidez con la cual el agua y el aire fluyen a través del suelo están determinadas por la permeabilidad. La proporción del movimiento del agua a través del suelo queda definida por el horizonte menos permeable. El agua es movilizada en el suelo como líquido o vapor, principalmente a través de los macroporos. Esto

significa que entre más grandes y numerosos sean los poros mayor será la permeabilidad. Las clases propuestas para indicar la permeabilidad consideran las siguientes láminas de agua (tabla 3.10):

Tabla 3.10. Permeabilidad de diferentes láminas de agua

CLASE DE LÁMINA	PERMEABILIDAD (cm/h)
Muy lenta	menos de 0.15
Lenta	de 0.15 a 0.5
Moderada	0.5 a 15
Rápida	de 15 a 25
Muy rápida	más de 25

### 3.15. PERCOLACIÓN.<sup>20,24</sup>

El movimiento del agua a través de una columna de suelos se llama percolación. Los estudios de percolación son importantes al menos por dos razones. Las aguas que percolan son la única fuente de del agua de manantiales y pozos. Las aguas percolantes arrastran nutrientes de las plantas que se sitúan fuera del alcance de las raíces. Las pérdidas por lavado son proporcionales a las cantidades de agua que pasan a través del suelo.

### 3.16. CAPACIDAD DE CAMPO.<sup>24,25</sup>

La capacidad de campo se define como la cantidad de agua que puede retener un suelo antes de lixiviarla. Para la determinación experimental de la capacidad de campo, el material deberá empacarse dentro de un lisímetro, compactándolo en capas hasta alcanzar el peso volumétrico deseado. A continuación se agrega agua al lisímetro hasta alcanzar el nivel superior del material ya compactado, con el fin de saturar su capacidad de absorción. Después se realiza el drenado del lisímetro, hasta que se alcance un escurrimiento mínimo, lo cual ocurre normalmente hasta después de 48 ó 72 horas de drenado. La capacidad de campo del suelo, se determinará entonces mediante el empleo de la siguiente expresión:

$$C = \frac{(H / 100 * V_1 * PV_1) + (S_i - D_i) * d}{V_1 * PV_1 * (1 - (H / 100))} * F$$

Donde:

C: Capacidad de campo del suelo (% de humedad en base seca).

H: Humedad del suelo antes de realizar la determinación de la capacidad de campo, (% en peso).

PV<sub>1</sub>: Peso volumétrico del suelo empacado al inicio de la experimentación, (Kg/l).

S<sub>i</sub>: Volumen de agua de saturación del lisímetro, (litros).

D<sub>i</sub>: Volumen de agua drenada del lisímetro, (litros).

V<sub>1</sub>: Volumen ocupado por el suelo compactado dentro del lisímetro.

d: Densidad del agua, (Kg/l).

### 3.17. CONDUCTIVIDAD HIDRÁULICA DE LOS SUELOS.<sup>24,27</sup>

La Conductividad Hidráulica de un suelo, está definida por la Ley de Darcy:

$$V = K * i$$

donde:

V: Velocidad del flujo. cm/seg

K: Coeficiente de permeabilidad, cm/seg

i: Gradiente hidráulico  $\Delta h / \Delta l$

Los valores de "K", dependen del tamaño y del número de poros en el suelo. La magnitud de "K" para materiales granulares, se indica a continuación (Tabla 3.11):

Tabla 3.11. Valores de K para diferentes tipos de suelo

TIPO DE SUELO	VALORES DE K (m/día)
Suelos arcillosos superficiales	0.01 9 a 0.02
Suelos arcillosos superficiales profundos	$10^{-8}$ a $10^{-2}$
Arenas finas	1 a 5
Arenas medias	5 a 20
Gravas	1 00 a 1 000
Gravas y arenas mezcladas	5 a 100
Arcillas, arenas y gravas mezcladas	0.001 a 0.1

### 3.18. CAPACIDAD DE ADSORCIÓN.<sup>24,26,28</sup>

Por lo que respecta a la capacidad de adsorción que se define como "un cambio en la concentración de un componente entre la capa límite externa y el interior de las fases adyacentes", se puede decir que en las arcillas, este mecanismo puede ser positivo o negativo, como serían los casos de la adsorción de cationes y la retención de sulfatos, respectivamente.

En la capacidad de adsorción de los minerales arcillosos, que es el efecto más importante, intervienen los 4 factores siguientes:

- a). **Solubilidad de adsorción.**- La solubilidad de la adsorción, se presenta solamente cuando el ion adsorbido, forma compuestos con los iones laminados de carga contraria, difícilmente solubles y débilmente ionizados
- b) **Grado de hidratación.**- El grado de hidratación es inversamente proporcional con la capacidad de adsorción.
- c). **Relación de adsorción.**- Se refiere a las dimensiones relativas de los iones de las láminas del suelo, con los iones adsorbidos
- d). **Magnetismo local.**- Su influencia propicia la deformación del ion adsorbido, como consecuencia de la fuerza del campo magnético específico, que se establece.

De acuerdo con lo antes citado, la capacidad de adsorción de cationes, es una propiedad que tienen las arcillas, las cuáles al estar cargadas negativamente pueden adsorber sobre su superficie iones cargados positivamente, los cuáles pueden ser intercambiados, o mejor dicho, sustituidos por otros. Esta capacidad de intercambio iónico, depende, como ya se mencionó, del tipo de mineral del que esta constituida la arcilla.

Cuanto menor es el tamaño de la arcilla, mayor será la capacidad de intercambio catiónico, debido tal vez a que se tiene una mayor área superficial disponible por unidad de volumen del material. La capacidad de intercambio catiónico (CIC) se define de la siguiente manera:

La medida de cargas negativas del suelo, o bien como la suma total de los cationes intercambiables que el suelo puede adsorber. La CIC se expresa en miliequivalentes por cada 100g. Las cargas responsables de la capacidad de intercambio catiónico se originan por:

- Sustitución isomórfica
- Cargas de la arista arcillosa.
- Cargas dependientes del pH (grupos funcionales de la materia orgánica)

En los suelos los cationes intercambiables encontrados comúnmente son: calcio, magnesio, hidrógeno, potasio, sodio y amonio y se representan en una serie de preferencia de cationes en reacciones de intercambio llamada serie liotrópica:



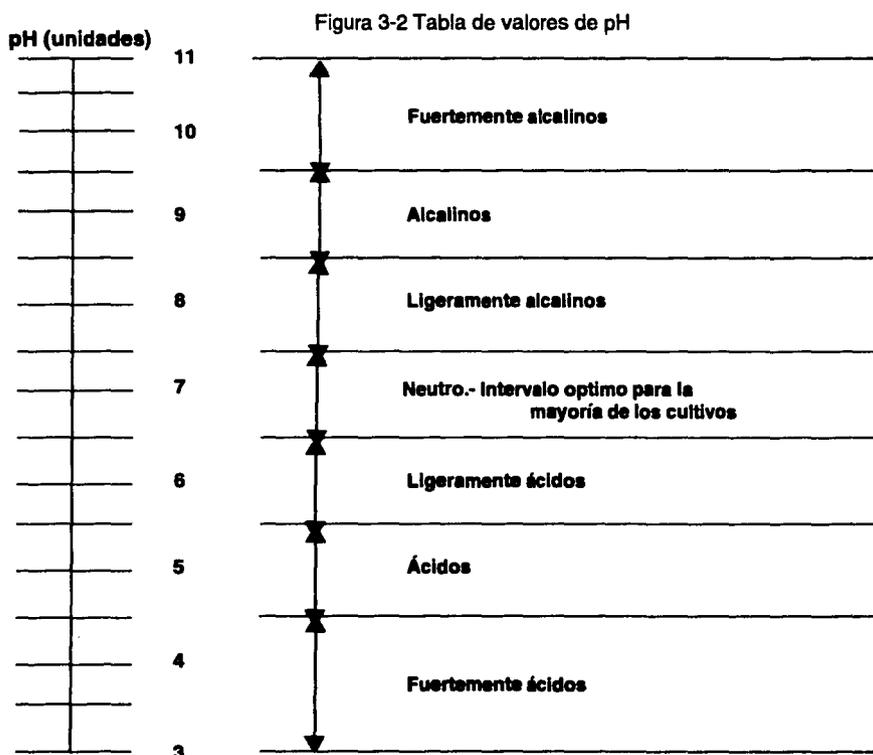
Esta propiedad de las arcillas es de suma importancia, debido a que los lixiviados generados en los sitios de disposición final de residuos municipales e industriales, presentan cargas catiónicas importantes, las cuales pueden ser absorbidas por los materiales arcillosos del suelo. En la Tabla No. 3.12, se presenta la capacidad de intercambio catiónico que presentan ciertos tipos de arcillas, comúnmente empleados en la industria de la construcción.

Tabla No. 3.12 Capacidad de intercambio catiónico de algunos minerales arcillosos

MINERAL	CAPACIDAD DE INTERCAMBIO (MEQ/100 GR DE SUELO)
Caolinita	3-15
Halisita (dietetrahidratada)	5-20
Montmorilonita	80-150
Ilita	10-40
Clorita	10-40
Vermiculita	100-150

### 3.19. REACCION DEL SUELO.<sup>5,6,7,17,25</sup>

El pH se representa como el menos logaritmo de la concentración de iones  $H^+$  en una solución y es una indicador de la acidez o alcalinidad de dicha solución. El listado de acidez del suelo se conoce como reacción del suelo. Los principales factores que determinan la intensidad de acidez de este son la lluvia, la irradiación, el drenaje, las partículas minerales, el tiempo, explotación y la fertilización. Los suelos pueden ser ácidos, neutrales o alcalinos. Estas condiciones se expresan en el pH del suelo. Los diferentes niveles de pH se determinan mediante una escala que indica las reacciones del suelo. (Figura 3-2)



Muchas interacciones entre las fases sólida y líquida del suelo ocurren en la superficie de la fase sólida las cuales se enuncian a continuación:

**Sorción-Adsorción (desorción).**- La sorción es el proceso de distribución de fase en el cual metales disueltos u otros solutos son transferidos desde la fase acuosa (agua) a la fase sólida (rocas, suelo o partículas de materia orgánica). La adsorción, la cual ocurre en la interface sólido-solución, tales como en arcillas, es usualmente total o parcialmente reversible. La absorción es un proceso donde cualquier especie química puede ser sorbida dentro de la matriz del material sólido. El término sorción es usado a menudo cuando la distinción entre absorción y adsorción no es clara. La absorción puede ocurrir después de que la sorción y la adsorción han ocurrido. Las reacciones de sorción son a menudo exotérmicas y los procesos de sorción pueden ser clasificados ampliamente en dos grupos basados en la energía involucrada: sorción química (quimisorción) (alta energía) y sorción física (baja energía).

La sorción química involucra la formación de enlaces químicos entre la molécula sorbida y la superficie sorbente, el intercambio iónico, la protonación y el enlace de hidrógeno son ejemplos de procesos de sorción. El proceso de sorción física involucra las fuerzas físicas y esta asociado con bajas energías, típicamente menores de 10 kcal/mol. Las fuerzas de Van der Waals y los enlaces hidrofóbicos son ejemplos de este tipo de sorción.

**Disolución y precipitación.**- La precipitación es un proceso de distribución en fase por medio del cual sólidos insolubles son formados y separados de la disolución. La disolución involucra un cambio de la fase sólida o gaseosa a la fase acuosa. La solubilidad de un compuesto, esto es la tendencia a disolverse en agua u en otras soluciones, es la propiedad principal que afecta el proceso de disolución-precipitación. La concentración de equilibrio de un compuesto en agua esta determinada por su equilibrio de solubilidad o constante del producto de solubilidad, la cantidad máxima de un compuesto que puede disolverse en una solución a una presión y temperatura específicas.

La precipitación es el proceso opuesto a la disolución, puede ocurrir cuando la concentración de un compuesto en solución excede la solubilidad de equilibrio.

**Intercambio de ligandos. (Complejación).**- Un ion complejo es aquel que puede contener algunas moléculas o especies iónicas. Los iones metálicos en solución comúnmente forman complejos con agua, cloruros y otras especies las cuáles son llamados ligandos. El intercambio de ligandos o también llamado quimisorción específica es un compromiso entre intercambio aniónico y la precipitación. Los aniones específicos son adsorbidos estando incorporados dentro de la superficie de minerales que tienen enlaces OH a un catión metálico, tales como óxidos de Fe o Al, hidróxidos o minerales amorfos. La formación de complejos es probable en soluciones con fuerza iónica alta, porque el gran número de iones presentes en solución incrementa el número de especies químicas que pueden formarse. Muchas variables afectan la estabilidad de un ion complejo relativo a iones y metales que pueden servir como fuente potencial de ligandos al metal central, los más importantes de estos son la valencia (carga) y el radio del catión central. Como regla, la estabilidad de los complejos formados con ligandos aumenta con la carga del catión y disminuye con el radio del catión.

**Enlace covalente.**- El enlace covalente es otra interacción superficial similar al intercambio catiónico, excepto que los iones de la solución del suelo se unen con un átomo de la superficie sólida compartiendo sus electrones. El compartimiento de electrones es un arreglo más permanente que el enlace electrostático y los iones que participan en este forman enlaces que no son considerados intercambiables.

**Enlaces de hidrógeno. (Puente de hidrógeno).**- Los enlaces de hidrógeno pueden ocurrir en cualquier momento que los átomos de H y O estén accesibles uno del otro. Porque el agua esta por todas partes en la superficie de suelos húmedos, el enlace de hidrógeno es común y actúa como un puente entre sólidos y suelos.

**Quelación superficial.**- Se define como el proceso de formación de complejos con ligandos orgánicos que tienen más de un grupo funcional disponible de enlazarlo al ion metálico central en el complejo. El ion complejo formado por este complejo es llamado quelato. Los ligandos en los quelatos son clasificados de acuerdo al número de sitios de enlace en la molécula: monodentado (un sitio), bidentado (dos sitios), etc.

**Hidrólisis.**- Ocurre cuando un compuesto reacciona químicamente con el agua, y nuevas especies químicas son formadas por la reacción. Las reacciones de hidrólisis caen dentro de los dos tipos principales:

Desplazamiento es la reacción de hidrólisis más común. En esta reacción, un grupo funcional es sustituido por un ion hidróxilo (OH<sup>-</sup>) producido por una molécula de agua.

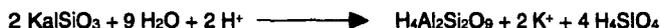
Reacciones de adición involucran incorporación de agua en la estructura química del compuesto. Las reacciones de desplazamiento y de adición son procesos de transformación esencialmente irreversibles y pueden resultar en compuestos intermedios que son sujetos a una hidrólisis posterior.

**Oxidación-Reducción.**- Junto con la sorción, los procesos de óxido-reducción son probablemente las reacciones de transformación más significativas, afectando los contaminantes en la subsuperficie. Las reacciones de oxidación-reducción (redox) involucran la pérdida de electrones e incrementan el número de oxidación (oxidación) para una sustancia o sistema, con una ganancia asociada de electrones y disminución en el número de oxidación (reducción) por otra sustancia o sistema. De este modo, para cada oxidación existe una reducción. El número de oxidación de un átomo representa la carga hipotética que un átomo podría tener si el ion o molécula fuera disociado.

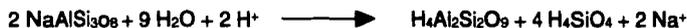
El número de oxidación es normalmente expresado como un número romano, como en Fe(II) y Fe(III).

Puesto que las reacciones redox involucran la transferencia de electrones, la intensidad de las reacciones redox es una medida de la diferencia de potencial de electrodo, denominada Eh (potencial redox). El Eh de un sistema químico indica que tipo de reacciones pueden ocurrir, en lugar de predecir las reacciones específicas que podrían ocurrir.

#### Reacciones químicas de Intercambio Iónico y ácido-base



Donde:  $\text{KAlSi}_3\text{O}_8$  es ortoclasa, un feldespato.  $\text{H}_4\text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_9$  es Kaolinita, una arcilla.



Donde:  $\text{NaAlSi}_3\text{O}_8$  es la Albinita.

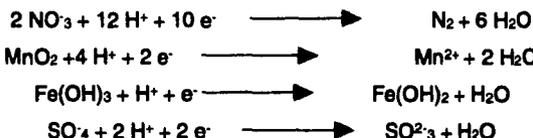


Donde  $\text{Al}(\text{OH})_3$  es la gibsita.



Donde  $\text{CaAl}_2\text{Si}_2\text{O}_8$  es la anorthita.

#### Equilibrios óxido-reducción en suelos





A continuación se muestra un listado de los principales parámetros geoquímicos del suelo que intervienen en las interacciones anteriormente explicadas (Tabla 3.13)

Tabla 3.13 Parámetros Geoquímicos del Suelo<sup>1,2,10,13,22</sup>

<b>A) CONTENIDO DE AGUA (matriz suelo-agua)</b>	La mineralogía y la distribución del tamaño de partículas de zonas saturadas o insaturadas afecta de manera importante la geoquímica de las aguas subterráneas. Conforme el tamaño de partícula decrece el área superficial se incrementa brindando mayor oportunidad para que ocurran reacciones entre sólidos y líquidos.
<b>B).CONCENTRACION DE IONES HIDROGENO (pH)**</b>	Variable maestra que determina la concentración de compuestos en solución y el potencial para que ocurran reacciones de precipitación. La alcalinidad proporciona el efecto buffer en el suelo
<b>C) POTENCIAL REDOX (Eh)</b>	Mide la intensidad de las condiciones de Oxido - Reducción en un sistema (milivolts). (+) = condiciones oxidantes; Oxígeno, nitratos, hierro (III) (-) = Condiciones reductoras  $\begin{array}{c} \text{Fe(III)} \longrightarrow \text{Fe(II)} \\ \text{NO}_3 \longrightarrow \text{NO}_2 \longrightarrow \text{N}_2 \end{array}$
<b>D) POBLACION MICROBIANA</b>	Prácticamente en todo el subsuelo existen diversas poblaciones de microorganismos. Las principales limitantes del crecimiento microbiano en el suelo son: bajos niveles de nutrientes y de carbono orgánico disuelto. Los microorganismos existentes son capaces de adaptarse y degradar muchos tipos de contaminantes orgánicos. Para que cualquier contaminante específico sea degradado dependerá de las condiciones geoquímicas del terreno y de la presencia de microorganismos capaces de degradarlo. El nitrógeno, amonio, ácido sulfhídrico y metano son señales de actividad microbiana. El CO <sub>2</sub> es fuente inorgánica y orgánica.
<b>E) SALINIDAD Y SÓLIDOS DISUELTOS</b>	Los sólidos disueltos totales pueden ser cualitativamente estimados en el campo por medición de la conductancia específica. Durante el desarrollo de pozos de muestreo pueden alterar la frágil composición de la concentración de las muestras subterráneas.
<b>F) CARACTERISTICAS FISICOQUIMICAS DE PARTICULAS SÓLIDAS</b>	Un parámetro químico importante en los sólidos es la capacidad de intercambio catiónico (CIC). Esta es función de la mineralogía, el tamaño de partícula y el historial geoquímico previo de la zona. Esta puede ser una excelente medida de atenuación de la contaminación (reacciones de intercambio iónico o sorción). Caracterización de arcillas.
<b>G) TEMPERATURA</b>	Afecta directamente la velocidad de las reacciones químicas. A mayor profundidad menor temperatura.
<b>H) PRESION **</b>	Influye directamente en la velocidad de reacción. Conforme la presión se incrementa la cantidad de gases disueltos en solución tiende a incrementarse ocasionando errores en la medición de las concentraciones

\*\*de mayor importancia

### 3.20. PROPIEDADES FISICAS DE LOS COLOIDES DEL SUELO.<sup>7,25,27</sup>

**Plasticidad.**- Los suelos que contienen más de 15% de arcilla exhiben plasticidad, esto es la flexibilidad y la capacidad para ser moldeada. Esto se debe probablemente a la naturaleza laminar de las partículas de arcillas y a la influencia combinada de la lubricación y enlazamiento del agua adsorbida. De este modo, las partículas de suelos plásticos se deslizan fácilmente una sobre la otra. La plasticidad es exhibida sobre un amplio rango de niveles de suelo, referido como límite de plasticidad. Al nivel más bajo de estos niveles denominado límite plástico el suelo empieza a exhibir plasticidad pero las piezas moldeadas se desmorona fácilmente cuando se aplica una pequeña presión. El límite plástico es el contenido de humedad más bajo al cual el suelo no puede ser deformado sin agrietarse. El límite superior de plasticidad o límite líquido es el contenido de humedad en el cual el suelo cesa de ser plástico, llegando a ser semifluido y tiende a fluir mucho más como

líquido, mientras estos límites tienen usos solamente modestos para propósitos agrícolas, estos tienen especial significado en la clasificación de suelos para propósitos de ingeniería, tales como la fuerza de soporte para un edificio o una carretera.

**Cohesión.-** La cohesión se define como la propiedad que los suelos arcillosos tienen a mantener su forma. La resistencia al cizallamiento inherente a los suelos arcillosos puede ser debida a las siguientes razones:

- Presencia de un concentrante natural que liga los granos del suelo. (Por ejemplo óxidos de hierro hidratados).
- Ligamientos eventuales entre las partículas más cercanas, debidas a las fuerzas de Van Der Waals.
- Existencia de presiones capilares en el agua intersticial cuando un suelo sufre presión a la ruptura.

**Hinchazón y encogimiento.-** El Hinchazón y el encogimiento son propiedades que presentan algunas arcillas como la vermiculita, presente en suelos como los Vertisoles. Estas propiedades de los suelos dependen de la mezcla de arcilla presente, del catión dominante en el suelo y de la cantidad de humus que acompañe a los coloides. También son responsables al igual que la cohesión y la plasticidad del desarrollo y la estabilidad de la estructura del suelo.

**Dispersión y floculación.-** La dispersión de las arcillas es debida a la repulsión entre partículas cargadas negativamente, cada una de las partículas se mueve lejos de la otra. La dispersión es favorecida por un gran número de moléculas de agua asociadas con cada micela y con los cationes adsorbidos. Los iones  $\text{Na}^+$  favorecen la dispersión, mientras que los iones  $\text{Ca}^{2+}$  y  $\text{Al}^{3+}$  la inhiben.

La floculación es el proceso contrario a la dispersión. Es favorecida por la disminución del pH y la adición de sales que aumentan la electronegatividad. Desde el punto de vista de la agricultura, la floculación es generalmente benéfica porque es el paso inicial en la formación de agregados estables o gránulos. La habilidad de cationes comunes a flocular coloides del suelo es en el orden general de  $\text{Al}^{3+} > \text{H}^+ > \text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{K}^+ > \text{Na}^+$ .

### 3.21. MUESTREO DE SUELOS<sup>2,3,8,10,15,22</sup>

#### 3.21.1. OBJETIVO DEL MUESTREO

El objetivo específico del muestreo es, fundamentalmente, la toma de muestras lo más representativas posibles de suelos que han sido contaminados con materiales o residuos peligrosos. Para el cumplimiento de este objetivo, se debe procurar que las muestras se mantengan lo más inalteradas posible en su composición química, pues de no ser así, puede redundar en la pérdida de los componentes presentes, sus propiedades y características esenciales, lo cual puede ocurrir incluso por la adición de alguna sustancia inocua como el agua. Las situaciones de muestreo varían ampliamente, ya sea por las características topográficas, edafológicas, por la composición geológica, condiciones climatológicas o por la disponibilidad de materiales y equipos de muestreo. Por lo tanto, no puede decirse que exista un procedimiento universal de muestreo aplicable a todas las situaciones.

#### 3.21.2. TIPOS DE MUESTRAS.

Las muestras son divididas en 4 tipos:

**Muestra instantánea.** Es una muestra individual, tomada en un tiempo y lugar determinado. Este tipo de muestra representa la condición en el tiempo en que fue tomada. De este modo, una muestra instantánea no debe ser utilizada como una base para la toma de decisiones sobre la disminución de la contaminación. Sin embargo, algunas muestras son estables en composición y pueden ser representadas bien por muestras instantáneas simples.

**Muestra compuesta.** Se refiere a una mezcla de muestras instantáneas tomadas en un recipiente y mezcladas para análisis. El proceso de mezclado controla la variación en la composición de la mezcla y minimiza los resultados y el costo del

análisis. Las muestras compuestas reflejan las características promedio durante el período de muestreo. El volumen de muestra debe ser constante en intervalos constantes de tiempo y mezcladas bien al final del período de muestreo. Los parámetros que no deben ser tomados como muestras compuestas son: compuestos orgánicos volátiles (COV's), Hidrocarburos Totales Recuperables del Petróleo (TRPH's) y las pruebas microbiológicas.

**Duplicados.** Los duplicados son tomados para revisar la precisión del proceso de muestreo.

**Muestra dividida o en partes (split sample).** Son tomadas para corroborar el desarrollo analítico. La muestra es tomada en un recipiente, mezcladas y partidas a la mitad dentro de un contenedor limpio y preservadas posteriormente. Ambas mitades son nuevas muestras que representan el mismo punto de muestreo.

### **3.21. 3. PROGRAMA O PROTOCOLO DE MUESTREO.**

Un protocolo de muestreo asegura la obtención de los datos de una calidad conocida. La incertidumbre, variabilidad hidrogeológica, el aseguramiento de la calidad y la toma de decisiones necesitan ser consideradas desde la etapa inicial del diseño.

Un protocolo formal y la optimización del procedimiento de muestreo requieren la atención particular al efecto de:

- Información o antecedentes del sitio a muestrear
- Factores que determinan el comportamiento de los contaminantes en el suelo (clima, topografía, geohidrología, características físicas, químicas y biológicas del suelo y propiedades físicas y químicas de los contaminantes)
- La ubicación de la muestra.
- La frecuencia del muestreo.
- El mecanismo de muestreo.
- Los errores de operación.
- Los procedimientos de toma y manejo de las muestras.
- Selección del equipo de muestreo.

Los protocolos deberán incluir la documentación de todas las actividades de campo y las desviaciones de lo establecido en el protocolo son necesarias para un registro completo de las actividades de muestreo y es útil si los datos son tomados para un propósito particular y al final son usados para otros objetivos. Los tipos de programas de muestreo más frecuentemente utilizados son: Inspección y reconocimiento, caracterización de la fuente, establecimiento de estación de monitoreo, Red de monitoreo, Monitoreo de agua subterránea e Inspecciones especiales. Abundando en lo anterior, se abordaran los aspectos mínimos que deben ser considerados en un plan de muestreo.

#### **3.21.3.1. INFORMACIÓN O ANTECEDENTES DEL SITIO A MUESTREAR.**

Es muy importante para la estrategia de muestreo, que esta información sea lo más exacta posible, ya que ayuda a determinar ubicación y forma de muestreo, así como los equipos de protección que deben ser utilizados, las precauciones del muestreo que se deben considerar, el tipo de muestreador a utilizar, los contenedores para las muestras y el sellado y cierre de los contenedores. Adicionalmente, la información del contaminante presente también determina la estrategia de muestreo a usarse.

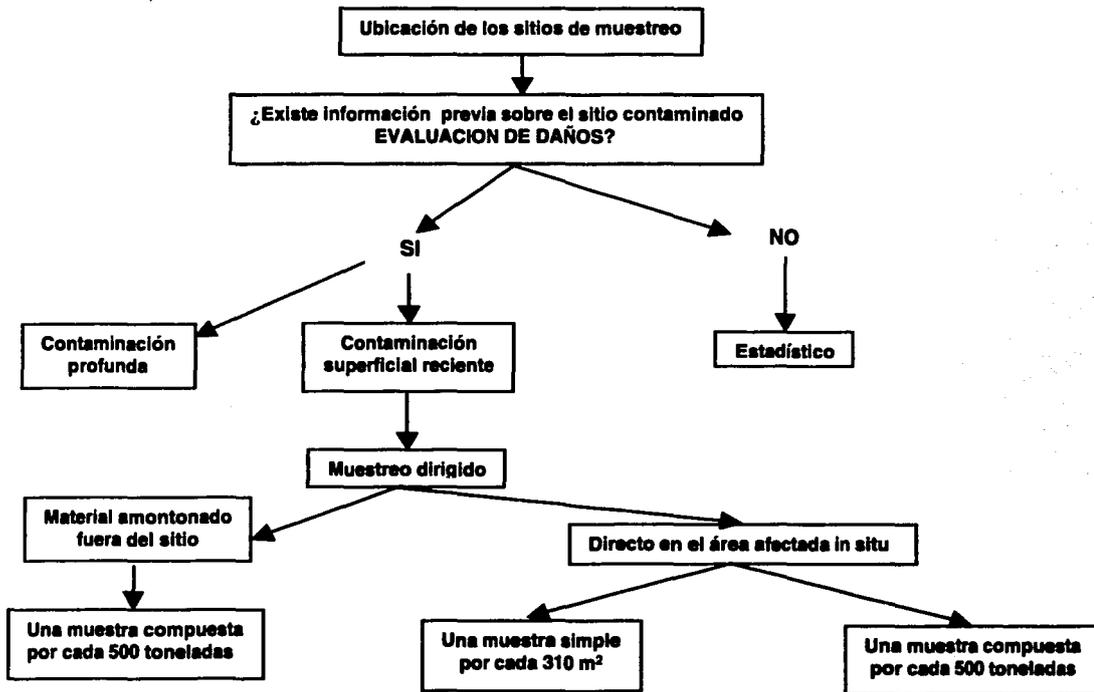
Frecuentemente, la información asequible del sitio es incompleta, por lo cual es necesario obtener tanta como sea posible, examinando la documentación disponible acerca del sitio y del contaminante presente a través del propietario del predio, de entrevistas a los vecinos sobre las actividades desarrolladas en el terreno, de reportes geológicos existentes, de planos

geohidrológicos, de información municipal existente del sitio, de antecedentes históricos, de visitas de reconocimiento en el área de estudio, etc. Una vez conjuntada, revisada y evaluada dicha información se procederá a establecer la estrategia de muestreo.

### 3.21.3.2. LOCALIZACIÓN DE LAS MUESTRAS.

La ubicación de la muestra y la frecuencia están entre los aspectos más críticos del muestreo porque la colección de las muestras en un punto y en tiempos no adecuados puede dar resultados totalmente equivocados cuando no son ejecutados cuidadosamente. La selección inicial de los puntos de muestreo esta basada en una buena caracterización previa de la geología y la hidrología del sitio, incluyendo una resolución horizontal y vertical de las condiciones hidrogeológicas. Los principales problemas asociados al muestreo de suelos son: (i) la contaminación de las muestras y (ii) su inadecuada recolección. Por lo anterior, es muy importante considerar estos aspectos dentro de una buena estrategia de muestreo. La estrategia debe ser consistente con los objetivos del muestreo; debe incluir los puntos seleccionados de muestreo y el número planeado, volúmenes y tipos de muestras a tomarse. Para la determinación de la ubicación del número y puntos de muestreo, existen básicamente dos procedimientos diferentes: (i) El muestreo dirigido o no estadístico, y (ii) El muestreo estadístico. Ambos dependen de la cantidad y utilidad de la información previa que se tenga del terreno contaminado (Fig. 3.3).

Figura 3.3 Procedimiento para la ubicación y determinación del número de sitios de muestreo en sitios con derrames recientes superficiales.



La tabla 3.14 resume los principales tipos de diseño de muestreo y cuando estos pueden ser usados para la caracterización de la geoquímica subsuperficial. Existen dos grandes tipos de diseño de muestreo estadístico: (1) La red o cuadrícula, en la cual las muestras son tomadas de una matriz de cuadrados o de cuadrantes en un sitio, y (2) Por cortes, en la cual las muestras son tomadas a intervalos específicos a través del tiempo. Una red supone una fuente aérea o dispersada y los cortes suponen una fuente preferencial.

Tabla 3.14 . Resumen del diseño de muestreo estadístico y las condiciones para su uso.

TIPO DE DISEÑO DE MUESTREO	CONDICIONES CUANDO EL DISEÑO DEL MUESTREO ES ÚTIL
<u>Muestreo al azar</u>	Una población muy homogénea en espacio y tiempo es esencial si no se necesita la estimación de los parámetros de la población. Este método de selección no es recomendable debido a la dificultad de verificar la hipótesis.
<u>Muestreo por experiencia (a criterio)</u>	La población de interés debe ser definida con claridad, homogénea de manera que la selección de la toma de muestra no tenga problemas. O las muestras ambientales especificadas son seleccionadas para un valor único y el interés es antes que hacer una inferencia a una población grande. En México este tipo de muestreo es aplicado generalmente en casos de contingencias ambientales (90% de los casos, como son derrames, accidentes de transportación, etc.)
<u>Muestreo estadístico</u> Muestreo aleatorio simple	Es el más simple de muestreos aleatorios. Otros muestreos frecuentemente dan estimaciones más exactas de la media si la población contiene tendencias o rutas de contaminación.
Muestreo estratificado aleatorio	Útil cuando la población heterogénea puede estar dispersa en partes que son internamente homogéneas.
Muestreo en multietapas	Necesario cuando las determinaciones son hechas en submuestras o alcuotas de la muestra de campo.
Muestreo en grupo (cluster)	Útil cuando la unidad de la población se agrupa junta (grupos de pescados, racimos de plantas, etc.) y cada unidad es el grupo seleccionado de manera aleatoria puede ser medida. Suelos y la contaminación del agua subterránea raramente, si existen, exhiben estas características.
Sistemático	Usualmente el método de elección cuando se estiman rutas o tendencias de concentración no está presente o son conocidas antes o cuando los métodos estrictamente aleatorios no son prácticos.
Doble	Útil cuando hay una fuerte relación lineal entre la variable de interés y una variable más barata o más fácilmente medible.
<u>Muestreo de búsqueda</u>	Útil cuando la información histórica, conocimiento del sitio, o muestras anteriores indican donde puede ser encontrado el objetivo de la búsqueda.

### 3.21. 3.3. SELECCIÓN DEL MUESTREADOR APROPIADO

La selección del equipo de muestreo que se utilice requiere de un minucioso conocimiento del área que se va a investigar, y de un conocimiento en el uso del equipo disponible. En la selección del muestreador apropiado deben considerarse factores tales como la profundidad a la que se coleccionarán las muestras y el volumen a muestrear. Para la obtención de muestras existen diferentes tipos de muestreadores, tal es el caso de cucharones, perforadores manuales, muestreadores de percusión o muestreadores de grano o tubo partido, entre otros.

Se debe evitar el uso de equipo oxidado, sucio o recubierto (cromado, zincado, etcétera). Una vez utilizado el equipo de muestreo, es necesario considerar su descontaminación o limpieza con el propósito de evitar interferencias durante la determinación de los contaminantes presentes en el suelo. Adicionalmente, todo el equipo que se usa para descontaminar debe ser limpiado, y los productos finales dispuestos adecuadamente. En la tabla 3.15 se presenta una lista de los principales equipos de muestreo.

Tabla 3.15 Equipo para la toma de muestras sólidas o líquidas

TIPO DE MUESTRA (SÓLIDA)	EQUIPO DE MUESTREO	OBSERVACIONES
Sólidos (Granular o Polvo)	Grain Sampler (muestreador de grano)	
Sólidos (Medianamente duros o húmedos) Hidrocarburos y metales	Sampling Trier (muestreador de media caña) Tubo de muestreo	No es adecuado para material sólido granular.
Sólidos (Granular o Polvo)	Trowel or Scoop (paleta o cucharón)	No es adecuado para suelos muy duros.
Sólidos (muestras profundas) a prof. > 8 cm.	Hand Auger	No es adecuado para suelos rocosos, piedras y suelos muy húmedos.
Sólidos (muestras profundas)	Veihmeyer soil sampler (nucleador)	No es adecuado para suelos rocosos, piedras y suelos muy húmedos.
Sólidos (Granular o Polvo)	Waste Pile sampler	
Sólidos	Jet Percussion	
Sólidos	Solid Flight Auger	
Sólidos	Hollow steam auger	
Sólidos(Suelos o residuos duros o blandos)	Barrenador de tornillo	
Sólidos (Diseñado para retener material seco, suelto o granular)	Barrenador con cubeta para arena	
Sólidos(Diseñado para arcilla, húmeda, suelo fibroso o con raíces)	Barrenador de pala	
Sólidos	Barrenador en espiral	
Sólidos (Diseñado para suelos rocosos o asfalto).	Barrenador Eijkelcamp	
TIPO DE MUESTRA (LÍQUIDA)	EQUIPO MUESTREADOR	OBSERVACIONES
Líquidos (Lagunas, estanques y huecos)	Pond Sampler (Muestreador de agua a distancia)	
Líquidos o lodosos (Tambos, barriles, contenedores o similares)	Coliwasa Vidrio	Adecuado para líquidos que contienen cetonas, nitrobenzeno, dimetilforamida, tetrahidrofuranos y mesitil óxido.
Líquidos o lodosos (Tambos, barriles, contenedores o similares)	Coliwasa Plástico	No es adecuado para líquidos que contienen cetonas, nitrobenzeno, dimetilforamida, tetrahidrofuranos y mesitil óxido.
Líquidos (Tambos, barriles, contenedores o similares)	Tubo de vidrio	
Líquido(Pozos de monitoreo, tambos y contenedores)	Bailer	
Líquidos (tanques de almacenamiento, pozos, contenedores, etc.)	Weighted Bottle Sampler (Botella pesada)	

### 3.21.3.4. SELECCIÓN DEL RECIPIENTE APROPIADO

En la selección del recipiente debe tomarse en cuenta la compatibilidad del contenedor y el material que se está muestreando. Es necesario evitar en lo posible que ambos puedan reaccionar, pues con ello se alteraría la calidad de la muestra.

El recipiente debe ser resistente y sin fugas, para evitar que la concentración de los constituyentes de la muestra colectada se altere. Se recomienda utilizar frascos de boca ancha para facilitar la transferencia de la muestra hacia el recipiente. Ver tabla 3.16.

Tabla 3.16. Recomendaciones de contenedores, preservación y tiempo de almacenamiento de muestras sólidas o líquidas

TIPO DE MUESTRA (SÓLIDA)	VOLUMEN REQUERIDO (GRS)	CONTENEDOR	PRESERVADOR	TIEMPO DE ALMACENAMIENTO
Nitrógeno, fósforo, potasio y pH	250	V		
Textura y densidad	500			
Metales totales	150	P	No	
Hidrocarburos ligeros	500	V ámbar con septum de teflón	Refrigerar a 4° C	
Hidrocarburos pesados	500	V ámbar	Refrigerar a 4° C	
TIPO DE MUESTRA (LÍQUIDA)	VOLUMEN REQUERIDO (ML)	CONTENEDOR	PRESERVADOR	TIEMPO DE ALMACENAMIENTO
PH	25	P,V	No	Análisis inmediato
Metales Disueltos	200	P,V	Filtrar en el sitio HNO <sub>3</sub> a pH < 2	6 meses
Metales suspendidos	200	—	Filtrar en sitio	6 meses
Metales totales	100	P,V	HNO <sub>3</sub> a pH < 2	6 meses
Cromo +6	200	P,V	Refrigeración a 4° C	24 horas
Mercurio disuelto	100	P,V	Filtrar HNO <sub>3</sub> a pH < 2	28 días
Mercurio total	100	P,V	HNO <sub>3</sub> a pH < 2	28 días
Cianuros	500	P,V	Refrigeración a 4° C HNO <sub>3</sub> a pH > 12 0.6g. de ácido ascórbico	14 días
Aceites y grasas	1000	Únicamente V	Refrigerar a 4° C H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> a pH < 2	28 días

PLASTICO (P) o VIDRIO (V). Para el caso de metales utilizar polietileno con tapa de polipropileno, sin septum.

### 3.21.3.5. TÉCNICAS DE MUESTREO DE SUELOS

**Muestreo de la superficie del suelo.** Antes de tomar la muestra del suelo, remueva hojas, basura y pasto del área donde se va tomar la muestra y transfírala al recipiente.

**Muestreo de suelos subsuperficiales a poca profundidad.** Para obtener muestras de suelo subsuperficial a poca profundidad, excave un hoyo con una pala de acero inoxidable a la profundidad deseada o, como una alternativa, utilice un auger de acero. Algunos suelos tienen una cohesión baja, y el hoyo podría colapsarse. Para evitar este problema, inserte un soporte rígido de PVC dentro del hoyo. Después de que la muestra ha sido colectada, retire el soporte y rellene el hoyo con suelo excavado

**Muestreo profundo de suelo subsuperficial.** Las muestras de suelo a gran profundidad son tomadas desde hoyos a una profundidad mayor de 15 pies de la superficie del suelo. Existen diferentes dispositivos disponibles para este tipo de muestreo. Para rocas y superficies duras del suelo, la punta del mecanismo de muestreo tiene un pequeño diamante para cortar a través de las superficies duras cuando el taladro esta girando.

### 3.21.3.6. EL PESO Y LA CANTIDAD DE LAS MUESTRAS.

Con base en la opinión de los laboratorios, y en los acuerdos tomados junto con el GDT (Grupo de Trabajo) de PROFEPA se procedió a determinar la cantidad de muestra suficiente para realizar el análisis de laboratorio la cual se esquematiza en la tabla 3.17.

Tabla 3.17. Cantidades recomendadas de muestra

CONTAMINANTE	CANTIDAD (g)
Nitrógeno, Fósforo, Potasio y Ph	250
Textura y Densidad	500
Inorgánicos Tóxicos	150
Hidrocarburos	500

Con el fin de uniformar criterios, en el seno del GDT se procedió a determinar la cantidad de muestras necesarias para dictaminar sobre un proceso de restauración, llegándose a los siguientes acuerdos:

- **Cuando se realice tratamiento en sitio (in situ).** Se tomará una muestra simple por cada 310 m<sup>2</sup>, considerando que la afectación no alcanza profundidades mayores de un metro, antes y después de la restauración.
- **Cuando se realice tratamiento sobre el sitio (on site).** Esto es, cuando se involucre excavación y tratamiento dentro del predio se tomará una muestra compuesta por cada 500 toneladas, antes y después de la restauración.
- **Cuando se realice tratamiento fuera del terreno (ex situ),** se tomará una muestra simple cada 310 m<sup>2</sup> en el fondo de la fosa excavada con el fin de extraer el suelo contaminado.

Como un procedimiento de aseguramiento de calidad se tomará una muestra duplicada por cada 5, 6 ó 7 muestras, dependiendo del total de las muestras a colectar y del criterio del experto que esté dirigiendo el muestreo. Esto independientemente de las muestras testigo que habrán de tomarse en el caso de la determinación de Inorgánicos Tóxicos.

### **3.21.3.7. PRECAUCIONES DURANTE EL MUESTREO.**

Cuando se muestrean suelos contaminados se deben considerar todas las precauciones posibles. En todos los casos, la persona que recolecta una muestra debe estar consciente de que lo muestreado puede representar un riesgo y, en algunos casos, ser capaz de liberar gases tóxicos. Los antecedentes obtenidos sobre el suelo contaminado serán de ayuda en la selección del equipo de protección y de las medidas de seguridad que deben ser tomadas. Se deben seleccionar con gran cuidado los equipos, el conjunto o trajes individuales de protección contra los riesgos de origen químico, biológico y físico que pueden presentarse durante el muestreo. La selección del conjunto individual de protección debe basarse no solamente en la identificación eficaz de los riesgos, sino también en la supervisión continua del ambiente de trabajo. Además de una supervisión médica a los trabajadores, se debe contar con información previa sobre la utilización, el mantenimiento y la descontaminación del conjunto. Esta información tiene como propósito proteger a las personas de los riesgos a su salud y su seguridad, así como prevenir los daños y accidentes frecuentes debido al mal uso o funcionamiento del conjunto individual de protección.

Para cada tipo de trabajo particular corresponde un conjunto individual preparado y seleccionado para asegurar el nivel óptimo de protección. Los niveles de protección establecidos son A, B, C y D (ver referencia 15 para la descripción completa).

### **3.21.3.8. MANEJO Y PRESERVACIÓN DE LAS MUESTRAS**

Después de que una muestra es transferida al recipiente adecuado, éste deberá sellarse herméticamente para prevenir la pérdida de componentes volátiles y para evitar la posible oxidación al contacto con el aire. Para el caso de suelos contaminados no es recomendable el uso de preservadores o aditivos. Las muestras deben refrigerarse a 4 °C para su conservación y procesamiento dentro del tiempo establecido según el análisis correspondiente, con el propósito de que en ésta no se alteren los constituyentes a determinar y los resultados obtenidos sean confiables.

### **3.21.3.9. IDENTIFICACIÓN DE LAS MUESTRAS**

El etiquetado de las muestras es un elemento básico para el registro y descripción de las características del suelo analizado. Cada muestra deberá ser etiquetada y sellada apropiada e inmediatamente después de ser tomada. En la etiqueta, debe incluirse la profundidad a la que corresponden las muestras, número de muestra, fecha y hora de recolección, punto de muestreo y nombre del técnico que lo realizó. Una mala identificación de las muestras llevará a errores en la interpretación de los resultados. Los sellos con papel adhesivo, deberán estar debidamente firmados por quienes intervienen en la diligencia, pues se usan como garantía en el inicio de la custodia de las muestras.

### **3.21.3.10. REGISTRO DE LA INFORMACIÓN DEL MUESTREO EN BITÁCORA DE CAMPO.**

Toda la información pertinente respecto al muestreo deberá quedar asentada en una bitácora de campo foliada, la cual deberá ser resguardada para cualquier aclaración posterior. Es recomendable que en ella quede registrada como mínimo la siguiente información:

- Motivo del muestreo
- Descripción y localización del sitio contaminado
- Responsable de la contaminación
- Localización de los puntos de muestreo
- Observaciones en campo
- Tipo de contaminante presente
- Número y volumen de las muestras tomadas
- Fecha y hora de recolección
- Número de identificación de la muestra
- Distribución de la muestra
- Mediciones realizadas en campo
- Referencias como mapas o fotografías del lugar del muestreo, preferentemente referidas a la Evaluación de Daños o caracterización del sitio correspondiente.

En cualquier caso se debe anotar la información necesaria y suficiente para que otra persona pueda reconstruir la situación de muestreo.

### **3.21.3.11. LLENADO Y REGISTRO DE LA CADENA DE CUSTODIA**

Para documentar formalmente la transportación y movimientos de las muestras desde el momento de su recolección hasta su ingreso al laboratorio, se debe llevar un registro de cadena de custodia, mismo que deberá acompañar a las muestras. Este registro se vuelve especialmente importante cuando las muestras se presentan como evidencia en algún procedimiento administrativo iniciado por la autoridad competente. La cadena de custodia debe contener, por lo menos, la siguiente información:

- Número de muestra
- Firma del responsable de la toma de muestras
- Fecha y hora de recolección
- Lugar y dirección de recolección
- Parámetros a determinar y métodos a utilizar
- Fecha, hora, nombre y firma de las personas que participan en todas las etapas de la diligencia
- Fechas y firmas de los responsables de la custodia de las muestras
- En su caso, preservadores utilizados

### 3.21.3.12. ENVÍO DE LAS MUESTRAS AL LABORATORIO

Cuando se va a enviar una muestra al laboratorio, ésta debe ser empacada adecuadamente para su envío seguro y evitar en lo posible rupturas o fugas. Todos los paquetes deberán estar acompañados por la hoja de requisición de análisis y el registro de la cadena de custodia, las cuales deben ser legibles en cada uno de los paquetes, adicionalmente deberá contener la dirección completa de la persona que manda el envío y la dirección del laboratorio que recibe las muestras.

### 3.21.3.13. LLENADO DE LA HOJA DE REQUISICIÓN DEL ANÁLISIS DE MUESTRA

La hoja de requisición de análisis tiene como objetivo acompañar a la muestra a la entrega en el laboratorio. La porción de campo de esta forma tiene que ser llenada por el responsable del muestreo, se deberá incluir la información pertinente anotada en la bitácora. La porción correspondiente al laboratorio, será llenada por el personal del laboratorio quien, entre otras cosas, tendrá que mencionar:

- Nombre de la persona que recibe la muestra
- Lugar donde se colocará la muestra
- Número de registro del laboratorio para cada muestra
- Análisis que se llevarán a cabo
- Fecha y hora de recepción

Por último, cabe mencionar que, debido a la gran importancia que reviste elaborar un plan de muestreo aplicable y funcional, se ha acordado que en un futuro próximo será obligatorio para cualquier trabajo de caracterización, evaluación o restauración, la elaboración de un Programa de Aseguramiento/Control de la calidad (QA/QC).

### 3.21.3.14. TIPOS DE ANÁLISIS EFECTUADOS

En las tablas 3.18 y 3.19 se muestran los métodos de análisis para los diferentes tipos de contaminantes

Tabla 3.18. Métodos analíticos recomendados para hidrocarburos en suelos

CONTAMINANTE	PARÁMETRO INDICADOR	MÉTODO ANALÍTICO
Gasolina	Hidrocarburos base gasolina	EPA 8015B
Gasolina	BTEX's	EPA 8040, EPA 8060, EPA 8020 / 8021 EPA 8260 524.2 / 624, EPA SW 846
Gasolina	Benceno	EPA 8240, EPA 8260B
Diesel, turbosina, kerosene, aceites lubricantes, vaselinas y aceites combustibles ligeros	Hidrocarburos base diesel	EPA 8015B
	Hidrocarburos poliaromáticos	EPA 8310, EPA 8100, EPA 8270
Aceite gastado, Combustóleo, Petróleo crudo, Emulsiones, Asfalto, Parafina	Hidrocarburos recuperables de petróleo	EPA 418.1, ASTM 3921

Para otros contaminantes como bifenilos policlorados se recomienda el método EPA 8080 y para plaguicidas el método EPA 8270.

Tabla 3.19. Métodos analíticos recomendados para Inorgánicos Tóxicos (Metales Pesados) y otros en suelo

CONTAMINANTE	MÉTODO ANALÍTICO
Plomo total	Espectrofotometría de absorción atómica-aspiración directa (EPA 7420)
Arsénico total	Espectrofotometría de absorción atómica-generación de hidruros (EPA 7061)
Bario total	Espectrofotometría de absorción atómica-aspiración directa (EPA 7080)
Cadmio total	Espectrofotometría de absorción atómica-aspiración directa (EPA 7130)
Mercurio total	Espectrofotometría de absorción atómica-vapor frío (EPA 7471)
Níquel total	Espectrofotometría de absorción atómica-aspiración directa (EPA 7520)
Selenio total	Espectrofotometría de absorción atómica-generación de hidruros (EPA 7741)
Zinc total	Espectrofotometría de absorción atómica-aspiración directa (EPA 7950)
Cromo total	Espectrofotometría de absorción atómica-aspiración directa (EPA 7190)
Cianuros	Colorimetría (EPA 9010A)
Acilamida	Cromatografía de gases-espectrometría de masas con purga y trampa (EPA 8260B)
Acilonitrilo	Cromatografía de gases-espectrometría de masas con purga y trampa (EPA 8260B)
Plomo orgánico	Pendiente
Hidrocarburos monoaromáticos totales (Aromina+otros disolventes)	Cromatografía de gases-espectrometría de masas con purga y trampa (EPA 8260B)

En todos los casos se deberá solicitar el pH de las muestras.

## BIBLIOGRAFÍA.

- 1.- Birkeland, Peter W. 1999, Soils and Geomorphology, 3rd edition, Oxford University Press.
- 2.- Boulding, J. R. 1995, Practical Handbook of Soil, Vadose Zone and Groundwater Contamination, Assessment, prevention and Remediation , CRC Press Inc., Boca Ratón, Fl.
- 3.- Boulding, J. Russell, 1994. Description and Sampling of Contaminated Soils: A Field Guide, Lewis Publishers, Inc.; Boca Ratón, FL.
- 4.- Brady, Nyle C., Weil Ray R. 2001, The Nature and Properties of Soils, 13th edition, Prentice Hall, Portland, Or.
- 5.- Brady, Nyle C., Weil, Ray R. 1999, Elements of the Nature and Property of Soils, Prentice Hall.
- 6.- Buckman, H. O. 1991, Naturaleza y Propiedades de Suelos, Ed. Limusa, México, D.F.
- 7.- Cepeda Dávalos, Juan Manuel 1991, Química de Suelos, Ed. Trillas,
- 8.- Chambers, C. D. 1991, Pollution Technology Review No. 190, 2<sup>nd</sup> Ed., Nuyes Data Corporation, N.Y.
- 9.- Csuros, M., 1994. Environmental Sampling and Analysis for Technicians. CRC Press, Boca Raton, Fl.
- 10.- Dubbin, William 2001, Soils, Iowa State University Press.
- 11.- Environmental Protection Emergency Response, 1996, Soil Screening Guidance: User's Guide Second Edition Office of Emergency and Remedial Response U.S. Environmental Protection Agency, United States Office of Solid Waste and Publication 9355.4-23, Washington, DC
- 12.- Eweis, Juana B., Ergas, Sarina J., Chang, Daniel P., Schoeder, Edward D. 1998, Bioremediation Principles, McGraw-Hill.
13. - Fanning, Delvin S., Balluf, Mary Christine 1989, Soil: Morphology, Genesis, and Classification, John Wiley & Sons.
- 14.- Finkl, C. 2001, Encyclopedia of Soil Science and Technology, Kluwer Academic Publishers.
- 15.- Henry, D. F. 1991, Fundamentals of Soil Science, 8th edition John Wiley & Sons;
- 16.- Intertek Testing Service, 2001. Seminario sobre contaminación de suelos, impartido en las instalaciones de ITS México.

- 17.- Jenny, Hans 1994, *Factors of Soil Formation : A System of Quantitative Pedology*, Dover Pubns.
- 18.- Kittrich, J.A. 1985, *Mineral Classification of Soils : Proceedings of a Symposium Sponsored by Divisions S-5 and S-9*, Amer. Society of Agronomy
- 19.- Kohnke Helmut, Franzmeier D.P. 1994, *Soil Science Simplified*, 4th edition, Waveland Press.
- 20.- Kuo, Jeff , *Practical Design Calculations for Groundwater and Soil Remediation*, Lewis Publishers, Inc
- 21.- Lavelle, P., Spain, A. V. 2001, *Soil Ecology*, Kluwer Academic Publishersby
- 22.- Martin, Sara N. 1994, *Standard Handbook for Solid and Hazardous Waste Facility Assessment*, Lewis Publishers, Inc.
23. - Mason, Benjamin J., Ph.D. 1992. *Environmental Research Center University of Nevada-Las Vegas EPA/600/R-92/128 Preparation of Soil Sampling Protocols: Sampling Techniques and Strategies*. Environmental Protection Agency Office of Research and Development, Washington DC
- 24.- Rowell, David L. 1994, *Soil Science : Methods and Applications*, Addison-Wesley Pub Co.
- 25.- Singer, Michael J., Munns, Donald N *Soils: An Introduction* 2001, 5th edition Prentice Hall.
- 26.- Singer, Michael J., Munns, Donald N. 1998, *Soils: An Introduction*, 4 edition, Prentice Hall.
- 27.- Sumner, M. E. 1999, *Handbook of Soil Science*, 1 edition, CRC Press, Portland, OR
- 28.- Terzaghi, K., Peck, R.B., Gholamreza M. 1996, *Soil Mechanics in Engineering Practice* 3rd edition, Wiley-Interscience; N.Y.

## **4.0. MATERIA ORGANICA Y DIVERSIDAD DE SERES VIVOS EN EL SUELO.**

### **4.1. MATERIA ORGANICA DEL SUELO.<sup>1,4,5</sup>**

La materia orgánica del suelo proviene de las raíces, residuos de plantas y organismos vivos o muertos del suelo. En forma general se ha indicado que los suelos minerales contienen menos del 20% de M.O. (materia orgánica), mientras que los suelos orgánicos (turberas y mucks) contienen más del 20% de M.O. La acumulación de M.O. es favorecida en áreas de precipitación abundante o drenaje deficiente, baja temperatura y vegetación nativa de pastos. La proporción en que se descompone la M.O. es la clave de su acumulación en el suelo. Por ejemplo los suelos de tundra acumulan una capa de M.O. aunque la producción vegetal sea mínima debido a que el proceso de descomposición es lento por efecto de una baja temperatura. La M.O. tiene un impacto tremendo sobre las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo. La M.O. coloidal posee propiedades del intercambio de cationes similares a las de las partículas de arcilla. La descomposición de la materia orgánica produce CO<sub>2</sub> que forma el ácido carbónico en el suelo. Este ácido aumenta la solubilidad de muchos compuestos del suelo. Los numerosos organismos del suelo y sus clases son grandemente influenciados por los niveles de materia orgánica. La mayoría de los organismos derivan su energía de los compuestos del C en la M.O. El N para la formación de proteínas y otros nutrientes también es obtenido de la materia orgánica del suelo. La mayoría de los organismos del suelo prefieren condiciones de buena aireación. La M.O. favorece las relaciones adecuadas de aire y humedad para muchos organismos a través de su efecto en la estructura del suelo.

#### **4.1.1. FUNCIONES DE LA MATERIA ORGÁNICA.<sup>5,7</sup>**

La materia orgánica en el suelo tiene diferentes funciones las que se resumen como sigue:

- 1.- Los residuos orgánicos en la superficie del suelo reducen el impacto de las gotas de lluvia y favorecen la infiltración lenta del agua.
- 2.- La descomposición de la M.O. produce sustancias y aglutinantes microbianos que ayudan a estabilizar la estructura deseable del suelo.
- 3.- Las raíces de las plantas al descomponerse dejan conductos a través de los cuales penetra el agua y hay difusión de los gases del suelo que favorecen el desarrollo de microorganismos.
- 4.- La M.O. fresca suministra alimento para los organismos del suelo.
- 5.- Los residuos orgánicos sobre la superficie del suelo reducen las pérdidas debidas a la erosión.
- 6.- Las cubiertas de M.O. sobre la superficie bajan la temperatura del suelo en verano y conservan al suelo más caliente en invierno.
- 7.- Reduce las pérdidas de agua por evaporación.
- 8.- La descomposición de M.O. produce diferentes nutrientes necesarios para el desarrollo de las plantas.
- 9.- La materia orgánica ayuda en la capacidad amortiguadora de los suelos atenuando los cambios químicos rápidos.
- 10.- Los ácidos orgánicos liberados durante la descomposición de la materia orgánica ayudan a disolver minerales y a hacerlos más accesibles para el desarrollo de las plantas.

11.-El humus (materia orgánica descompuesta) constituye un almacén para los cationes intercambiables y aprovechables: K, Ca, Mg. Temporalmente, el humus también retiene el amonio en forma intercambiable y aprovechable.

#### **4.1.2. DESCOMPOSICIÓN DE LA MATERIA ORGÁNICA.**<sup>9,10</sup>

La M.O. suministra energía y nutrientes para todas las formas de vida en el suelo. La descomposición de la materia orgánica es en primer lugar un proceso biológico que implica a los organismos del suelo. Algunas actividades químicas tales como la hidrólisis y solución y cambios físicos, también ocurren. Las clases de organismos del suelo activos en el proceso de descomposición son gobernados por la naturaleza química de los residuos orgánicos y condiciones del suelo.

Varias condiciones del suelo afectan la descomposición microbiana del material orgánico, el rango óptimo de temperatura es entre 21 y 38 °C . Las temperaturas fuera de este rango retardarán las actividades de los organismos del suelo.

Los organismos del suelo también son afectados por los niveles de humedad. Si una cantidad excesiva de agua está presente en el suelo, la cantidad y clases de los microorganismos benéficos en la descomposición decrecen debido a una aireación deficiente, sin embargo, los organismos de la descomposición prosperan a más bajos niveles de humedad que las plantas superiores.

La mayoría de los organismos del suelo también necesitan N, otros nutrientes, M.O. para su energía y requieren de oxígeno libre. Las condiciones óptimas del suelo tanto para el desarrollo de las plantas como para la mayoría de los microorganismos del suelo son las mismas.

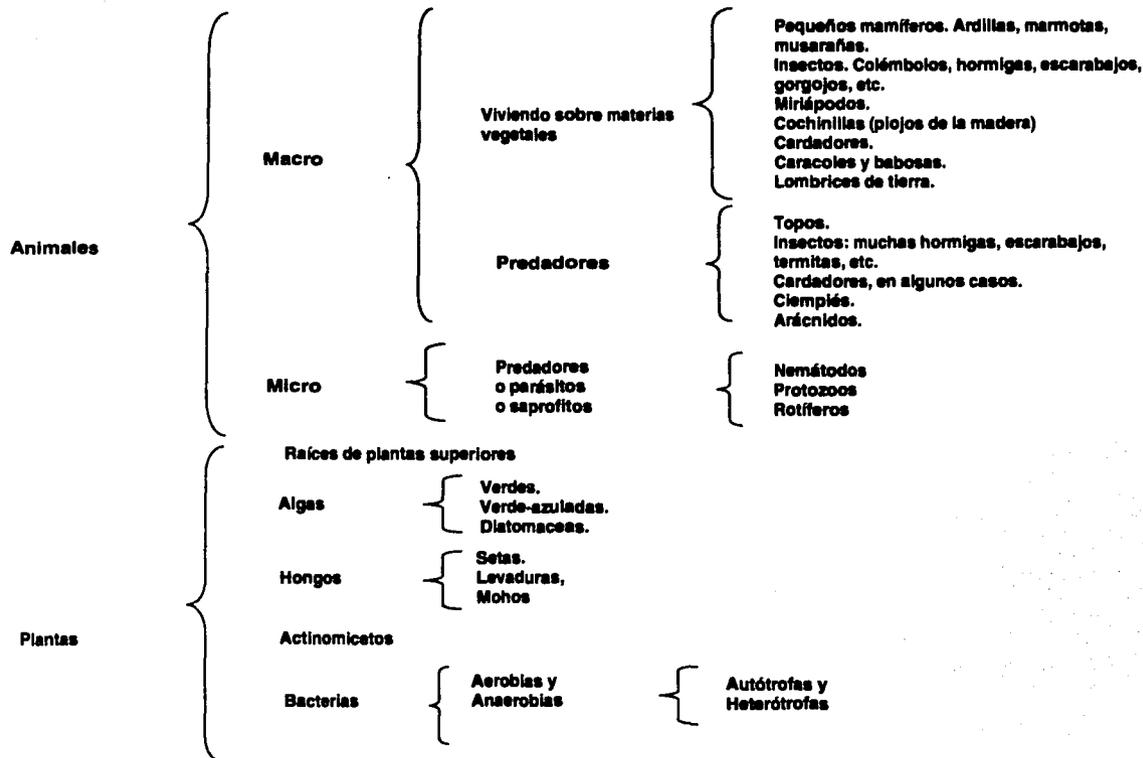
#### **4.2. ORGANISMOS DEL SUELO.**<sup>1,3,6,14</sup>

El suelo es el medio donde se desarrolla la vida de innumerables formas de plantas y animales que varían en tamaño, desde las que necesitan verse en el microscopio a los macroorganismos como las lombrices. A través de una gran variedad de actividades, estos organismos contribuyen a la capacidad productiva del suelo.

Una mejor apreciación de la importancia de los organismos vivientes en el desarrollo y productividad del suelo proviene del conocimiento sobre la naturaleza general de la población del suelo, de las funciones específicas de sus varias formas y de la influencia de los factores del medio ambiente en su supervivencia y actividades.

La población del suelo es predominantemente bacteriana, pero también incluye numerosos grupos de hongos, actinomicetos, protozoos, algas y muchos animales invertebrados pequeños.

Figura 4-1. Grupos más importantes de organismos que comúnmente están presentes en los suelos.



#### 4.2.1. CONSUMIDORES PRIMARIOS Y SECUNDARIOS.<sup>15,17</sup>

Los consumidores primarios son ellos mismos fuente de alimento para los predadores y parásitos que existen en el suelo. Los predadores y algunos parásitos son consumidores secundarios, el grupo incluye pequeñas formas de vida de plantas como bacterias, hongos, algas y líquenes. Ejemplos de carnívoros son ciempiés, los cuales consumen otros animales tales como pequeños insectos, arañas, nemátodos, caracoles y ciertos topos que se alimentan principalmente en lombrices de tierra. Ejemplos de alimentadores microfíticos, los cuales usan la microflora como fuente de alimento, son algunas termitas, nemátodos y protozoarios.

Subiendo en la cadena alimenticia, los consumidores secundarios son presa de otros carnívoros, llamados consumidores terciarios. Por ejemplo, las hormigas consumen ciempiés, arañas, ácaros y escorpiones, los cuales ellos mismos pueden apresar consumidores primarios u otros consumidores secundarios. De nuevo, la microflora está íntimamente involucrada en la descomposición de material orgánico asociado con la fauna.

El número de organismos del suelo es influenciado por muchos factores, incluyendo clima, vegetación y las características físicas o químicas del suelo. Las actividades de grupos específicos de organismos del suelo son identificadas por (a) su número en el suelo, (b) su peso por unidad de volumen o área de suelo (biomasa) y (c) su actividad metabólica (ver tabla 4.1).

Tabla 4.1. Número relativo y biomasa de fauna y flora del suelo encontrada comúnmente en la superficie del suelo \*.

ORGANISMOS	NÚMERO		BIOMASA <sup>®</sup>	
	POR METRO CUADRADO	POR GRAMO	(Kg/HFS)	(lb/AFS)
<b>Microflora</b>				
Bacterias	10 <sup>8</sup> -10 <sup>9</sup>	10 <sup>8</sup> -10 <sup>9</sup>	450-4500	400-4000
Actinomicetos	10 <sup>12</sup> -10 <sup>13</sup>	10 <sup>7</sup> -10 <sup>8</sup>	450-4500	400-4000
Hongos	10 <sup>10</sup> -10 <sup>11</sup>	10 <sup>5</sup> -10 <sup>6</sup>	1120-11200	800-8000
Algas	10 <sup>8</sup> -10 <sup>10</sup>	10 <sup>4</sup> -10 <sup>5</sup>	56-560	50-500
<b>Microfauna</b>				
Protozoarios	10 <sup>8</sup> -10 <sup>10</sup>	10 <sup>4</sup> -10 <sup>5</sup>	17-170	15-150
Nemátodos	10 <sup>6</sup> -10 <sup>7</sup>	10-10 <sup>2</sup>	11-110	10-100
Otra fauna	10 <sup>3</sup> -10 <sup>5</sup>		17-170	15-150
Lombrices de tierra	30-300		110-1100	100-1000

\* Considerados generalmente 15cm de profundidad, pero en algunos casos (p. ej. Lombrices de tierra) es usada una profundidad más grande.

<sup>®</sup> Los valores de biomasa están sobre una base de peso-vida. Peso seco esta cerca de 20-25% de estos valores. HFS= corte de un surco de hectárea, AFS= corte de surco de un suco de acre.

Como puede esperarse, los microorganismos son los más numerosos y tienen la biomasa más alta. Junto con las lombrices de tierra, la microflora también monopoliza la actividad biológica en suelos. Se estima que 60-80 % del metabolismo total del suelo es debido a la microflora.

Los roedores pulverizan, mezclan y granulan el suelo e incorporan materia orgánica dentro los horizontes más altos. Ellos proveen grandes canales a través de los cuales el agua y el aire puede mover libremente.

#### 4.2.2. FUENTES DE CARBONO Y ENERGÍA.<sup>1,2</sup>

Los organismos del suelo pueden ser clasificados sobre la base de su fuente de energía y carbono o como autótrofos y heterótrofos. Los organismos heterótrofos del suelo obtienen su energía y carbono de la descomposición de los materiales del suelo. Ellos incluyen la fauna del suelo, muchas bacterias, los hongos y los actinomicetos. Los autótrofos obtienen su energía de otras fuentes que la descomposición de materiales orgánicos, por ejemplo, de energía solar (fotoautótrofos) y de la oxidación de elementos inorgánicos tales como nitrógeno, azufre y fierro (quimioautótrofos).

#### 4.3. FAUNA EDAFICOLA.<sup>4,5,9,15</sup>

##### 4.3.1. LOMBRICES DE TIERRA.

Las lombrices de tierra son probablemente la fauna edáfica más importantes del suelo, ejemplos de este tipo de organismos son la lumbricus terrestris y la allolobopora caliginosa.

##### 4.3.1.1. INFLUENCIA SOBRE LA FERTILIDAD DEL SUELO Y LA PRODUCTIVIDAD.

Las lombrices de tierra son importantes en muchas formas, especialmente en la región del suelo entre 15-35 cm. Ellas ingieren materia orgánica así como tierra. Como estos materiales pasan a través del cuerpo de la lombriz de tierra, ellos son sujetas a las enzimas digestivas así como a una acción trituradora dentro del animal. La cantidad de suelo que estos organismos hacen pasar por sus cuerpos anualmente puede sobrepasar las 37 toneladas de tierra seca por hectárea cultivada.

Las lombrices son importantes ya que los agujeros dejados en el suelo sirven para aumentar la aireación y el drenaje, llevan a cabo un notable transporte desde las capas inferiores a la superficie. Las lombrices de tierra incrementan el tamaño y la estabilidad de los agregados del suelo. Las lombrices de tierra prefieren un hábitat bien aireado pero húmedo. Por lo tanto ellas se encuentran principalmente en tierras de suelos de textura media donde la capacidad de humedad es alta que en arenas resacas o tierras bajas pobremente drenadas. Las lombrices de tierra deben tener materia orgánica como fuente de alimento. Unas pocas especies son tolerables razonablemente a bajo pH, pero muchas lombrices de tierra crecen también mejor donde el suelo no es ácido. La temperatura del suelo afecta el número de lombrices de tierra y su distribución en el perfil del suelo. Por ejemplo una temperatura de cerca de 10 °C (50 °F) parece óptima para la lumbricus terrestris.

#### **4.3.2. TERMITAS.**

Las termitas u hormigas blancas son las principales contribuyentes al desgaste de materia orgánica en o sobre la superficie de los suelos. Ellas se encuentran cerca de dos terceras partes de las áreas de tierra del mundo, pero son las más predominantes en las praderas (sábanas) y los bosques de áreas tropicales y subtropicales (húmedas y áridas). Las termitas tienen una vida social muy compleja en su panal de barro, el cual sirve esencialmente como ciudad. En la construcción de estas ciudades las termitas transportan suelo de las capas más inferiores hasta arriba del nivel del suelo, de este modo conducen grandes residuos de mezclas de materiales del suelo y plantas que usan como alimento. El efecto de las termitas en la productividad del suelo es generalmente menos benéfico que el de las lombrices de tierra porque el proceso digestivo de las termitas, ayudado por los microorganismos en su intestino, es generalmente más eficiente que aquellas de las lombrices de tierra. Los depósitos de comúnmente tienen un contenido de materia orgánica más bajo que los alrededores de la superficie del suelo sin perturbar.

#### **4.3.3. HORMIGAS.**

Algunas especies de hormigas son conocidas por su habilidad excepcional para romper material leñoso. Algunas hormigas producen montículos visibles, mientras otras tienen nidos subterráneos. Es considerable la pérdida del suelo asociados a los montículos y nidos porque el subsuelo es llevado a la superficie.

### **4.4. MICROFAUNA EDAFÍCOLA.** <sup>1,2,4,5,6,11,13,14,15</sup>

#### **4.4.1. NEMÁTODOS.**

Estos se encuentran en casi todos los suelos, muy frecuentemente en cantidades sorprendentes (ver tabla 4.1). En tamaño, ellos son casi completamente microscópicos, rara vez son lo suficientemente grandes para ser vistos a simple vista. Estos organismos son redondos y de forma aguzada en sus extremos, siendo el caudal puntiagudo.

Se pueden distinguir tres grupos de nemátodos:

1. Los que viven saprofitos sobre materia orgánica en descomposición.
2. Los que son predadores sobre otros nemátodos, pequeñas lombrices y organismos parecidos.
3. Los que son parásitos atacando las raíces de las plantas superiores para pasar al final de su ciclo evolutivo, enquistados en sus tejidos.

#### **4.4.2. PROTOZOOS.**

Los protozoos son probablemente las formas animales más simples de vida y son los más variados y numerosos microanimales en el suelo. Aunque son organismos de una sola célula, son considerablemente más grandes que las bacterias, teniendo un diámetro promedio menor que 5 y mayor que 100  $\mu\text{m}$ . Los protozoos del suelo incluyen amibas, ciliados y flagelados. La presencia de numerosos cilios y flagelos, largos apéndices protoplásmicos parecidos a látigos, es la característica para estas dos últimas subdivisiones. Los protozoos generalmente prosperan mejor en suelos bien aireados y húmedos y son más numerosos en superficies horizontales. Algunos protozoos son predadores de bacterias del suelo y otros microorganismos similares, especialmente en el área que se encuentra alrededor de la raíz de la planta (la rizosfera), por lo que contribuyen el control de la población microbiana.

#### **4.4.3. ROTÍFEROS.**

Prosperan bajo condiciones húmedas, especialmente en tierra pantanosa o encharcada donde su número es mayor. La mayor parte de estos animales tienen un tamaño microscópico. Su parte anterior está modificada en una especie de disco retráctil que lleva unas circunferencias de cilios, los cuáles, al moverse, dan la apariencia de ruedas que giran. Estas pestañas van barriendo los materiales nutritivos flotantes hacia el animal. La parte posterior del rotífero lleva un pie por el cual puede fijarse convenientemente. Es desconocida la importancia de los rotíferos en el suelo pero sus actividades son indudablemente dentro del ciclo de disgregación en especial en áreas húmedas de suelos minerales.

#### **4.5. OTRA MICROBIOTA DEL SUELO<sup>2,3,4,5,6,8,11,12,13,16</sup>**

La vida vegetal del suelo puede ser considerada en los cinco grupos siguientes:

1. Raíces de plantas superiores (región conocida como rizosfera).
2. Algas.
3. Hongos.
4. Actinomicetos.
5. Bacterias.

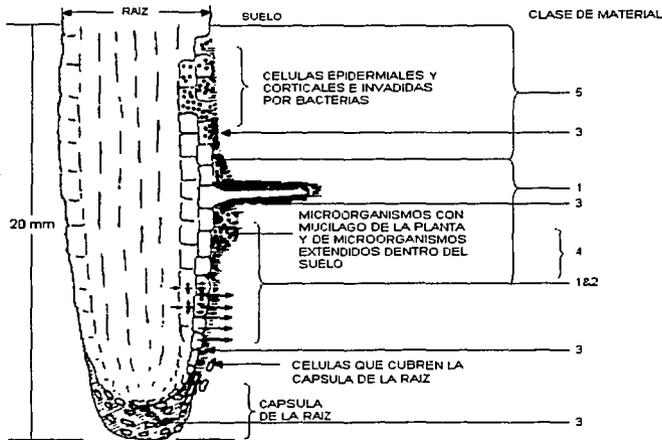
#### **4.5.1. RIZOSFERA.**

Las raíces vivas de las plantas superiores también afectan la nutrición de los microbios del suelo. Las raíces separan los nutrientes solubles de las soluciones del suelo directamente pero también liberan sustancias que influyen en la disponibilidad de nutrientes. Cantidades importantes de compuestos orgánicos son exudados, secretados o de alguna manera liberados en la superficie de las raíces jóvenes (ver fig. 4.2). Los ácidos orgánicos también excretados pueden solubilizar los nutrientes de las plantas. Los aminoácidos y otros compuestos simples que contienen carbono estimulan la microflora en la rizosfera o

zona inmediatamente alrededor de las raíces jóvenes. El número de organismos en la rizósfera puede ser 100 veces mayor que en cualquier lado del suelo.

La superficie de absorción de los vellos de las raíces se extiende dentro de la zona de aumento de la disponibilidad de nutrientes.

Figura 4.2. Diagrama de la raíz del suelo mostrando el origen de los materiales orgánicos en la rizósfera.



- 1.- Exudados simples, los cuales se fugan de las células de las plantas al suelo.
- 2.- Secreciones, compuestos simples liberados por procesos metabólicos.
- 3.- Mucílago de la planta, más compuestos orgánicos originados en las células de la raíz o de la degradación de las bacterias.
- 4.- Mucigel, una capa gelatinosa compuesta de mucílago y partículas del suelo intermezcladas.
- 5.- Lizatos, compuestos liberados a través de la digestión de células por bacterias.

#### 4.5.2. ALGAS DEL SUELO.

Muchas algas son organismos clorofílicos y, como las plantas mayores son capaces de llevar a cabo la fotosíntesis. Para hacer esto, necesitan luz y más frecuentemente se encuentran en la superficie del suelo. Las algas se desarrollan mejor bajo condiciones de humedad.

Las algas del suelo en forma vegetativa son más numerosas en las capas superficiales, especialmente en la débil capa superior de los suelos arables. En los subsuelos, muchas algas están presentes como esporas latentes o quistes o en formas vegetativas que no dependen de la clorofila. El césped parece ser especialmente favorable para las formas verde-azuladas, mientras que en los viejos jardines las diatomeas son frecuentemente numerosas.

Las algas del suelo se dividen en cuatro grupos generales: las azules-verdes, las verdes, las verdes-amarillas y las diatomáceas. Las algas verdes son más evidentes en suelos no inundados, especialmente si el pH es bajo. Los pastizales se ven favorecidos por las formas azules-verdes, aún cuando en los viejos jardines las diatomáceas son frecuentemente más numerosas.

Las algas verdes y azul-verdes son mucho más numerosas que las diatomáceas. Un rango común en la población de las algas es de 1 a 10 billones por metro cuadrado a 15 cm de profundidad (de 10,000 a 100,000 por gramo). La masa de las algas viviente en el suelo se encuentra en el rango de 50 a 600 kg por hectárea.

Las algas azul-verde son especialmente numerosas en suelos de arroz, y cuando tales tierras están inundadas, cantidades apreciables de nitrógeno atmosférico son fijadas o cambiadas a formas combinadas de estos organismos.

### **4.5.3. HONGOS DEL SUELO.**

Al igual que las bacterias y los actinomicetos, los hongos no contienen clorofila y dependen su energía y carbono de la materia orgánica del suelo. La característica superficial que distingue a los hongos es su naturaleza filamentosa y sus formas vegetativas. Sus hebras micelianas pueden ser sencillas y escasas o profusamente ramificadas y de tales dimensiones que atraen nuestra atención. Los organismos fúngicos pueden variar desde simples levaduras microscópicas hasta las setas y hongos tabicados de dimensiones extraordinarias. Su biomasa en los suelos puede generalmente estar en el rango de 1,000 a 10,000 kg por hectárea. Los hongos pueden dividirse en tres grupos: levaduras, mohos y musgos. Solamente las dos últimas son consideradas importantes en suelos, las levaduras son raras en hábitats del suelo.

#### **4.5.3.1. MOHOS.**

Los mohos son hongos claramente filamentosos, macroscópicos o semimacroscópicos y ellos juegan un rol infinitamente más importante en el suelo que los musgos aproximándose o excediendo en algunas veces la influencia de las bacterias. Los mohos pueden desarrollarse vigorosamente en suelos ácidos, básicos o alcalinos, algunos han sido favorecidos antes que sean dañados por disminución del pH. Consecuentemente, los mohos son evidentemente abundantes en suelos de superficies ácidas, donde las bacterias y los actinomicetos ofrecen sólo una leve competición. La tolerancia de los mohos a pH bajos es importante especialmente en la descomposición de los residuos orgánicos de los suelos ácidos de los bosques. Responden especialmente a la aireación del suelo, disminuyendo su número y actividades al retardar el movimiento del aire. Muchos géneros de mohos se encuentran en suelos, cuatro de los más comunes son la penicilina, mucor, fusarium y el aspergillus. Todas las especies comunes existen en muchos suelos, las condiciones determinan cuáles son dominantes. La complejidad de los compuestos orgánicos que han sido atacados parece determinar el moho particular o mohos que prevalecerán.

#### **4.5.3.2. MUSGOS.**

Los musgos se encuentran en bosques y praderas donde hay una amplia humedad y residuos orgánicos. Algunos de estos musgos son comestibles y su producción esta domesticada. Ellos crecen en cuevas y casas especialmente diseñadas, con materiales orgánicos composteados y estiércol proveen su fuente de alimento. El cuerpo frutoso de muchos musgos es solamente una pequeña parte del total del organismo.

#### **4.5.3.3. ACTIVIDADES DE LOS HONGOS.**

En su habilidad para descomponer residuos orgánicos, los hongos son los más versátiles y quizás los más persistentes de cualquier grupo. La celulosa, almidón, gomas y lignina así como también las proteínas más fácilmente afectadas y los azúcares, sucumben al ataque de los hongos. En la afectación del proceso de la formación del humus y la estabilización de agregados, los mohos son más importantes que las bacterias. Ellos son especialmente activos en suelos ácidos de bosques pero juegan un rol significativo en todos los suelos.

Además los hongos trabajan más económicamente que las bacterias porque transforman en sus tejidos una gran proporción de carbono y nitrógeno de los compuestos atacados y ceden, como productos secundarios, menos  $\text{CO}_2$  y  $\text{NH}_4^+$ . Alrededor del 50 % de sustancias descompuestas por los mohos pueden transformarse en tejido fúngico.

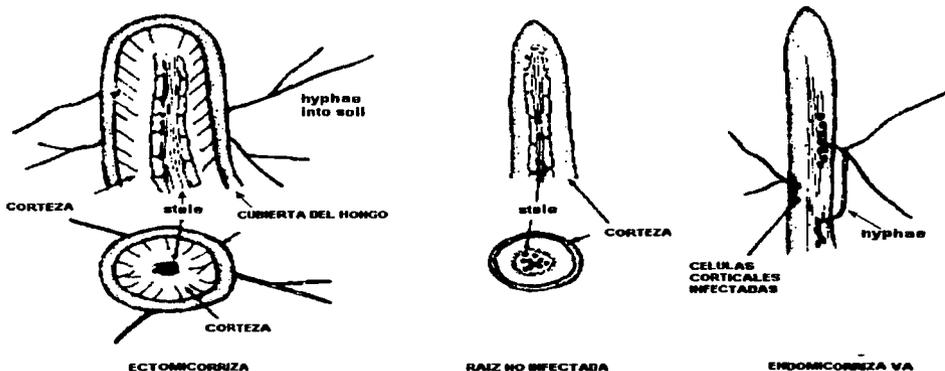
#### 4.5.3.4. MICORRIZAS.

Una asociación de beneficio mutuo económicamente importante (simbiótica) entre numeroso hongos y raíces de plantas superiores es denominada micorriza, el cual significa "raíz de hongos". La asociación es de gran importancia práctica, porque aumenta marcadamente la disponibilidad de las plantas de algunos nutrientes esenciales, especialmente en suelos no fértiles, aparentemente la asociación simbiótica provee de azúcares a los hongos y otros exudados orgánicos para usarse como alimento. De regreso, los hongos proveen un aumento de disponibilidad de algunos nutrientes esenciales, incluyendo fósforo, zinc, cobre, calcio, magnesio, manganeso y hierro. Hay dos tipos de asociaciones de micorrizas de considerable importancia práctica, la ectomicorriza y la endomicorriza (fig. 4.3). El grupo ectomicorriza incluye cientos de diferentes especies de hongos asociadas primeramente con árboles, tal como pinos, abedules, cicutas, hayas, robles y abetos. Estos hongos, estimulados por exudados de la raíz, cubren la superficie de alimentación de las raíces con una capa de hongo. La hifa del hongo penetra las raíces y se desarrolla en los alrededores de las células de la corteza, pero no las penetra.

El grupo endomicorriza, de los cuales los más importantes son llamados micorriza vesicular arbuscular (VA), penetra las paredes de las células de las raíces y forma montones dentro de las células.

Las células corticales de los muros de las raíces son huéspedes de plantas que penetran por la hifa de la micorriza VA. Dentro de las células de la planta altamente ramificada, pequeñas estructuras conocidas como arbusculos son formadas por el hongo. Estas estructuras son consideradas para ser sitios de transferencia de nutrientes minerales del hongo al huésped de la planta. Otras estructuras llamadas vesículas, sirven como órganos de almacenamiento para los nutrientes de la planta y otros productos.

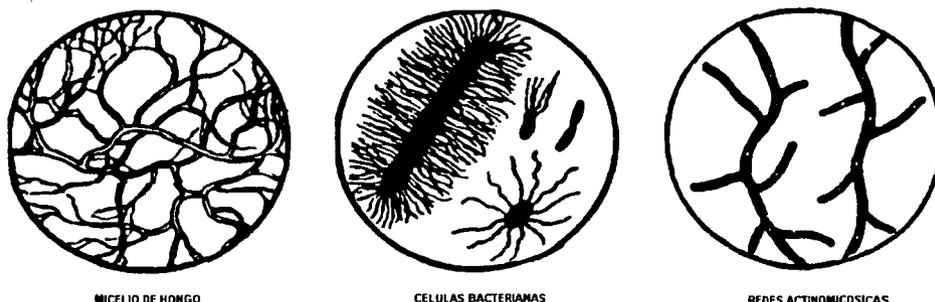
Figura 4.3. Principales tipos de Micorrizas



#### 4.5.4. ACTINOMICETOS DEL SUELO.

Los actinomicetos son filamentosos, frecuentemente profusamente ramificados. Sus micelas fibrosas son pequeñas como las que tienen los hongos. Los actinomicetos son similares a las bacterias en cuanto a que son unicelulares y son del mismo diámetro. Ellos se abren en esporas semejantes a las bacterias. Aunque históricamente ellos han sido clasificados como hongos, los actinomicetos como las bacterias, no tienen membrana nuclear, consecuentemente, ellos han sido nombrados como bacterias filamentosas (fig. 4.4).

Figura 4.4. Microorganismos vegetales más importantes del suelo.



Los actinomicetos se desarrollan mejor en ambientes húmedos y en suelos bien aireados. Sin embargo, en tiempos de sequía ellos permanecen activos, en un grado que no es usual en las bacterias y en los hongos. Los actinomicetos son generalmente sensibles a condiciones ácidas del suelo, su óptimo desarrollo ocurre a valores de pH entre 6 y 7.5. Estos organismos son numerosos en suelos ricos en humus, tales como praderas o pastizales donde la acidez no sea demasiado elevada. La capacidad de los actinomicetos de simplificar el humus es importante, especialmente respecto al nitrógeno. Considerables cantidades de este elemento parecen estar relacionadas con formas húmicas complejas y pueden quedar sin asimilar por las plantas superiores. Los actinomicetos parecen tener la desusada actividad volver a ponerlas de nuevo en circulación, juntos con los mohos y las bacterias, como agentes fertilizantes en el suelo cultivable.

#### 4.5.5. BACTERIAS DEL SUELO.<sup>19</sup>

##### 4.5.5.1. CARACTERÍSTICAS.

Las bacterias son organismos unicelulares, una de las formas más simples y pequeñas. Su habilidad para incrementar rápidamente su número es extremadamente importante en los suelos. Se multiplican alargándose y dividiéndose en dos partes. Por esto, se llaman a veces hongos fisionados. El proceso es sorprendentemente rápido bajo condiciones favorables. Su capacidad para la reproducción rápida permite ajustar sus actividades rápidamente en respuesta a los cambios en el ambiente.

Las bacterias son muy pequeñas, los individuos más largos no exceden más de 4 a 5 micrómetros (0.004 a 0.005mm) de largo, mientras que las menores se acercan en tamaño al tipo de medio de partículas de arcilla.

Muchas bacterias del suelo están provistas de pelos vibrátiles extremadamente delicados llamados flagelos, que facultan en ocasiones al organismo a nadar a través del agua del suelo. Este movimiento ocurre rara vez pues los cilios están detenidos por superficies viscosas de la masa coloide del suelo imbibidas en sus cubiertas gelatinosas.

La forma de las bacterias varía desde aquellas redondas, en espiral y alargadas. En el suelo, los organismos alargados son los que predominan. A causa de su tamaño minúsculo y composición química, las bacterias, al igual que otros microorganismos del suelo, son coloidales en cuanto a la membrana y contenido celular se refiere.

La estructura de las células bacterianas consiste de citoplasma, el cual contiene una suspensión coloidal de proteínas, carbohidratos y otros componentes orgánicos complejos. También contiene el ácido ribonucleico (RNA), cuyo papel principal es la síntesis de proteínas y el material genético formado por ácido desoxirribonucleico (DNA). El DNA contiene toda la información necesaria para la reproducción de componentes celulares, a partir de los cuales se distinguen las capacidades metabólicas.

Después de examinar un gran número de especies bacterianas se ha demostrado que el 80% de su contenido es agua, y el 20% es material seco del cual el 90% es orgánico y el 10% restante es inorgánico.

Los valores típicos de la composición bacteriana de la fracción orgánica son  $C_5H_7O_2N$ . Como se puede ver el 53% del peso de la fracción orgánica es carbono. La fórmula es  $C_{60}H_{87}O_{23}N_{12}P$  se puede usar cuando se considera el fósforo.

Los componentes de la porción inorgánica incluyen  $P_2O_5$  (50%);  $SO_3$  (15%);  $Na_2O$  (11%);  $CaO$  (9%);  $MgO$  (8%),  $K_2O$  (6%) y  $Fe_2O_3$  (1%). Como todos estos elementos y compuestos provienen del micro ambiente, la deficiencia de uno de ellos pueden limitar el crecimiento y actividad metabólica.

Se ha observado que la velocidad de crecimiento se aumenta al doble por cada aumento de  $10^\circ C$  en la temperatura hasta que se alcanza la temperatura óptima, posteriormente ocurre una desnaturalización de las enzimas y consecuentemente la muerte celular. Según el intervalo de temperatura donde se desarrollan mejor, las bacterias se clasifican como psicófilas. (donde la temperatura óptima va de los 5 a los  $15^\circ C$ ), mesófilas (temperatura va de los 25 a los  $40^\circ C$ ) y termófilas (su temperatura óptima va de los 40 a los  $60^\circ C$ ).

En general, la mayor población radica en los horizontes superficiales, según las condiciones de temperatura, humedad, aireación y alimento, que sean o no favorables.

En el suelo, las bacterias aparecen como esferas, masas amorfas o filamentosas, llamadas colonias, sobre o alrededor de las partículas del suelo, dondequiera que el alimento y otras condiciones sean favorables. La mezcla de aspecto de jalea, de materia coloide mineral y orgánica es, casi siempre, un medio ideal para su desarrollo.

Mientras las fuerzas naturales tienden a distribuir los organismos a través del suelo, muchas colonias se agrandan, viven y mueren más o menos fuera de situación primitiva. Su existencia depende de las condiciones del suelo, particularmente de la abundancia de alimentos. Así, hay una fluctuación constante de y rápida: multiplicación y muerte, casi siempre por inanición.

#### **4.5.5.2. FUENTES DE ENERGÍA.**

Las bacterias del suelo son autótrofas o heterótrofas. Las autótrofas obtienen su energía de la oxidación de substancias inorgánicas como el amonio, sulfuros y hierro y mucho de su carbono proviene del dióxido de carbono. No son muy numerosas pero juegan un papel importante para controlar la disponibilidad de nutrientes en las plantas mayores.

Muchas de las bacterias del suelo son heterótrofas, es decir, su energía y su carbono proviene de la materia orgánica. Las bacterias heterótrofas, junto con los hongos y los actinomicetos, se encargan de descomponer la materia orgánica en los suelos.

#### **4.5.5.3. IMPORTANCIA DE LAS BACTERIAS.**

Las bacterias como un grupo, casi sin excepción, participan activamente en todas las transacciones orgánicas vitales si un suelo esta soportando plantas superiores. Las bacterias mantienen monopolios en algunas transformaciones enzimáticas. Por ejemplo, bacterias autótrofas diferentes tienen la habilidad de oxidar (o reducir) elementos químicos seleccionados en el suelo, de este modo, a través de la oxidación del nitrógeno (nitrificación), las bacterias seleccionadas oxidan compuestos de amonio a la forma nitrito, y otras lo transforman a nitrato. Porque el nitrato es la forma preferencial absorbida por muchas plantas, esta oxidación tiene implicación en la nutrición de las plantas.

Otras bacterias son responsables de la oxidación de azufre, la cual produce iones sulfato que pueden ser tomados realmente por las plantas. También la oxidación y reducción bacterial de iones inorgánicos tal como hierro y manganeso, no solamente influye en la capacidad de estos compuestos, pero también ayuda a determinar el color de los suelos.

Un segundo proceso crítico que depende grandemente sobre la fijación de nitrógeno de las bacterias, la combinación bioquímica de nitrógeno atmosférico con hidrógeno para formar amoniaco el cual es entonces incorporado dentro de compuestos orgánicos de nitrógeno usados por las plantas superiores.

#### **4.5.5.4. CONDICIONES QUE AFECTAN EL CRECIMIENTO DE LAS BACTERIAS.**

Entre las más importantes están los suministros de oxígeno y la humedad, temperatura, la cantidad y naturaleza de la materia orgánica del suelo, el pH y la cantidad de calcio intercambiable presente. Estos efectos son ampliamente discutidos abajo:

##### **1. Requerimientos de oxígeno.**

Algunas bacterias usan demasiado oxígeno gaseoso (aerobias).

Otras bacterias usan demasiado oxígeno combinado (anaerobias).

Algunas bacterias usan ya sea oxígeno libre o combinado (facultativas).

Los tres tipos anteriormente mencionados funcionan simultáneamente en el suelo.

##### **2. Relaciones de humedad.**

El nivel óptimo de humedad para plantas superiores (potencial de humedad  $-0.01$  a  $-1$  bar) es usualmente mayor para muchas bacterias.

El contenido de humedad afecta el suministro de oxígeno.

##### **3. Rango de temperatura adecuado.**

La actividad bacteriana generalmente es mayor en  $20$  a  $40^{\circ}\text{C}$  (cerca de  $70$  a  $100^{\circ}\text{F}$ ).

Las temperaturas elevadas ordinarias del suelo rara vez matan bacterias y a menudo solamente suprimen temporalmente la actividad.

4. **Requerimientos de materia orgánica.**

La materia orgánica es usada como una fuente de energía por la mayoría de las bacterias (heterótrofas).

Las bacterias autótrofas no requieren materia orgánica como una fuente de energía.

5. **Relación entre calcio intercambiable y pH.**

Altos valores de concentración de calcio y valores de pH de 6 a 8 son generalmente mejores para las bacterias.

Los valores de calcio y de pH determinan las bacterias específicas presentes.

Ciertas bacterias funcionan a pH muy bajos (<3.0) y un poco a valores de pH altos.

El calcio intercambiable rara vez es más importante que el pH.

## **BIBLIOGRAFIA.**

- 1.- Atlas, R. M., Bartha, R. 1987, *Microbial Ecology: Fundamentals and Applications*, Benjamin / Publishing Company, Menlo Park, CA.
- 2.- Baker, Katherine H., Herson, Diane S. 1994, *Bioremediation*, McGraw-Hill, Inc.,
- 3.- Boulding, J. R. 1995, *Practical Handbook of Soil, Vadose Zone and Groundwater Contamination, Assessment, prevention and Remediation*, CRC Press Inc., Boca Raton, Fl.
- 4.- Brady, Nyle C., Weil Ray R. 2001, *The Nature and Properties of Soils*, 13th edition, Prentice Hall, Portland, Or
- 5.- Brady, Nyle C., Weil, Ray R. 1999, *Elements of the Nature and Property of Soils*, Prentice Hall.
- 6.- Brock, T. D., Madigan, M. T. 1991, *Biology of Microorganisms*, 6th ed., Prentice-Hall, Englewood Cliff, NJ.
- 7.- Buckman, H. O. 1991, *Naturaleza y Propiedades de Suelos*, Ed. Limusa, México, D.F.
- 8.- Eweis, Juana B., Ergas, Sarina J., Chang, Daniel P., Schoeder, Edward D. 1998, *Bioremediation Principles*, McGraw-Hill.
- 9.- Finkl, C. 2001, *Encyclopedia of Soil Science and Technology*, Kluwer Academic Publishers.
- 10.- Lavelle, P., Spain, A. V. 2001, *Soil Ecology*, Kluwer Academic Publishers.
- 11.- Paul, Eldor Alvin, Clark, F.E. 1996, *Soil Microbiology and Biochemistry*, 2nd edition Academic Pr
- 12.- Pinton, Roberto, Varanini, Zeno, Nannipieni, Paolo 2001, *The Rhizosphere: Biochemistry and Organic Substances at the Soil-Plant Interface (Books in Soils, Plants, and the Environment)*, Book News, Inc., Portland, OR
- 13.- Prescott, L. M., Harley, J. P., Klein D. A. 1990, *Microbiology*, Wm. C. Brown and Company, Inc., Dubuque, Iowa.
- 14.- Singer, Michael J., Munns, Donald N *Soils: An Introduction* 2001, 5th edition Prentice Hall.
- 15.- Singer, Michael J., Munns, Donald N. 1998, *Soils: An Introduction*, 4 edition, Prentice Hall.
- 16.- Stainer, R. Y., Ingraham, J. L., Wheelis, M. L., Painter, P. R. 1986, *The Microbial World*, 5<sup>th</sup> ed., Prentice-Hall, Englewood Cliff, NJ.
- 17.- Sumner, M. E. 1999, *Handbook of Soil Science*, 1 edition, CRC Press, Portland, OR
- 18.- Sylvia, D.M., Fuhrmann, Jeffrey J., Hartel, Peter G., Zuberer, David 1997, *Principles and Applications of Soil Microbiology*, Prentice Hall;
- 19.- Tate, Robert L. 2000, *Soil Microbiology*, 2 edition, John Wiley & Sons;

## **5.0. ECOLOGÍA MICROBIANA.**

### **5.1. INTERACCIONES ENTRE POBLACIONES MICROBIANAS.**<sup>1,8,10,13,15,17,18,20,21,28</sup>

Bajo condiciones naturales un microorganismo rara vez existe aisladamente. En un hábitat natural, coexisten numerosas poblaciones con características diferentes, interactuando unas con otras para formar un consorcio microbiano, el cual está estructurado de tal manera que cada población contribuye a su mantenimiento. Existen interacciones positivas y negativas, ambas ocurren entre individuos dentro de una sola población microbiana y entre las poblaciones de un consorcio. Las interacciones entre poblaciones microbianas pueden ser reconocidas como interacciones negativas (competencia y amensalismo); positivas (comensalismo, sinergismo y mutualismo); o interacciones que son positivas para una pero negativas para otra (parasitismo y predación). Además también se maneja el concepto de neutralismo que implica carencia de interacciones entre dos poblaciones microbianas. El neutralismo ocurre en poblaciones con capacidades metabólicas extremadamente diferentes y que están espacialmente distantes una de otra.

#### **5.1.1. INTERACCIONES NEGATIVAS.**

Las interacciones negativas se dan cuando todos los miembros de una población microbiana utilizan los mismos sustratos y ocupan el mismo nicho ecológico. Se sabe que las poblaciones interactúan como un mecanismo de retroalimentación o autorregulación que limita las densidades de población, esto beneficia a las especies porque previene la sobrepoblación.

##### **5.1.1.1. COMPETENCIA.**

La competencia, una relación negativa entre dos poblaciones que se ven adversamente afectadas con respecto a su supervivencia y crecimiento. La competencia ocurre cuando dos poblaciones utilizan el mismo espacio o nutrientes. Fuentes aprovechables de carbono, nitrógeno, fósforo, oxígeno, factores de crecimiento, agua, son motivo por los que las poblaciones microbianas pueden competir. El desarrollo de poblaciones dominantes representa un caso de competencia. Los parámetros abióticos como la temperatura, pH y oxígeno, influyen grandemente en la velocidad de crecimiento de poblaciones microbianas. La ventaja competitiva no solamente está basada en la capacidad para utilizar un sustrato mas rápidamente, la tolerancia a un estrés ambiental también puede ser un importante factor que determine la competencia entre poblaciones microbianas.

##### **5.1.1.2. AMENSALISMO (ANTAGONISMO).**

Cuando una población microbiana produce una sustancia que es inhibitoria para otra población, la relación es llamada amensalismo. La primera población puede no ser afectada por la sustancia inhibitoria o puede ganar una etapa competitiva que es benéfica. Hay casos de amensalismo complejo entre poblaciones en hábitats naturales, como los factores virulentos en agua de mar y los fungicidas en suelo. Algunos microorganismos producen antibióticos, que en bajas concentraciones, matan o inhiben el crecimiento de otros microorganismos. La producción de antibióticos probablemente tiene una función

significativa en el establecimiento de relaciones amensales dentro de microambientes y bajo ciertas condiciones ambientales. La producción de antibióticos puede ayudar a la colonización inicial de un sustrato, después de lo cual el antibiótico puede ya no ser requerido.

### **5.1.2. INTERACCIONES POSITIVAS.**

Las interacciones positivas dentro de una población están dadas por cooperación. Las interacciones cooperativistas dentro de poblaciones son particularmente importantes cuando existen sustratos insolubles o difícilmente degradables. El cooperativismo funciona también como un mecanismo de defensa contra factores ambientales hostiles. El intercambio genético es otro tipo de interacción cooperativista. La resistencia a antibióticos y metales pesados, y la capacidad para utilizar sustratos orgánicos poco comunes son algunas veces transmitidos a otros miembros de una población. Este fenómeno permite que la adaptación genética que ha surgido en un individuo se disemine a través de toda la población.

#### **5.1.2.1. COMENSALISMO.**

En una relación comensal una población se beneficia mientras que la otra permanece si ser afectada. El comensalismo en ocasiones resulta cuando la población no afectada, modifica el hábitat de tal forma que otra población se beneficia porque el hábitat modificado es más satisfactorio para sus necesidades. Las bases para que se lleven a cabo relaciones comensales entre poblaciones microbianas son: La producción de factores de crecimiento; la transformación de compuestos insolubles a solubles y la conversión de estos a su forma gaseosa, ya que el cambio de estado de sólido a líquido y de líquido a gas moviliza compuestos hasta otros hábitats que benefician a otras poblaciones. Los productos de la degradación de moléculas orgánicas por una población, constituyen un sustrato para otra población; la remoción o neutralización de materiales tóxicos son otro ejemplo de comensalismo.

#### **5.1.2.2. SINERGISMO (PROTOCOOPERACIÓN).**

El término sinergismo es aplicado a la interacción entre dos o más poblaciones que provee mutuamente de sus necesidades nutricionales. Una relación de sinergismo entre dos poblaciones microbianas indica que ambas se benefician de la relación, pero a diferencia del mutualismo, la relación no es obligatoria. Ambas poblaciones son capaces de sobrevivir en su ambiente natural por su cuenta, aunque, cuando se forma inicialmente, la asociación ofrece algunas ventajas mutuas.

El sinergismo permite a las poblaciones microbianas realizar actividades como la síntesis de un producto que ninguna de las poblaciones puede realizar sola. Las actividades sinérgicas de dos poblaciones microbianas pueden permitir completar un camino metabólico que de otra forma no podría completarse.

Las relaciones sinérgicas están basadas en la capacidad de una población de proveer de factores de crecimiento para otra población; la capacidad de una segunda población para acelerar la velocidad de crecimiento de la primera población; la remoción de factores tóxicos y la producción de manera simultánea de sustratos utilizables. Algunas relaciones sinérgicas permiten a los microorganismos producir enzimas que no son producidas por una u otra población sola.

### **5.1.2.3. MUTUALISMO (SIMBIOSIS).**

Las relaciones mutualistas entre poblaciones pueden ser consideradas como sinergismo extendido. El mutualismo, en ocasiones llamado simbiosis, es una relación obligatoria entre dos poblaciones que se benefician mutuamente. A relación mutualista requiere una proximidad física; es altamente específica y un miembro de la asociación no puede ser reemplazado por otra especie relacionada. El mutualismo permite a los organismos existir en hábitats que no podrían ser ocupados por ninguna de las poblaciones solas. Esto no excluye la posibilidad de que las poblaciones puedan existir separadamente en otros hábitats. Las actividades metabólicas y tolerancias fisiológica de las poblaciones involucradas en la relación son normalmente muy diferentes de las de cada una de las poblaciones por sí mismas. El mutualismo permite a los microorganismos actuar como si fueran un organismo único con una sola identidad.

### **5.1.3. INTERACCIONES DISPAREJAS.**

#### **5.1.3.1. PARASITISMO.**

En una relación de parasitismo, la población que se beneficia, el parásito, normalmente satisface sus requerimientos nutricionales de la población que es dañada, el huésped. La relación parásito-hospedero está caracterizada por un periodo relativamente largo de contacto, el cual puede ser directo, físico o metabólico. Usualmente, pero no siempre, el parásito es más pequeño que el hospedero. Algunos parásitos permanecen fuera de las células de la población hospederas y son llamados ectoparásitos; otros penetran en la célula hospedera y son llamados endoparásitos.

Normalmente, la relación parásito-hospedero es muy específica. Los hábitats disponibles para poblaciones de parásitos obligados están limitados por los huéspedes disponibles. En algunos casos, la especificidad del hospedero depende de las propiedades superficiales del organismo que permite la adhesión física del parásito a la célula.

Las interacciones de parasitismo proveen un mecanismo de control poblacional. Debido a que la intensidad del parasitismo es dependiente de la densidad de población, los parásitos pueden solamente tener éxito tanto como sea la abundancia de la población hospedera. El parasitismo conduce a una reducción de la densidad de población hospedera que permite la acumulación y renovación de recursos utilizados por el hospedero. Cuando la población hospedera decrece, los recursos aprovechables para los parásitos también disminuyen, conduciendo a un decremento en la población parásita.

#### **5.1.3.2. PREDACIÓN.**

La predación ocurre típicamente cuando un organismo, el predador, engulle y digiere a otro organismo, la presa. Normalmente, las relaciones predador-presa son de corta duración y el predador es más grande que la presa.

Algunas consideraciones de la relación predador-presa predicen que las interacciones de especies predatora y presa conducen a fluctuaciones cíclicas regulares de las dos poblaciones. En cada ciclo, como la población presa se incrementa, la población predador continúa, hasta alcanzarla y contrarrestarla, produciendo un decremento en la presa. La población predatora entonces continúa con el decremento de la presa surgiendo un descenso hasta que la población predatora alcanza niveles tan bajos que la población presa empieza, a incrementarse otra vez, con lo cual el predador continúa otra

vez su ascenso se asume que el ambiente es constante, la amplitud del ciclo está determinado por la densidad poblacional inicial y permanece igual. Teóricamente, tales poblaciones predador-presa pueden continuar siempre con su ciclo. Aunque la predación destruye individuos, la población presa común toda puede beneficiarse del reciclaje acelerado de nutrientes. La presión moderada de predación mantiene a la población presa en un estado dinámico de crecimiento, que evita el agotamiento de la capacidad de carga de su ambiente.

Es importante reconocer que la interacción natural entre predador-presa es una relación adaptativa. Hay un control entre la reoalimentación negativa que regula el tamaño poblacional de ambos. Si alguna de las dos poblaciones fuera completamente eliminada, la otra población puede ser afectada severamente. No todas estas interacciones ocurren en el suelo, sin embargo, en cuerpos de agua donde la presencia de luz que es la fuente de energía de organismos fotótrofos, la diversidad microbiana aumenta y por lo tanto es común que las interacciones se den con más frecuencia.

## 5.2. PROCESOS MICROBIANOS EN EL SUELO.<sup>16,22</sup>

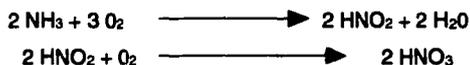
Una actividad primordial de los microorganismos del suelo es la mineralización de la materia orgánica. La mineralización es el desdoblamiento de los materiales orgánicos en elementos más simples o compuestos a través de las actividades de varios organismos. Las bacterias, hongos y actinomicetos son los más importantes. Varias transformaciones como la hidrólisis y oxidación son producidas por medio de enzimas. Los cambios físicos y químicos a que están sujetos los materiales orgánicos cuando cambian a compuestos simples por los microorganismos llevan el nombre de descomposición. Cuando se agrega un material orgánico a los suelos en condiciones aerobias los almidones, azúcares, lignina, celulosa, ácidos orgánicos y aceites son descompuestos por microorganismos y se forman varios compuestos intermedios más simples. El C, H y O en los residuos orgánicos son finalmente asociados formando CO<sub>2</sub> y H<sub>2</sub>O; el P se combina con el O para formar H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub> y el S con el O para formar H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>. Los constituyentes minerales forman varias clases de sales.

La descomposición anaerobia es producida por muy diferentes clases de organismos. La velocidad de descomposición es mucho más lenta y los cambios químicos son menos completos.

**Amonificación.-** Es la formación de NH<sub>3</sub> por los organismos del suelo como producto de la descomposición de compuestos orgánicos nitrogenados. La proporción de amonificación y cantidad de NH<sub>3</sub> producido dependen de las condiciones del suelo de la naturaleza, de la M.O. y de la naturaleza de la población microbiana.

**Nitrificación.-** Es la conversión de N-NH<sub>3</sub> a N-NO<sub>3</sub>. La conversión es conducida por dos tipos específicos de bacterias, referidas como nitrificantes que son más activas en suelos ricos en M.O.

La conversión biológica del N-NH<sub>3</sub> a N-NO<sub>3</sub> incluye dos procesos distintos, según las reacciones siguientes



En la primera reacción intervienen la Nitrosomonas y los Nitrosococcus y en la segunda el Nitrobacter. Estas reacciones muestran que el cambio es un proceso de oxidación.

**Oxidación del azufre.-** Los materiales orgánicos comúnmente agregados a los suelos tienen compuestos de S. El azufre es liberado de su combinación orgánica y eventualmente aparece en forma inorgánica, usualmente como H<sub>2</sub>S y quizá como S libre. Estos productos inorgánicos son oxidados por bacterias específicas a H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> y H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>.

**Oxidación y reducción del Fe y Mn.-** Grupos específicos de organismos intervienen en la oxidación del Fe y Mn.

### **5.3. ASPECTOS FUNDAMENTALES DE MICROBIOLOGÍA Y BIOQUÍMICA MICROBIANA.** <sup>1,2,3,6,8,10,12</sup>

Un gran número de compuestos orgánicos contaminantes de suelos pueden ser degradados biológicamente. De ahí la necesidad de conocer las características de cada proceso biológico para evaluar la posibilidad de llevarlo a la práctica y controlarlo eficazmente.

Dentro de los aspectos que deben ser estudiados están el metabolismo microbiano, los microorganismos responsables de la degradación de los compuestos, así como los factores que determinan el crecimiento y la cinética de degradación en el ambiente del suelo.

La degradación de los materiales orgánicos en un ambiente natural es primero mediante dos grupos de microorganismos: bacterias y hongos. Las bacterias representan un grupo bastante extenso de organismos procarióticos con distribución a través de la biosfera. Las bacterias se encuentran en todos los ambientes que contienen organismos vivos. Las bacterias tienen muchas características que les permiten ser un exitoso grupo de microorganismos. Estas características – rápido crecimiento y metabolismo, información genética, y la habilidad de ajustarse rápidamente a las variaciones en el medio ambiente – son también los factores que hacen a los microorganismos muy útiles en la bioremediación.

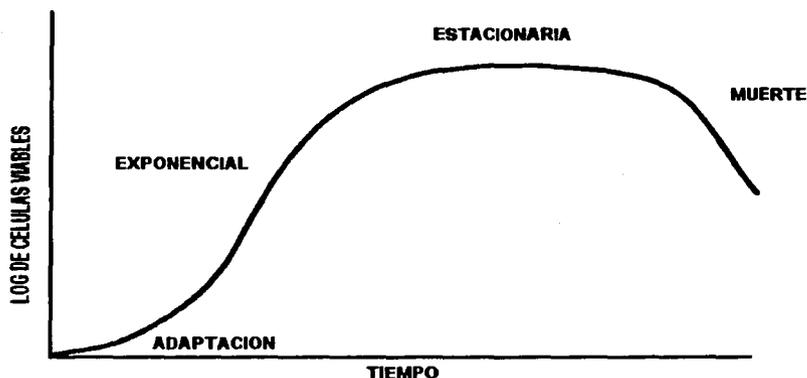
#### **5.3.1. CRECIMIENTO MICROBIANO Y METABOLISMO.** <sup>2,4,14,15,16,19,23,26</sup>

Como se mencionó antes, las bacterias se pueden reproducir por fisión binaria, sexualmente y por gemación. En general, para hablar de crecimiento microbiano se entiende que de cada célula se obtienen dos nuevos organismos. El tiempo necesario para que cada división proceda se llama tiempo de duplicación o de generación y puede ser de días o minutos.

El modelo de crecimiento microbiano, cuya aplicación se ha generalizado en cultivo en lote, tiene cuatro fases distintas (figura 5.1):

1. Fase lag o de adaptación. Los microorganismos presentes al inicio del proceso requieren un tiempo para adaptarse a las condiciones microambientales. Aumentan su tamaño y entonces comienzan a reproducirse. El tamaño de la fase lag dependerá de las condiciones de crecimiento anteriores a la población bacteriana y al tamaño del inóculo inicial.
2. Fase de crecimiento exponencial. Durante este período las células se dividen en velocidades determinadas por su tiempo de generación y su capacidad para metabolizar los nutrientes. Cuando el número de microbios se incrementa, se terminan los nutrientes disponibles o la acumulación de productos inhibidores detiene la velocidad del crecimiento y entra en la fase estacionaria.
3. Fase estacionaria. La población deja de dividirse debido a la limitación de nutrientes.
4. Fase de muerte o de respiración endógena. Durante esta fase, la velocidad de muerte de bacterias es mayor a la de generación de nuevas células. Se inicia la respiración endógena, en la que los microorganismos empiezan a metabolizar su propio protoplasma, este fenómeno es conocido como lisis.

Figura 5.1. Curva de crecimiento bacteriano del modelo exponencial.



La biodegradación de compuestos orgánicos en el suelo ocurren con la presencia de poblaciones mixtas y complejas, donde cada uno de los microorganismos tiene su propia curva de crecimiento. El perfil de cada grupo con respecto al tiempo depende de la disponibilidad de nutrientes, de las condiciones ambientales como temperatura y pH, y del tipo de metabolismo empleado. Sin embargo, es mejor explicar el proceso si se habla de consorcios microbianos que se desarrollan en un sistema multisubstrato y que las diferentes poblaciones interactúan entre sí.

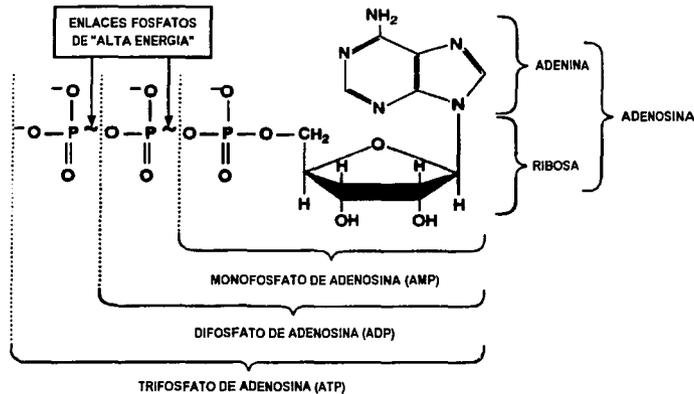
El término metabolismo se refiere a la suma total de las reacciones bioquímicas que ocurren en las células de los seres vivos. Las reacciones bioquímicas en el metabolismo son ya sea liberando energía (exergónicas) o consumiendo energía (endergónicas). Las reacciones exergónicas resultan en la producción de la energía necesaria para soportar los procesos celulares. Son llamadas a menudo "espontáneas" porque, dadas las condiciones adecuadas, pueden ser sostenidas sin la adición de energía externa. La actividad endergónica resulta en la biosíntesis de los componentes celulares y la biomasa microbiana. Estas reacciones no son espontáneas y requieren un suministro de energía de las reacciones exergónicas para poder ocurrir.

Los organismos rompen los compuestos orgánicos a carbono y energía a través de una serie compleja de reacciones óxido-reducción llamadas catabólicas. En este proceso, los electrones son removidos y añadidos a través del transcurso de las reacciones. La energía liberada de estas reacciones es conservada en la forma de cadenas de fosfatos de alta energía de ATP para usarlas en reacciones biosintéticas que dan energía.

El trifosfato de adenosina (ATP) (figura 5. 2) es el compuesto fosfatado de alta energía dominante en las células. El ATP es un miembro de la familia de compuestos denominados *nucleótidos*. Los Nucleótidos contienen una base nitrogenada que puede ser un derivado de la purina o de la pirimidina, un azúcar de 5 átomos de carbono y uno o más grupos de fosfato. Así el ATP contiene adenina, el 6-amino derivado de la purina, el azúcar de 5 átomos de carbono D-ribosa, que está unido a la adenina a través de un enlace de éster en la posición 5 de la ribosa. En esencia, la función global del sistema ATP-ADP es actuar como intermediario entre los compuestos fosfato que tienen un elevado potencial de transferencia de grupo fosfato y otros compuestos que poseen un bajo potencial de transferencia de grupo, haciendo posible la transferencia de grupos de los primeros a los últimos. En resumen, el ADP sirve como aceptor, enzimáticamente específico, de grupos fosfatos procedentes de los fosfatos celulares de potencial elevado.

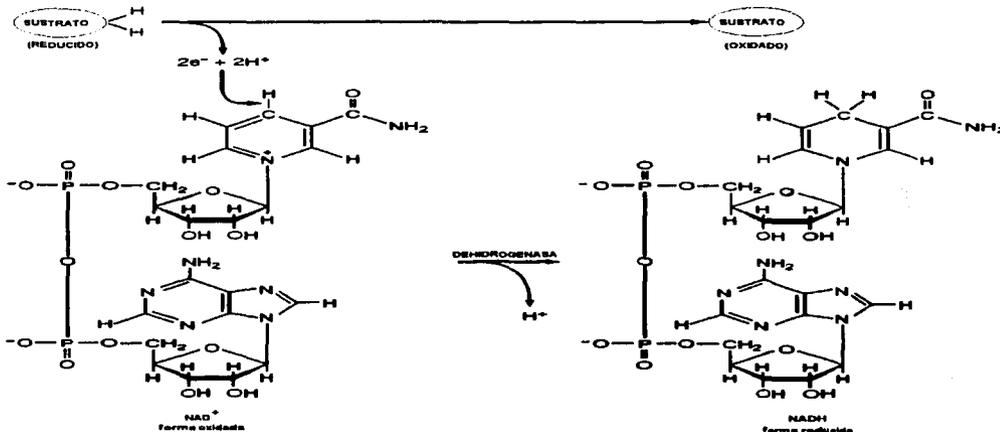
La energía almacenada en los "enlaces fosfato de alta energía" del ATP es usada en una amplia variedad de reacciones biosintéticas. Los electrones liberados durante el metabolismo exergónico son capturados generalmente por acarreadores de electrones oxidados tales como nicotinamida adenin dinucleótido ( $\text{NAD}^+$ ), NAD fosfato ( $\text{NADP}$ ) o compuestos relacionados. Las formas reducidas de estos acarreadores podrían ser referidas como  $\text{NADH}$  y  $\text{NADPH}$  (figura 5.3), respectivamente. Un adicional pero menos rico en energía acarreador de electrones es la flavin adenina dinucleótido ( $\text{FAD} / \text{FADH}_2$ ). Los electrones almacenados en estos compuestos son a menudo agentes reductores.

Figura 5.2 Estructura de la molécula de ATP



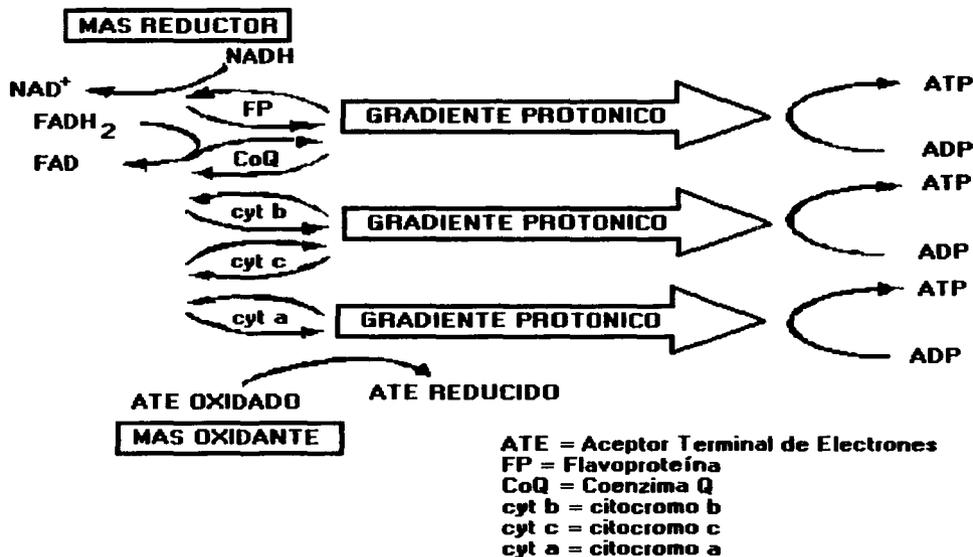
El adenosín trifosfato (ATP) es sintetizado en células por uno de los mecanismos: fosforilación a nivel sustrato o fosforilación oxidativa. La fosforilación a nivel sustrato es la producción directa de ATP durante la oxidación enzimática de una sustancia e involucra la transferencia de un grupo fosfato desde un sustrato a una molécula de ADP. Este tipo de fosforilación es una reacción específica y unida fuertemente a una reacción de oxidación. En contraste, la fosforilación oxidativa, algunas veces llamada fosforilación de cadena de transporte de electrones, (figura 5.4) involucra reacciones localizadas en la membrana que son removidas físicamente desde el rendimiento de energía de la reacción inicial.

Figura 5.3. Estructura del Nicotinamida Adenín Dinucleótido (NAD) en sus formas oxidada y reducida.



La fosforilación oxidativa esta implicada en la activación de la respiración. En el caso de la fosforilación oxidativa, los electrones liberados durante la oxidación son transferidos a los transportadores de electrones tales como NAD<sup>+</sup> y FAD (Flavín Adenín Dinucleótido) y transportados a la cadena de transporte de electrones que se serán usados posteriormente para la producción de ATP. Estas cadenas transportadoras de electrones consisten de enlaces transportadores de electrones unidos a la membrana que funcionan como una unidad para aceptar electrones desde NADH y FADH<sub>2</sub>, de este modo liberando NAD<sup>+</sup> y FAD detrás de la célula. Con la cadena de transporte de electrones, los electrones participan en una serie cuidadosa controlada de reacciones redox que capturan una porción de la energía liberada como ATP.

Figura 5.4. Esquema de la fosforilación oxidativa vía la cadena de transporte de electrones



En comparación con la fosforilación a nivel sustrato, la fosforilación oxidativa es un medio más generalizado de producción de ATP, porque reduce los agentes reductores derivados de las diversas reacciones de oxidación que pueden ser procesados por la misma cadena transportadora de electrones. Este es un medio mucho más eficiente de producción de ATP. Sin embargo, la fosforilación oxidativa requiere que un oxidante externo esté presente para aceptar los electrones que salen de la cadena transportadora de electrones. Este aceptor terminal de electrones es generalmente oxígeno, pero algunos microorganismos pueden usar compuestos alternativos. La fosforilación a nivel sustrato puede tener también la ventaja de su capacidad para suceder bajo condiciones más diversas que la fosforilación oxidativa porque no requiere aceptores de electrones externos.

Una porción de la energía derivada de las reacciones endergónicas es utilizada posteriormente para la síntesis endergónica de componentes celulares necesarios para el crecimiento celular, la producción de biomasa y la reproducción. Este proceso biosintético es llamado anabolismo, el cual es opuesto al catabolismo. Muchos organismos obtienen energía celular de la biodegradación de compuestos orgánicos ricos en energía, tales como carbohidratos, proteínas y lípidos, este "desmantelamiento" de las sustancias orgánicas es el catabolismo.

Alternativamente, algunos organismos obtienen energía de transformaciones de varios compuestos inorgánicos, mientras otros usan luz como una fuente de energía. Este proceso bioquímico se puede dividir en dos grupos principalmente:

fermentación y respiración. Esto se puede distinguir primeramente bajo la base de un electrón aceptor terminal (el compuesto final que es reducido) como se ve en la siguiente tabla.

Tabla 4.1. Principales secuencias metabólicas

TIPO DE METABOLISMO	DONADOR DE ELECTRÓN	ACEPTOR DE ELECTRÓN TERMINAL
Fermentación	Compuestos orgánicos	Compuestos orgánicos
Respiración	Orgánico o inorgánico	Compuestos inorgánicos
Respiración aerobia		Oxígeno (ej: O <sub>2</sub> )
Respiración anaerobia		Nitrato, sulfato (ej: NO <sub>3</sub> , SO <sub>4</sub> )

En el caso de la fermentación, el donador de electrones es un compuesto orgánico y el aceptor terminal de electrones también en un compuesto orgánico. El proceso de fermentación no deja una completa oxidación de todo el sustrato original a dióxido de carbono. Los procesos de fermentación son caracterizados por la producción de mezclas de productos finales, algunos de los cuales son más oxidados y algunos de ellos son reducidos comparándolos con el sustrato inicial. Los fermentadores también llamados acetógenos producen acetatos de biomonómeros (azúcares, aminoácidos, péptidos y alcoholes), los cuales pueden ser usados por las bacterias metanogénicas y reductores de sulfatos.

La respiración es muy importante en la bioremediación. La respiración involucra la oxidación de compuestos orgánicos acompañado con la reducción terminal de un compuesto inorgánico. Cuando el oxígeno es utilizado como un electrón aceptor terminal, el organismo se dice que está efectuando una respiración aerobia. Cuando otros aceptores de electrones como el nitrato, sulfato, o dióxido de carbono son utilizados como aceptores terminales se dice que el organismo efectúa una respiración anaerobia. Los aerobios obligados requieren oxígeno y lo usan como un electrón aceptor terminal cuando efectúan la respiración. Los anaerobios obligados no pueden crecer en la presencia de oxígeno. Los organismos en este grupo efectúan la fermentación o la respiración anaerobia. Los anaeróbicos facultativos son organismos que efectúan la respiración aeróbica y anaeróbica y la fermentación. Los anaerobios aerotolerantes u organismos indiferentes pueden crecer en la presencia de oxígeno pero no lo utilizan como un electrón aceptor terminal.

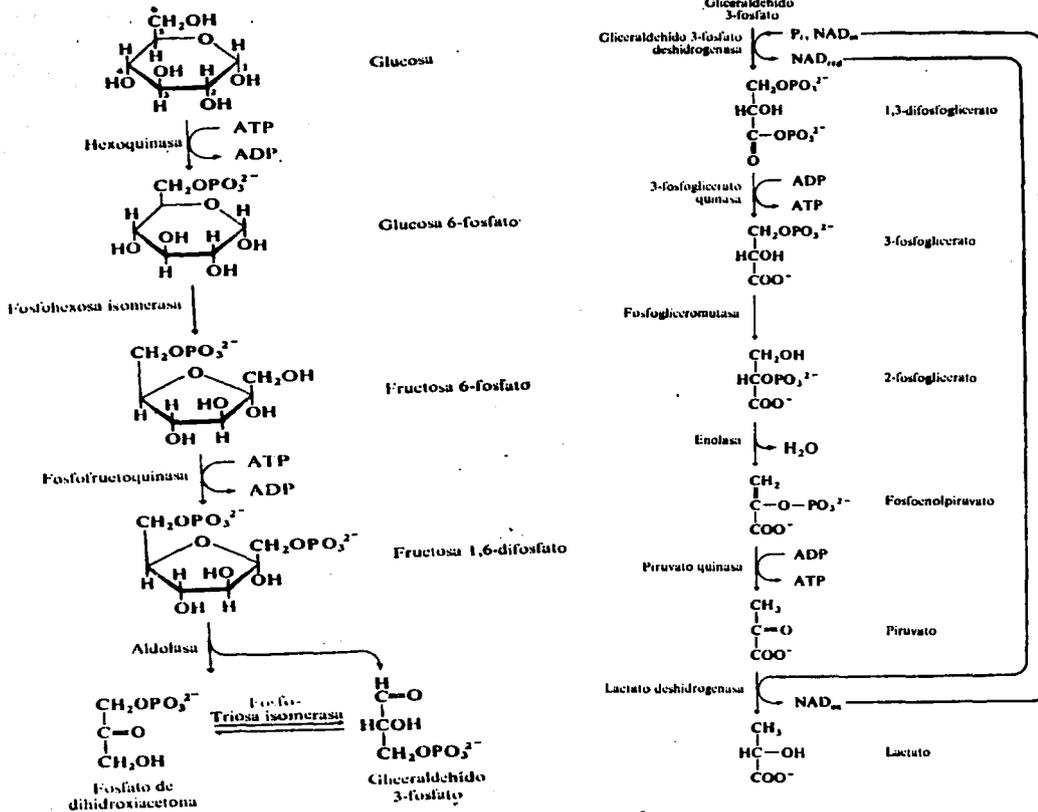
### 5.3.1.1. GLICÓLISIS<sup>2,4,5,14,15,17,18</sup>

La glicólisis o fermentación anaerobia (figura 5.5) es la principal ruta para la obtención de energía a partir de combustibles como la glucosa. En las células anaerobias constituye el único proceso productor de energía. En la mayor parte de las células facultativas, constituye una primera etapa obligada del catabolismo de la glucosa, que va seguida de la oxidación aerobia de los productos de la fermentación. Los dos tipos más comunes de fermentación son la glicólisis y la fermentación alcohólica.

La ecuación global para la glicólisis es:  $\text{glucosa} + 2 \text{ADP} + 2 \text{P}_i \longrightarrow 2 \text{ácido láctico} + 2 \text{ATP} + 2 \text{H}_2\text{O}$

La glicólisis es catalizada por la acción consecutiva de un grupo de 11 enzimas. Dado que pueden extraerse con facilidad y en forma soluble de las células, se cree que las enzimas están localizados en la porción soluble del citoplasma. A continuación se muestran los pasos de la glicólisis:

Figura 5.5. Proceso de Glicólisis.



La ruta glicolítica o de Embden-Meyerhof, es la ruta más común para el catabolismo de la glucosa y otros azúcares simples a piruvato. Los productos de glicólisis son el piruvato, ATP y NADH. La porción inicial de 6 carbonos de la glicólisis involucra la utilización de dos moléculas de ATP para producir fructosa 1,6-difosfato.

El azúcar activado es entonces cortado en dos moléculas de tres átomos de carbono, fosfato de dihidroxiacetona y gliceraldehído 3-fosfato, los cuales son interconvertidos por la acción enzimática. Por lo tanto, los pasos metabólicos subsiguientes suceden dos veces para cada molécula de glucosa catabolizada. Durante algunos pasos productores de energía, cada molécula de gliceraldehído 3-fosfato es convertida a piruvato con la coproducción de una molécula de NADH y dos moléculas de ATP, por último la fosforilación a nivel fosfato. Esto resulta en una ganancia neta de 2 moléculas de NADH y 2 de ATP por molécula de glucosa.

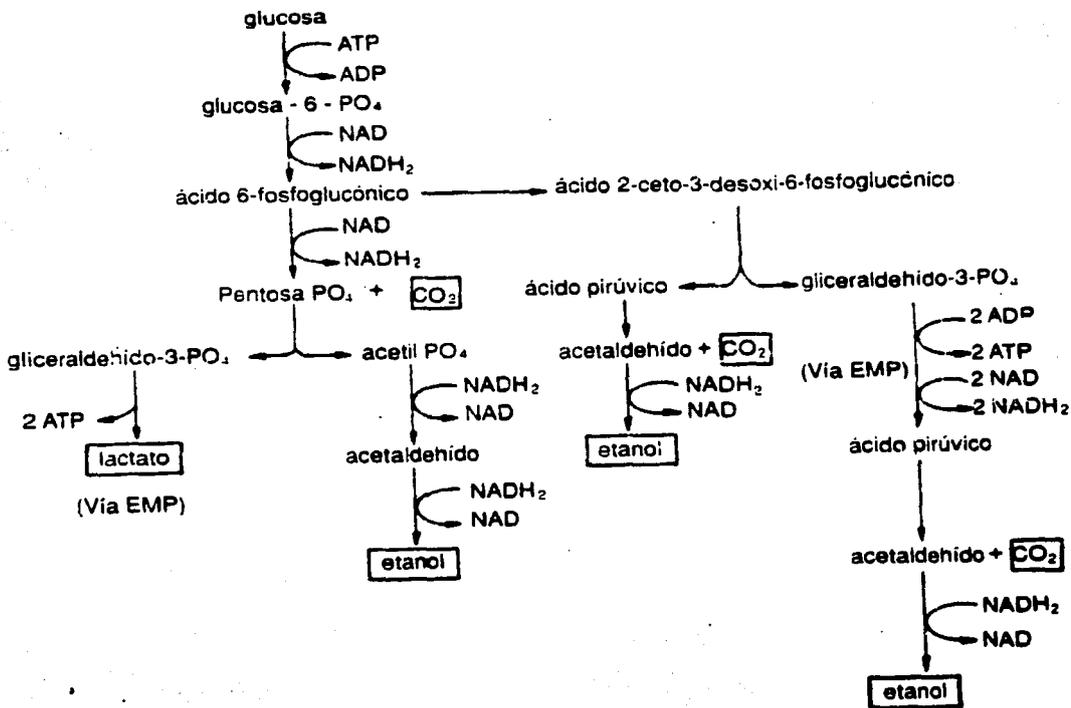
En la glicólisis existen tres reacciones irreversibles, estas son: la catalizada por la hexoquinasa, por la fosfofructoquinasa y por la piruvato-quinasa. La reacción catalizada por la fosfofructoquinasa, una enzima reguladora, es la principal etapa limitante de velocidad en la glicólisis. Dos moléculas de ATP entran en la primera fase de la glicólisis y en la segunda se forman cuatro a partir del ADP, con una ganancia neta de dos ATP por cada molécula de glucosa.

### 5.3.1.2. FERMENTACIÓN<sup>9,7,8,11,12,15,16,25</sup>

Siguiendo la glicólisis, algunos microorganismos recuperan  $\text{NAD}^+$  utilizando  $\text{NADH}$  para reducir al piruvato o uno de los derivados de varios compuestos orgánicos vía cualquiera de las rutas anaerobias. La reacción global de la glucosa a productos orgánicos, incluyendo la glicólisis, es llamada fermentación y esta caracterizada por el uso de donadores y aceptores de electrones orgánicos (endógenos) producidos internamente. Dependiendo de la ruta de fermentación particular usada por un organismo, los compuestos producidos pueden incluir varios alcoholes (por ejemplo, etanol, butanol e isopropanol), ácidos orgánicos (por ejemplo, ácido láctico, acético, propiónico y butírico) y en algunos casos, dióxido de carbono e hidrógeno. (figura 5.6)

Los procesos fermentativos son a menudo asociados principalmente con el catabolismo de la glucosa y otros azúcares, pero otros compuestos, tales como aminoácidos, pueden servir como sustratos de fermentación para ciertos microorganismos. Los procesos fermentativos son importantes comercialmente en la producción de químicos y en la cocción y preparación de algunos alimentos y bebidas. También son importantes ecológicamente como fuentes de carbón y energía para otros microorganismos, quelantes metálicos y agentes de intemperización mineral en el suelo.

Figura 5.6. Rutas alternativas para la fermentación de glucosa en bacterias.



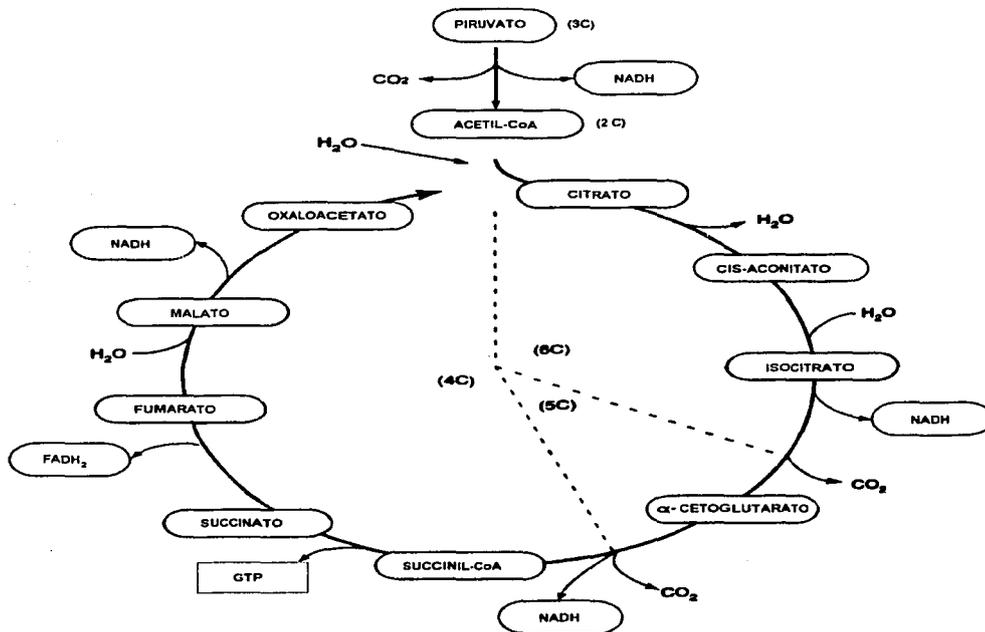
### 5.3.1.3. RESPIRACIÓN, 7,8,10,12,15,16,18,25

Además de la fermentación, la segunda ruta catabólica posible del piruvato es la respiración. Las características que definen la respiración son el uso de un aceptor terminal de electrones externo (además de los aceptores producidos internamente encontrados en la fermentación). El beneficio primordial derivado de este cambio en la estrategia metabólica es que los organismos respiradores tienen el potencial de maximizar su recuperación de energía contenida en compuestos reducidos tal como piruvato; estos compuestos no son necesitados grandemente como aceptores terminales de electrones por si solos. Una desventaja, por supuesto, es que el aceptor terminal de electrones debe estar presente en el ambiente y disponible para que los organismos realicen la respiración.

El catabolismo respiratorio del piruvato se desarrolla de la siguiente manera:

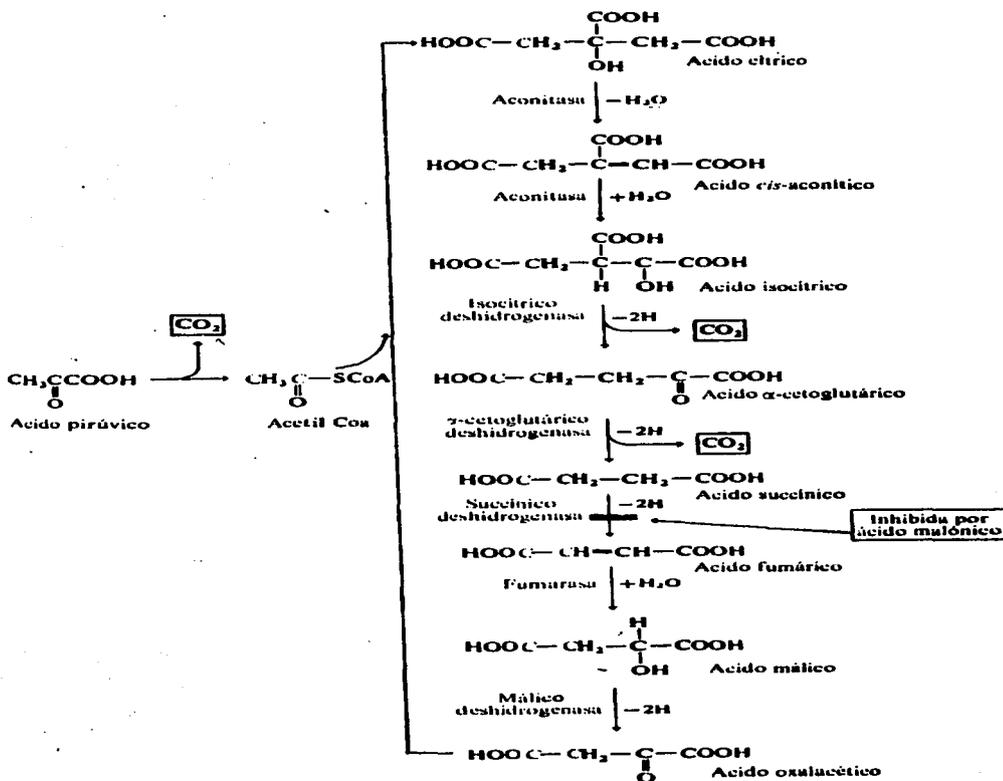
- El piruvato es oxidado a dióxido de carbono en una serie de reacciones llamadas ciclo del ácido tricarbólico (TCA), también conocido como ciclo de Krebs o el ciclo del ácido cítrico (figuras 5.7 y 5.8). Como resultado de estos pasos oxidativos, el ciclo TCA produce NADH, FADH<sub>2</sub> y pequeñas cantidades de GTP, un compuesto de alta energía funcionalmente equivalente al ATP. El GTP es producido por una fosforilación a nivel sustrato. Es importante notar que solamente otros productos del ciclo son dióxido de carbono y agua.
- Los transportadores de electrones reducidos son procesados además por las cadenas transportadoras de electrones y la fosforilación oxidativa para producir el ATP adicional y regenerar simultáneamente NAD<sup>+</sup> y el FAD para usarlos durante la glicólisis y el ciclo TCA.

Figura 5.7. Ciclo del Acido Tricarboxílico (TCA), también llamado ciclo de Krebs o del Ácido cítrico



El ciclo de Krebs que tiene lugar en las mitocondrias en células eucarióticas y en la pared celular en las procarióticas como las bacterias, comienza cuando la citrato-sintasa cataliza la condensación del acetil-CoA con el ácido oxalacético para formar ácido cítrico. La aconitasa cataliza después la formación reversible del isocitrato a partir del citrato, reacción en la que el citrato es modificado asimétricamente. El isocitrato es oxidado después a  $\alpha$ -oxoglutarato y  $\text{CO}_2$  por la isocitrato-deshidrogenasa NAD-dependiente, enzima que es activado por el ADP. El  $\alpha$ -oxoglutarato experimenta posteriormente la oxidación a succinil-CoA, según una secuencia de reacciones semejante a la oxidación del piruvato a acetil-CoA. El succinil-CoA reacciona con el GDP y el fosfato para formar succinato libre y GTP; el grupo fosfato terminal del GTP es transferido al ADP. Después, el succinato se oxida a fumarato por la succinato-deshidrogenasa, enzima flavínica. El fumarato es hidratado por la fumarasa a L-malato, el cual es oxidado por la 1-malato-deshidrogenasa ligada al NAD para regenerar una molécula de oxalacetato. Este último puede combinarse entonces con otra molécula de acetil-CoA para iniciar así otra vuelta del ciclo. La velocidad global del ciclo es controlada por la reacción de la citrato-sintasa.

Figura 5.8. Principales reacciones y enzimas involucradas en el ciclo TCA



Los aceptores de electrones externos aceptables varían entre organismos y pueden ser ya sea oxígeno (respiración aerobia) u otros compuestos altamente oxidantes (respiración anaerobia). Además, aunque muchos microorganismos aerobios usan el catabolismo respiratorio de compuestos tal como piruvato, ciertos microorganismos son capaces de obtener energía por la respiración de compuestos inorgánicos reducidos.

### 5.3.1.3.1. RESPIRACIÓN AEROBIA <sup>18,19,20</sup>

Los microorganismos del suelo más ampliamente estudiados son aquellos que dependen de compuestos orgánicos como su fuente de energía y equivalentes reductores. Estos microorganismos son clasificados metabólicamente como quimiorganotrófos. Estos organismos son esenciales para la productividad del suelo y la calidad ambiental porque ellos tienen la responsabilidad principal de la degradación de las sustancias orgánicas adicionadas al suelo, incluyendo los residuos de las plantas, organismos del suelo muertos y compuestos naturales y sintéticos de fuentes agrícolas e industriales.

Con la glucosa como un ejemplo de sustrato, la reacción total para esta oxidación a dióxido de carbono bajo condiciones aerobias vía la glicólisis y el ciclo del TCA pueden ser dadas como:



El cambio altamente negativo en la energía libre de esta reacción indica una alta producción de energía asociada con la respiración aerobia de la glucosa. Asumiendo que toda la energía contenida en una molécula de glucosa es utilizada en la producción de ATP, la eficiencia de producción de energía desde la respiración aerobia puede ser resumida como se muestra en la tabla 5.2. Claramente, La producción teórica de máxima de 38 moles de ATP por mol de glucosa oxidada excede por mucho las 2 moles de ATP producidas por las principales rutas de fermentación

Tabla 5.2 Producción de energía (expresada como ATP) para la respiración aerobia de la glucosa.

	Equivalentes reductores	Producción de ATP
Glicólisis		
Fosforilación a nivel sustrato.	No aplicable	2 ATP
Fosforilación oxidativa	2 NADH	6 ATP
Ciclo de ácido tricarbóxico (TCA)		
Fosforilación a nivel sustrato (GTP)	No aplicable	2 ATP
Fosforilación oxidativa	8 NADH	24 ATP
	2 FADH <sub>2</sub>	4 ATP
Producción total de energía		38 ATP

La cadena respiratoria de las mitocondrias está constituida por la secuencia NADH, NADH- deshidrogenasa, proteína ferro-sulfurada, ubiquinona y citocromos b, c<sub>1</sub>, c, a y a<sub>3</sub> : participan también otros diversos centros, o proteínas hierro-azufre El transporte de electrones desde el NADH hasta el oxígeno se realiza con una gran disminución de energía libre que se conserva, parcialmente, gracias a la fosforilación acoplada del ADP a ATP. Se han identificado tres centros en la cadena como proveedores de la energía para las fosforilaciones: el centro I, situado entre el NAD y la ubiquinona, el centro II, entre el citocromo b y el citocromo c y el centro III; entre el citocromo a y el oxígeno. (figura 5.9).

### 5.3.1.3.2. RESPIRACIÓN ANAEROBIA.<sup>2,3,4,19,21,25,29</sup>

Algunos microorganismos, casi todos ellos bacterias, pueden sustituir otros compuestos inorgánicos oxidantes por oxígeno como un aceptor terminal de electrones en un proceso conocido como respiración anaerobia.

Tradicionalmente la digestión anaerobia de la materia orgánica es llevada a cabo por diferentes tipos de bacterias. Las cuales se clasifican en los siguientes grupos:

- bacterias hidrolíticas
- bacterias fermentativas o acidógenas
- bacterias acetógenas productoras obligadas de hidrógeno (OHPA)
- bacterias metanogénas hidrogenófilas
- bacterias metanogénas acetoclásticas

Los grupos de microorganismos anaerobios que pueden ser importantes en la degradación de contaminantes en la subsuperficie incluye:

- Fermentadoras degradan compuestos orgánicos complejos a compuestos orgánicos simples y pueden también mineralizar compuestos orgánicos a hidrógeno y dióxido de carbono.
- Denitrificantes mineraliza una fuente apropiada de carbono en presencia de nitrato para formar nitrógeno, dióxido de carbono y agua.
- Reductores de sulfatos pueden mineralizar una fuente apreciable de carbono en presencia de sulfatos e hidrógeno para formar sulfuro de hidrógeno, dióxido de carbono y agua.
- Metanogénas pueden mineralizar una apropiada fuente de carbono (por ejemplo acetato o metil aminas) para formar metano y dióxido de carbono. Metanogénas pueden también usar dióxido de carbono como una fuente de crecimiento en presencia de hidrógeno, produciendo metano como subproducto.

Las alternativas más comunes de aceptores de electrones son el nitrato, sulfato y dióxido de carbono. Todas estas sustancias aceptan electrones menos eficientemente que el oxígeno, porque tienen potenciales de reducción menos positivos. De este modo la producción de energía resultante es menor en comparación con la respiración aerobia. Sin embargo, la respiración anaerobia es más eficiente que la fermentación como un modo de metabolismo y puede conferir una ventaja ecológica significativa a aquellos microorganismos que poseen esta capacidad, previendo que los aceptores de electrones adecuados estén disponibles.

Las bacterias que usan nitrato como aceptor terminal de electrones son generalmente anaerobias facultativas, significa que pueden realizar la respiración aerobia en presencia de oxígeno pero pueden funcionar en ausencia de nitrato. El oxígeno es el aceptor de electrones preferido de estos microorganismos, y su presencia inhibe fuertemente la reducción de nitrato. Dos tipos de reducción de nitratos diferentes son comunes entre los microorganismos del suelo.

- Desnitrificación es la reducción de nitrato en productos gaseosos, principalmente óxidos de nitrógeno y nitrógeno gaseoso. Este proceso regresa el nitrógeno "fijado" o biológicamente disponible a la atmósfera y es efectivamente lo opuesto a la fijación de dinitrógeno. La desnitrificación es extremadamente importante porque, dependiendo de la perspectiva, representa alternativamente una pérdida de la fertilidad del suelo para el crecimiento de las plantas, un medio de reducir la contaminación de nitrato del suelo y las aguas superficiales, y una fuente de contaminantes gaseosos que contribuyen a la destrucción del ozono atmosférico.

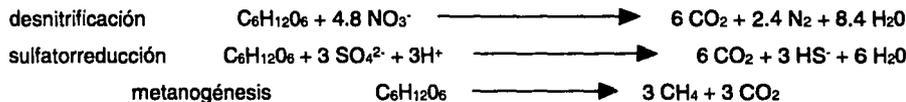
- Otras bacterias realizan una oxidación menor para producir nitrito en un proceso denominado respiración de nitrato. Este proceso es menos eficiente que al desnitrificación en que pocos electrones son aceptados por la molécula de nitrato. Esto también conduce a la acumulación de nitrito en el ambiente del suelo, el cual puede ser tóxico a plantas y microorganismos.

Antes que un grupo diverso de bacterias puedan usar sulfato y otras formas de oxidantes de azufre como aceptores terminales de electrones en la respiración, los reductores de sulfato son generalmente anaerobias obligadas, también llamadas anaerobias estrictas, que solo son activadas en ausencia de oxígeno. El producto final de la reducción microbiana de sulfato es sulfuro de hidrógeno, el cual es responsable parcialmente del olor desagradable a "huevos podridos" o "azufre" asociado con suelos anegados o pantanosos.

La utilización de dióxido de carbono como un aceptor terminal de electrones para producir metano es denominado metanogénesis. La metanogénesis es de interés ambiental porque el metano es uno de algunos de los gases implicados en el calentamiento global.

Las bacterias metanogénicas pertenecen a las archaeas, las cuales son mencionadas por su composición única de la pared celular, las características distintivas de su ribosomas y otros atributos. Todas las bacterias metanogénicas son anaerobias estrictas que pueden usar hidrógeno como una fuente de energía y de equivalentes reductores (quimolitotrófos) y dióxido de carbono como una fuente de carbono (autótrofos).

Durante la degradación por vía anaerobia, compuestos inorgánicos como nitratos, sulfatos o dióxido de carbono actúan como aceptores finales de electrones. Las reacciones globales, a partir de la glucosa, serían las siguientes:

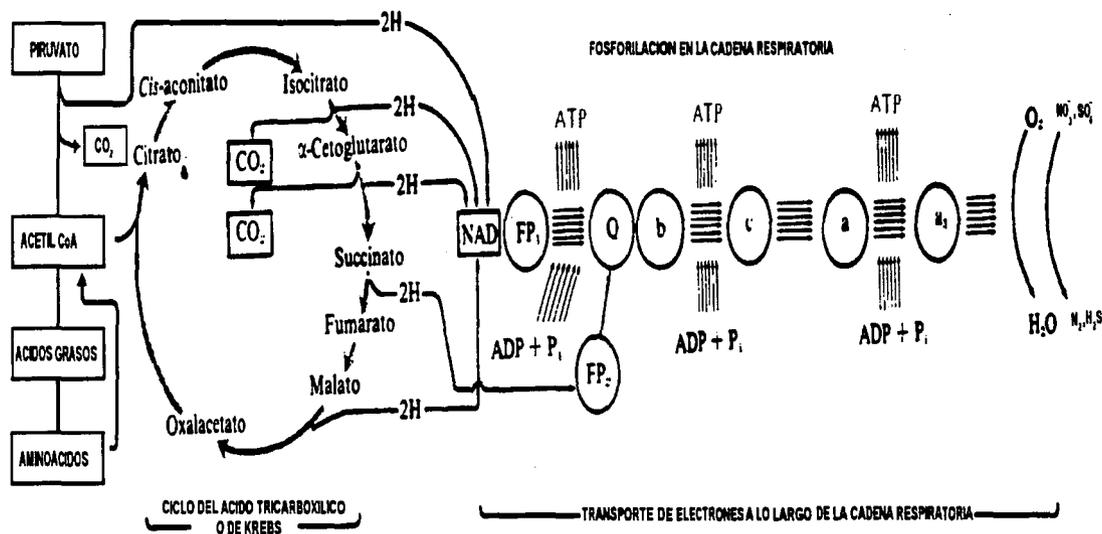


### 5.3.1.3.3. RESPIRACIÓN DE COMPUESTOS INORGÁNICOS.<sup>25,26,27,28</sup>

Un restringido pero extremadamente importante grupo de bacterias pueden obtener su energía y los equivalentes reductores necesarios para la fosforilación oxidativa de compuestos orgánicos reducidos. Estas bacterias son llamadas quimiolitotrófas. Sin embargo, porque estos microorganismos también obtienen generalmente carbono de dióxido de carbono, ellos son llamados también quimioautotrófos.

Un reducido número de sustancias inorgánicas puede ser usadas como fuentes de energía por este grupo, incluyendo hidrógeno gaseoso, metano, hierro ferroso (divalente) y ciertos compuestos reductores de nitrógeno y azufre. Muchos quimioautotrófos son aerobios, pero pocos pueden usar aceptores de electrones alternativos como nitrato y sulfato.

Figura 5.9. Diagrama de oxidación completa en el que se involucra todas las fases del proceso de respiración. Los símbolos  $FP_1$  y  $FP_2$  representan las deshidrogenadas del NADH y succinato, Q es la coenzima Q y b, c, a,  $a_3$  representan los citocromos



5.3.

#### 5.4. DEGRADACIÓN DE COMPUESTOS XENOBIÓTICOS. 4,7,8,11,12,15,16,25,29

La degradación microbiana de compuestos orgánicos complejos no siempre resulta en mineralización (proceso en el que se obtiene bióxido de carbono y agua). La degradación incompleta, también llamada transformación de los compuestos puede ocurrir como resultado de la actividad microbiana. En suma, los microorganismos pueden producir sustancias con superficie activa, llamadas bioemulsificantes o surfactantes, los cuales no degradan los contaminantes pero que pueden incrementar su movilidad y biodisponibilidad. Esto es de gran importancia cuando se trata con componentes como hidrocarburos poliaromáticos que son típicamente cadenas cerradas al humus del suelo y otras fracciones orgánicas. El co-metabolismo o co-oxidación, es la transformación de un sustrato de no-crecimiento por medio de microorganismos. Por ejemplo, microorganismos que no son capaces de crecimiento en compuestos aromáticos clorados pueden ser capaces de efectuar limitadas transformaciones de ese compuesto en la presencia de análogos no clorados. Este fenómeno es más fácilmente entendible como un caso de degradación fortuita resultado de la baja especificidad de degradación enzimática. Así la similitud estructural entre el compuesto xenobiótico (que es co-metabolizado) y el sustrato metabólico debe ser suficiente para que las enzimas con baja especificidad usen ambas como sustrato, resultando en la transformación y degradación parcial del xenobiótico.

Los grupos más susceptibles a la degradación aerobia incluyen cloro bencenos, alquilbencenos, fenoles y alquilfenoles, clorofenoles, hidrocarburos alifáticos e hidrocarburos polinucleares de 2 o tres anillos. Las transformaciones anaerobias de contaminantes orgánicos ha recibido una atención creciente en años recientes por el reconocimiento de que (1) ciertos

contaminantes químicos pueden ser degradados anaeróbicamente que no es tratable a la degradación aerobia y (2) reduciendo las condiciones comunes en la subsuperficie, especialmente cuando el acuífero está contaminado.

Los compuestos orgánicos peligrosos que son susceptibles a la biotransformación bajo condiciones anaerobias incluyen hidrocarburos halogenados alifáticos, metanos bromados, fenol y alquilfenoles y clorofenoles.

#### 5.4.1 DEGRADACIÓN DE LOS HIDROCARBUROS.<sup>1,3,8,11,14,17</sup>

El petróleo es una mezcla compleja de hidrocarburos aromáticos, alifáticos y varios compuestos heterocíclicos, incluyendo compuestos que tienen al oxígeno, nitrógeno y azufre en su estructura química. De los cientos de componentes individuales, varias clases, están basadas en estructuras a fines que pueden ser reconocidas.

##### 5.4.1.1. DEGRADACIÓN DE LOS ALCANOS.

Dentro de los hidrocarburos de la fracción saturada se incluyen n-alcenos, ramificaciones de alcanos y cicloalcanos (nafténos). El ataque inicial sobre los alcanos de cadena corta se lleva a cabo por medio de tres mecanismos: 1) Un ataque de oxidación al grupo metil terminal que da como resultado un alcohol primario, el cuál es después oxidado a un aldehído y a un ácido graso (este es uno de los mecanismos más frecuentes), 2). Hay una deshidrogenación, lo que da como resultado 1-alqueno, el cuál es metabolizado a alcohol primario, después a un aldehído y finalmente a un ácido graso no involucrando el paso de la oxidación, 3). Por último la formación de un hidroperóxido alquilo, el cuál es convertido directamente a ácido graso, desviándose el paso de alcohol primario y aldehído. Cuando se ha formado el ácido graso, éste es metabolizado para dar lugar a la beta-oxidación y llegar a Acetil- CoA. (figura 5.10) Los alcanos de cadena larga al ser degradados forman un alcohol secundario que surge de la oxidación y es metabolizado a cetona, por último está origina un éster (éster acetil).

Este éster produce un alcohol primario más un ácido graso (ácido acético). El alcohol primario es oxidado en forma directa a un aldehído y este a su vez a un ácido graso análogo y del alcohol primario como del aldehído se produce la beta-oxidación (Figura.5. 11)

Figura 5.10. Mecanismo de degradación de alcanos.

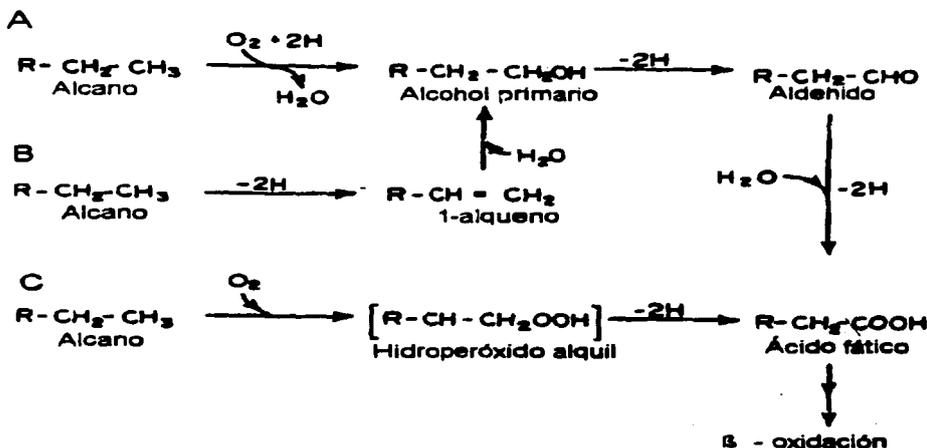
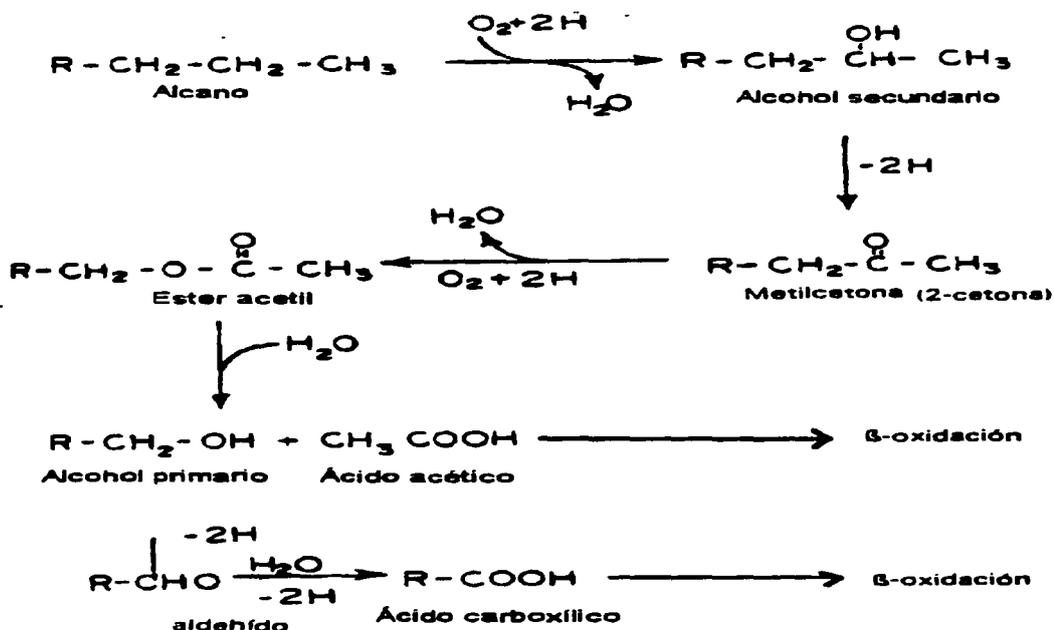


Figura 5.11. Oxidación subterminal de alcanos, por medio de caminos que llegan a la producción de ácidos grasos, los cuáles son útiles para la  $\beta$ -oxidación.



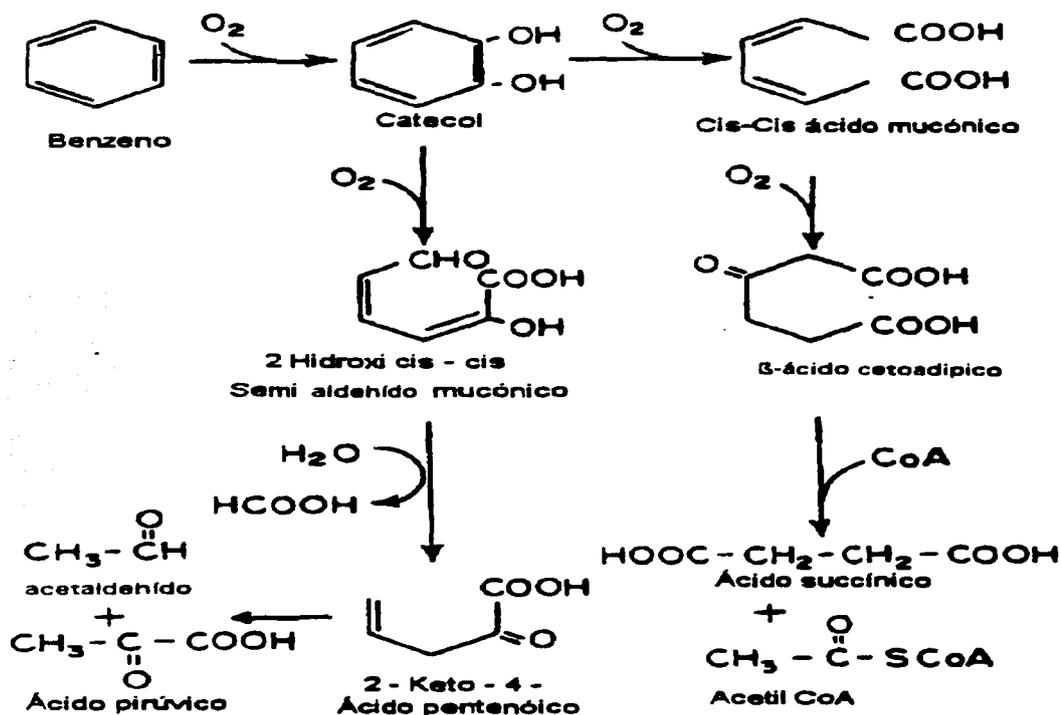
#### 5.4.1.2. HIDROCARBUROS ALICÍCLICOS

La degradación del cicloalcano sustituido ocurre más rápidamente que la degradación de las formas insustituibles, particularmente si hay un n-alcano sosteniendo adecuadamente una cadena larga. En tales casos el ataque microbiano normalmente ocurre primero en la porción sustituible, iniciando un producto intermediario de un ácido carboxílico ciclohexano a un compuesto relacionado. Estos hidrocarburos no presentan grupos metilo terminales y son biodegradados por un mecanismo similar a la oxidación terminal. El grupo hidroxilo es oxidado a un aldehído y un grupo carboxílico. El resultado es un ácido dicarboxílico que después es metabolizado por la beta-oxidación.

#### 5.4.1.3. HIDROCARBUROS AROMÁTICOS.

La degradación de compuestos aromáticos por bacterias normalmente implica la formación de un diol seguido por una división y formación de un diácido tal como el cis-cis ácido mucónico; el cual es metabolizado hasta llegar a Acetil-CoA y la otra vía por la que el anillo del catecol puede ser abierto es "meta desdoblamiento" resultando grupos hidroxilo en el compuesto 2-cis-cis-hidroxi-semialdehído mucónico, el cual es metabolizado a ácido pirúvico más acetaldehído (Figuras 5.12 y 5.13)

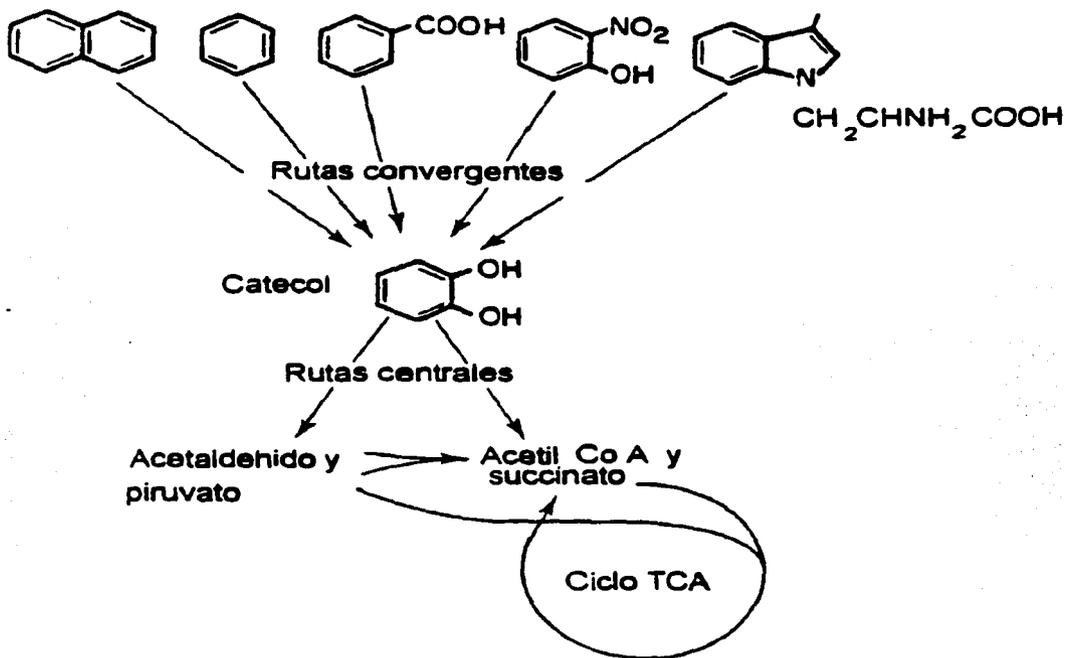
Figura 5.12. Metabolismo microbiano por la acción de las bacterias.



En la oxidación de los hidrocarburos aromáticos por organismos eucarióticos se forma un trans-diol. Los resultados indican que solo un átomo de oxígeno molecular es incorporado al núcleo del compuesto aromático, formando un arilo en el hidrocarburo, el cual es oxidado a catecol y puede ser abierto por "orto desdoblamiento" produciéndose un ácido cis-cis mucónico. Varios hidrocarburos aromáticos son transformados a catecol, el cual por caminos centrales se llega a formar piruvato y acetaldehído o a succinato y acetil-CoA, el cual es después transformado a CO<sub>2</sub> y H<sub>2</sub>O a través del ciclo de Krebs. Los hidrocarburos aromáticos están sujetos a la evaporación y a la degradación microbiana. La sustitución extensiva del metilo puede inhibir la oxidación inicial. El ataque enzimático inicial puede ser la sustitución del alquilo, alternativamente o directamente en el anillo. La condensación de la estructura del anillo aromático esta sujeta a la degradación microbiana. Sin embargo, es relativamente resistente a el ataque enzimático. Se ha demostrado que estructuras con cuatro o más anillos condensados son transformadas por co-oxidación (Cernigila, 1984)

Las rutas metabólicas para la degradación de compuestos asfálticos del petróleo son probablemente menos claras. Existen estructuras complejas las cuales son difíciles de analizar con metodologías químicas actualizadas. La degradación de varios compuestos que contienen azufre se ha estudiado, pero no el camino de la degradación uniforme; comparada con las rutas establecidas por los hidrocarburos alifáticos y aromáticos todavía no ha surgido para los componentes asfálticos del petróleo.

Figura 5.13. Metabolismo de los productos aromáticos a través del compuesto catecol.



#### 5.4.1.4. DEGRADACIÓN DE HIDROCARBUROS CON MEZCLAS DE PETRÓLEO

La calidad de los hidrocarburos contenidos en la mezcla del petróleo influye en la degradabilidad de los componentes individuales. Así, se ha encontrado que los n- alcanos de petróleo crudo de Venezuela se degradan menos que los mismos n-alcános de petróleo crudo de Arabia (Atlas, 1984). La oxidación de los hidrocarburos refleja la carga microbiana del área y la habilidad de los microorganismos nativos para utilizarlos. Se ha observado que la mineralización es mayor para hexadecanos que para el naftaleno, tolueno y el ciclohexano. Los alcanos y los aromáticos de bajo peso molecular (benceno, tolueno, naftaleno y metilnaftaleno) son biodegradados a CO<sub>2</sub>. Una mezcla de petróleo, con su múltiple potencial de sustratos primarios, proporciona un excelente ambiente químico en el cual la co-oxidación puede llevarse a cabo. Muchas ramificaciones complejas de hidrocarburos cíclicos son destruidas como resultado de la co-oxidación después de los derrames de petróleo. La co-oxidación lleva la acumulación de grandes cantidades de productos oxidados de hidrocarburos aromáticos polinucleares y sólo existe una cantidad limitada de producción de CO<sub>2</sub>.

#### BIBLIOGRAFÍA.

- 1.- Acosta, Elizabeth 1997, Influencia de un complejo de hidrocarburos en poblaciones rizosféricas y en el crecimiento del frijol variedad Michoacán 12-A3, Tesis de Maestría, Instituto de Enseñanza e Investigación en Ciencias Agrícolas, Montecillo; México.

- 2.- Atlas, R. M., Bartha, R. 1987, *Microbial Ecology: Fundamentals and Applications*, Benjamin / Publishing Company, Menlo Park, CA.
- 3.- Baker, Katherine H., Herson, Diane S. 1994, *Bioremediation*, McGraw-Hill, Inc.,
- 4.- Boulding, J. R. 1995, *Practical Handbook of Soil, Vadose Zone and Groundwater Contamination, Assessment, prevention and Remediation*, CRC Press Inc., Boca Raton, Fl.
- 5.- Chakrabaty, A. M. 1982, *Biodegradation and Detoxification of Environmental Pollutants*, CRC Press, Inc., Boca Raton, Fl.
- 6.- Chiras, Daniel, 1993, *Biology, The Web of Life*, West Publishing, St. Paul, Mn.
- 7.- Dagley, S. 1984, Introduction, in *Microbial Degradation of Organic Compounds*, D. J. Gibson (ed.), Marcel Dekker, Inc., N.Y.
- 8.- Eweis, Juana B., Ergas, Sarina J., Chang, Daniel P., Schoeder, Edward D. 1998, *Bioremediation Principles*, McGraw-Hill.
- 9.- Finkl, C. 2001, *Encyclopedia of Soil Science and Technology*, Kluwer Academic Publishers.
- 10.- García, Gabriela, *Características fisiológicas y bioquímicas de la degradación de queroseno y fijación de nitrógeno, por un cultivo aislado en la rizósfera*, Tesis de Maestría, CINVESTAV-IPN.
- 11.- Gibson, D. T. 1984, *Microbial Degradation of Organic Compounds*, D. J. Gibson (ed.), Marcel Dekker, Inc., N.Y.
- 12.- Joklii, W. , D. Phill, 1996. *Microbiología Zinsser*, Ed. Panamericana, 2da, Edición, Buenos Aires, Argentina.
- 13.- Lavelle, P., Spain, A. V. 2001, *Soil Ecology*, Kluwer Academic Publishers.
- 14.- Leahy, J. G., Colwell, R. R. 1990, *Microbial Degradation of Hydrocarbons in the Environment*. *Microbiol. Rew.* 54:305-315.
- 15.- Lehninger, Albert, 1975. *Bioenergética*. Fondo Educativo Interamericano, México, D. F.
- 16.- Lehninger, Albert, 2000. *Principles of Biochemistry*, Worth Publishing, NY.
- 17.- Leisinger, Th., Cook, A. M., Hütter, R., Nüesch, J. 1981, *Microbial Degradation of Xenobiotics and Recalcitrant Compounds*, Academic Press, London.
- 18.- Meeting, Jr., F.B. (Ed.) 1993, *Soil Microbial Ecology*, Marcel Dekker, New York.
- 19.- Neidhardt, F. C., Ingraham, J. L., and Schaecter, M. 1990, *Physiology of the bacterial Cell*, Sinauer Associates, Sunderland, Mass.
- 20.- Paul, Eldor Alvin, Clark, F.E. 1996, *Soil Microbiology and Biochemistry*, 2nd edition Academic Pr
- 21.- Prescott, L. M., Harley, J. P., Klein D. A. 1990, *Microbiology*, Wm. C. Brown and Company, Inc., Dubuque, Iowa.
- 22.- Stainer, R. Y., Ingraham, J. L., Wheelis, M. L., Painter, P. R. 1986, *The Microbial World*, 5<sup>th</sup> ed., Prentice-Hall, Englewood Cliff, NJ.
- 23.- Sumner, M. E. 1999, *Handbook of Soil Science*, 1 edition, CRC Press, Portland, OR
- 24.- Swindoll, C. M., Aelio, C. M., and Pfaender 1988, *Influence of Inorganic and Organic Nutrients on Aerobic Degradation and on the Adaptation Response of Subsurface Microbial Comm.*, *Appl. Environ. Microbiol.* 54:212-217.
- 25.- Sylvia, D.M., Fuhrmann, Jeffrey J., Hartel, Peter G., Zuberer, David 1997, *Principles and Applications of Soil Microbiology*, Prentice Hall;
- 26.- Tan, K. H. 1994, *Environmental Soil Science*, Marcel Dekker, New York.
- 27.- Tate, III, R.L. 1987, *Soil Organic Matter: Biological and Ecological Effects*, Academic Press, New York.
- 28.- Tate, Robert L. 2000, *Soil Microbiology*, 2 edition, John Wiley & Sons;
- 29.- Zehnder, A. J. B. (Ed.) 1988, *Biology of Anaerobic Microorganism*, Wiley-Interscience, New York.

## 6.0. INFORMACION BÁSICA SOBRE ACUÍFEROS.

### 6.1. FUNDAMENTOS SOBRE GEOLOGÍA Y GEOHIDROLOGÍA.

#### 6.1.1. ESTUDIOS GEOLÓGICOS.<sup>4, 5, 7, 11, 12, 23</sup>

El estudio de la geología desde un punto de vista práctico, permitirá conocer el comportamiento de los materiales en superficie y en el subsuelo, con el fin de establecer la existencia de acuíferos, así como la identificación de sus límites y otros aspectos de importancia, como es la localización de las zonas de recarga y descarga. Con toda esta información, finalmente se podrá establecer entre otras cosas, si los acuíferos son vulnerables a la contaminación.

Sin embargo, no se puede hablar de la aplicación práctica de una ciencia, sin antes definirla, para lo cual, se utilizarán algunas de las ideas: "La geología moderna tiene por objetivo descifrar la evolución completa de la tierra y sus habitantes, desde los tiempos más antiguos, cuyas huellas pueden descubrirse en las rocas, hasta la actualidad. Aspectos fundamentales en la Geología son: los materiales del armazón rocoso de la tierra (estudiados por la Mineralogía y Petrología); sus disposiciones, o sea, su forma, estructura e interrelaciones (aspectos analizados a través de la Geología Estructural y la Estratigrafía); los procesos geológicos o mecanismos de la Tierra, por los que se producen cambios de todo tipo (estudiados por la Geología Física); y finalmente la sucesión de estos cambios en el tiempo, o la historia geológica de la Tierra (considerados por la Geología Histórica)".

Con base en este orden de ideas, a continuación se hace una breve descripción de los componentes de la Geología antes citados:

La Geología Física estudia a los agentes terrestres que generan deformaciones en las rocas (pliegues), así como los mecanismos que generan rupturas en los materiales (fracturas y fallas), y los procesos que transforman a la Tierra; así, la Geología Física permite comprender que tipos de procesos han cambiado el aspecto de la región que se estudia, y las repercusiones que generan en cuanto a las formas geológicas originadas.

La Geología Estructural, estudia la forma y disposición de las diversas unidades que constituyen la Tierra, involucrando a las estructuras contenidas en ellas; con esta rama de la Geología, se pueden identificar y cuantificar estructuras como: pliegues, fracturas, fallas, planos de estratificación, flujos de lava, discordancias y karst (estructuras resultantes de la disolución del carbonato de calcio), entre otras. Todas estas estructuras dan una característica especial a los materiales que conforman un área o un sitio, e intervienen para incrementar o disminuir la permeabilidad de las rocas, para limitar a un acuífero o para permitir que se recargue.

Con la Estratigrafía, se estudian la sucesión con que se depositan las rocas estratificadas (rocas sedimentadas) o pseudoestratificadas (rocas volcánicas depositadas por aire, como cenizas, tobas, etc.), así como la naturaleza de las mismas y la correlación de los estratos de diferentes lugares. Con esta ciencia se establece como se pueden encontrar arregladas las rocas en el subsuelo, habiendo definido previamente cual es su secuencia en la superficie y que estructuras las afectan, de esta manera, se infiere si es posible encontrar en el subsuelo materiales capaces de conformar acuíferos; en muchas ocasiones, este conocimiento se logra por medio de la correlación, aplicando lo que sucede en sitios relativamente próximos, en donde las condiciones geológicas son similares.

La Sedimentología, se encarga de describir como son los lugares (ambientes sedimentarios), en donde las rocas sedimentarias se depositan y con base en esto, se establecerá el sello distintivo y las características físicas y químicas (fases sedimentarias) de las rocas ahí formadas. Esto se logra aplicando el principio del "uniformismo", que dice: "El presente es la clave del pasado", esto es, la forma en que están ocurriendo los procesos sedimentarios en la actualidad, es igual a la forma en que se dieron en el pasado".

Cuando se puede establecer el ambiente sedimentario en que se acumularon los materiales de una determinada región o sitio, es posible inferir con mucha seguridad, las características físicas y químicas de las rocas en superficie y en el subsuelo, con lo cual se puede deducir si alguna de ellas puede constituir acuíferos y de que forma el agua subterránea se moverá a través de ellas. También se está en posibilidad de establecer, en una determinada parte de la región o sitio, si predominarán los materiales arenosos, arcillosos o mezclas de éstos, de manera que, se puede predecir en parte, la capacidad de autodepuración del terreno por intercambio iónico.

Finalmente la Geología Histórica, que tiene implicaciones más amplias, se apoya en las partes de la Geología comentadas antes, para establecer la secuencia paso a paso, de los sucesos que constituyen la historia de la región que se está analizando, con lo cual, se dispone de un modelo conceptual geológico de lo ahí ocurrido, esto es, el geólogo cuenta con la posibilidad de describir cuando y que tipo de eventos geológicos ocurrieron, como se sucedieron unos a otros, que tipo de materiales se formaron en cada caso, que estructuras los afectaron, como fueron deformados y como llegaron a adquirir su aspecto actual, entre otras cosas. Como se puede ver, la Geología Histórica, es la base definitiva en la que se apoyará la hidrogeología, para determinar en qué sitios, existe una mayor vulnerabilidad del subsuelo, para la infiltración de lixiviados contaminantes.

Siempre que se realiza un análisis geológico de detalle, aunque sea para evaluar directamente un sitio, se requiere establecer un Marco Geológico de Referencia; éste se desarrolla en un ámbito geográfico más amplio al entorno del sitio que se pretende evaluar. El objetivo de establecer este marco de referencia, es identificar los procesos geológicos que ocurrieron en la región donde se ubica un sitio determinado, que se pretende evaluar:

- El ambiente geológico regional: sedimentario, ígneo, metamórfico, etc.
- Los procesos que la han afectado y que han formado estructuras geológicas, las cuales determinan la forma en que se moverá el agua y por tanto los contaminantes, en caso de alguna infiltración.
- Los tipos de roca, así como las características físicas y químicas asociadas a los materiales que conforman el marco estratigráfico.
- Las estructuras regionales que constituyen el entorno geológico y que inducen estructuras menores, algunas de las cuales pueden estar activas (con movimiento).

Para plantear este marco de referencia, se requiere recopilar información en fuentes confiables, como son: institutos de investigación especializados, universidades, iniciativa privada, dependencias del gobierno federal y estatal, etc. Es importante la recopilación de información bibliográfica y cartográfica, pues esta última, permite visualizar geográficamente la distribución de los materiales y las estructuras.

### 6.1.2. ESTUDIOS HIDROGEOLÓGICOS.<sup>1, 14, 19, 22, 26 31</sup>

La Hidrogeología como ciencia, es definida como el estudio del almacenamiento, circulación y distribución del agua en la zona saturada de las formaciones geológicas; teniendo en cuenta sus propiedades físicas y químicas, incluyendo sus interacciones con el medio físico y biológico y su reacción a la acción del hombre.

La Hidrogeología es definitivamente una materia interdisciplinaria, en la que es necesario aplicar las leyes y métodos de otras muchas disciplinas, como son: la Geología, la Geofísica, la Geotecnia, la Hidrogeoquímica, la Mecánica de Fluidos, la Tecnología de Pozos de agua, la Climatología, etc.

Por esta razón una vez establecido el modelo geológico conceptual, se inicia con el análisis hidrogeológico, para definir las "unidades hidrogeológicas", que son una agrupación de unidades de roca, en función de su respuesta similar al paso del agua; de esta forma por ejemplo, se pueden agrupar las unidades litológicas permeables para formar la unidad hidrogeológica que constituye los acuíferos y las zonas de recarga; agrupar las rocas que son prácticamente impermeables, para definir la unidad hidrogeológica que representa barreras al paso del agua subterránea y constituyen los límites de los acuíferos. Esta es una actividad muy importante, porque simplifica el número de unidades que se manejan y da sentido práctico a la clasificación. Como ejemplo de esto, no es igual tener tres unidades litológicas representadas por: Basaltos fracturados, Andesitas fracturadas y materiales aluviales arenosos con muy alta porosidad, que una sola unidad hidrogeológica que conjunta a las tres primeras y se describe de la siguiente forma:

"Unidad hidrogeológica que engloba a materiales de alta permeabilidad, en superficie constituye zonas de recarga y en el subsuelo acuífero de alta potencialidad".

### 6.1.3. CLASIFICACION DE LOS ACUÍFEROS.<sup>9, 13, 20, 21, 26, 32, 36</sup>

En la Hidrogeología hay conceptos muy importantes como el de acuífero, que es el material que por sus características físicas permite el almacenamiento y movimiento del agua subterránea. Para decidir si un sitio es adecuado para ubicar un confinamiento, es necesario saber si existen acuíferos y de que tipo son, pues como se podrá ver enseguida, la vulnerabilidad a la contaminación varía según el tipo de acuífero de que se trate.

De esta forma los acuíferos pueden dividirse en:

**Acuíferos Libres.-** Son aquellos que almacenan y transmiten agua, y que están limitados en su base por materiales impermeables y en su parte superior por la superficie freática, que representa la cima de la zona saturada. Por encima de la superficie freática está la zona no saturada, que es la porción del terreno en donde coexisten, tanto en los poros como en las fracturas del material, el agua y el aire. El espesor de esta zona, es muy variable y puede ir de unos cuantos centímetros a más de 100 m; estas dimensiones, son muy importantes en el momento de analizar la vulnerabilidad del acuífero a la contaminación.

**Acuíferos Confinados.-** Son aquellos que almacenan y transmiten agua, y que están limitados en su base y en su parte superior por materiales prácticamente impermeables. Como se puede ver, la vulnerabilidad a la contaminación de este acuífero es mucho menor, ya que no existe de forma directa una vía de acceso a los contaminantes.

**Acuíferos Semiconfinados.-** Son aquellos que almacenan y transmiten agua, y que están limitados en su base por materiales prácticamente impermeables y en su parte superior por materiales semipermeables (de muy baja permeabilidad), de tal forma que si hay movimiento de agua hacia el acuífero a través de los materiales semipermeables, pero de una forma

extremadamente lenta. La vulnerabilidad a la contaminación de estos acuíferos existe, pero es menor que la de un acuífero libre.

Otra forma de clasificar a los materiales, es de acuerdo a su respuesta al paso del agua, de esta manera se conocen como:

**Acuíferos.-** Materiales que permiten el almacenamiento y movimiento del agua a través de ellos. Su permeabilidad puede variar de alta (de 1 m/día a más de  $10^4$  m/día) a baja (de  $10^{-1}$  m/día a  $10^{-4}$  m/día), en cuyo caso conforman buenos acuíferos y acuíferos pobres, respectivamente. Las vías por las cuales el agua se mueve en los acuíferos son: los poros que se presentan entre los granos de arena, grava, etc., las fracturas existentes en las rocas consolidadas y/o las estructuras de disolución presentes en las rocas carbonatadas.

**Acuitardos.-** Son materiales por lo regular arcillas, que almacenan y transmiten agua, pero de forma muy lenta; tienen permeabilidades bajas a muy bajas, que van de  $10^{-5}$  m/día a menos de  $10^{-7}$  m/día.

**Acuicludos.-** Son materiales que almacenan agua pero no la transmiten, por esta razón no pueden ser explotados a través de pozos. Un ejemplo de estos son los granitos en los que sus fracturas no están intercomunicadas, por lo que el agua almacenada en ellas no puede moverse.

**Acuífugos.-** Son materiales prácticamente impermeables, que ni almacenan ni transmiten agua. Como ejemplo está cualquier roca que no ha sido afectada por disolución y no tiene porosidad ni fracturamiento; en la realidad sólo algunas porciones de los materiales de la corteza terrestre, tienen estas características.

En conclusión, las rocas con muy baja permeabilidad son casi siempre acuicludos y/o acuífugos.

De esta forma, los materiales más vulnerables son los que constituyen acuíferos, particularmente los libres cuando presentan una zona no saturada muy delgada, aspecto que permite que los contaminantes puedan llegar rápidamente y contaminar el agua almacenada en ellos, y los materiales que tienen mayor vocación natural para confinar residuos son los acuicludos y acuífugos, así como aquellos que conforman acuíferos confinados.

Por lo antes expuesto, es muy importante realizar una zonificación en función del comportamiento de las unidades litológicas ante el paso del agua, para posteriormente establecer el modelo conceptual hidrogeológico, que en resumen debe comprender como mínimo los siguientes aspectos:

- Establecimiento de las unidades litológicas que conforman acuíferos, de qué tipo son y cómo es su comunicación hidráulica entre ellas.
- Localización de las unidades hidrogeológicas en el sentido horizontal y vertical (esta última representa la posición estratigráfica de las unidades hidrogeológicas).
- Ubicación geográfica de las zonas de recarga y descarga del o los acuíferos.
- Descripción del movimiento del agua en el acuífero.
- Evaluación de la calidad fisicoquímica y bacteriológica del agua subterránea.
- Establecimiento del grado de explotación a que está sometido el acuífero, incluyendo la localización de los pozos que aprovechan su agua.
- Cuantificación de la permeabilidad y la conductividad hidráulica de los materiales, particularmente de los que constituyen la zona no saturada del acuífero.

## 6.2. CICLO HIDRICO. 6, 17, 33, 35

El ciclo hídrico involucra el continuo movimiento de agua entre la atmósfera, agua superficial y la tierra. Los componentes de la circulación del agua, evolucionan según un ciclo cuyo estudio permite precisar su papel respectivo. Podemos distinguir cuatro fases determinadas por la intensidad de las precipitaciones (ver figura 6.1).

a) Primera fase del ciclo de la circulación (período sin precipitación).

Después de un período sin precipitación, la transpiración de los vegetales y la evaporación de las distintas superficies evaporantes (suelo, agua libre), obligan a un consumo de agua subterránea. Las capas superficiales pierden su humedad, las aguas subterráneas circulan hacia los cursos de agua que las drenan y el nivel piezométrico de los mantos desciende.

b) Segunda fase del ciclo de la circulación (comienzo de la precipitación).

Al comenzar la lluvia, la evapotranspiración cesa y las aguas meteóricas son interceptadas por la vegetación, por las superficies de agua libre y por los cursos de agua y el suelo. En este último, una fracción importante se infiltra inmediatamente por las capas superficiales, donde reconstituye la reserva de humedad; el sobrante circula sobre la superficie, alimentando los cursos de agua, la circulación de las aguas subterráneas hacia los cursos de agua, así como el descenso del nivel piezométrico de los mantos continúan.

c) Tercera fase del ciclo de la circulación (punto máximo de la precipitación).

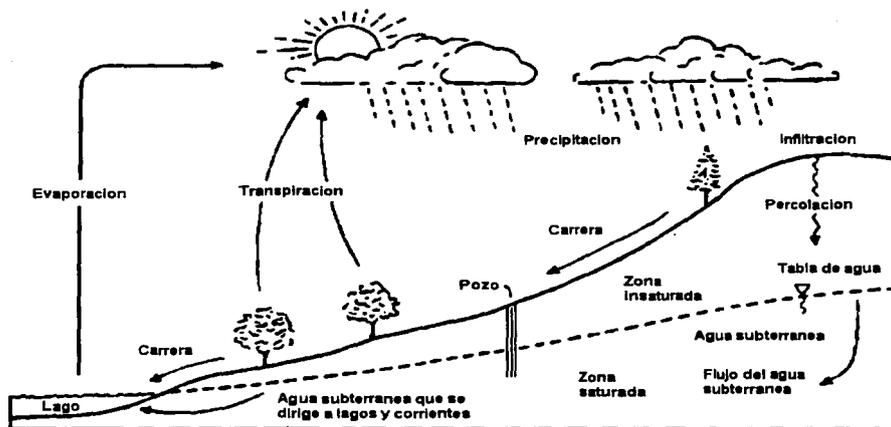
Después de una cierta duración de la precipitación, el manto vegetal no intercepta ya el agua y la totalidad de la precipitación alcanza el suelo. Las superficies secundarias de agua libre se llenan totalmente y evacuan su sobrante. Las capas superficiales del suelo se saturan.

Una parte de las aguas meteóricas se infiltra, alimentando por un lado la circulación del agua en el subsuelo; mientras que por otro, los horizontes de los acuíferos ascienden. El sobrante, más importante a consecuencia de la saturación de las capas superficiales, contribuye ampliamente al arroyamiento en la superficie, que alcanza su máximo. La circulación subterránea aumenta ligeramente. La circulación, el arroyamiento en superficie, la circulación hipodérmica y la subterránea, alcanzan su caudal máximo y los cursos de agua crecen. Los horizontes acuíferos son alimentados localmente por los ríos y los otros cursos de agua. Esta fase solamente tiene lugar si la intensidad del aguacero es suficiente.

d) Cuarta fase del ciclo de la circulación (después de la precipitación).

Cesa la lluvia, por lo que el arroyamiento en la superficie disminuye rápidamente, aunque el suelo y el subsuelo estén saturados. En cambio la infiltración local a partir de las superficies secundarias de agua libre continúa, alimentando la circulación del agua hipodérmica y subterránea, junto con el excedente de humedad del suelo. La evapotranspiración entra en acción. Los ríos y otros cursos de agua alimentados únicamente por las circulaciones hipodérmica y subterránea, decrecen. La circulación de las aguas subterráneas recupera rápidamente su dirección habitual hacia los ríos y otros cursos de agua. Progresivamente el ciclo se enlaza de nuevo con la primera fase.

Figura 6.1 Ciclo Hídrico



### 6.3. RELACIONES AGUA SUBTERRÁNEA – ATMÓSFERA. 1, 4, 6, 9, 13, 17

La precipitación, infiltración y evapotranspiración son los elementos clave que gobiernan el flujo de agua entre la tierra y la atmósfera.

#### 6.3.1. PRECIPITACIÓN.

La precipitación (lluvia, nieve, granizo, etc.) es usualmente el punto inicial de cualquier análisis del balance de masa del flujo de agua del ciclo hídrico. Las propiedades de la precipitación que afectan cuanto agua alcanza la superficie de la tierra incluye:

- **Cantidad.**- La cantidad total de la precipitación que cae en la superficie es el primer parámetro requerido en cualquier cálculo del consumo de agua. Es comúnmente que sea agua subterránea, y tienda a estar lo más cerca de la superficie, en un área de alta precipitación que en una de baja precipitación.
- **Forma.**- Ya sea si la precipitación alcance al suelo como lluvia o nieve puede influenciar cuanto es común de llegar al sistema agua – suelo. En áreas húmedas la lluvia podría entrar realmente al suelo que la nieve, sin embargo la nieve y el hielo pueden ser fuentes significativas de recarga de mantos freáticos en la primavera una vez que la tierra se ha descongelado. En áreas áridas y semiáridas y áreas alpinas el derretimiento de nieve puede ser la forma dominante de recargar el manto freático.
- **Distribución estacional.**- Cantidades iguales de precipitación durante diferentes estaciones pueden resultar en cantidades diferentes de recarga del acuífero. Cuando el suelo está helado, la recarga del acuífero es baja porque la nieve regresa a la atmósfera a través de evaporación o saliendo de la superficie cuando se funde. En primavera y al principio del verano, cuando el suelo está saturado o tiene un alto contenido de humedad, la recarga puede ser la más grande. Al final del verano y en el otoño, cuando el suelo puede ser más seco, la recarga puede ser menor porque la precipitación va a reponer la humedad del suelo.

- **Intensidad y duración.**- Los eventos de precipitación pueden ser caracterizados por la intensidad (pulgadas por hora) y duración (duración del tiempo sobre el cual cae la precipitación). La precipitación convencional (tormenta eléctrica con alta intensidad y corta duración) es común durante el verano y resulta en una menor recarga del agua subterránea que en la precipitación ciclónica (eventos de baja intensidad – larga duración causados por un sistema de baja presión grande). La precipitación orográfica (causada por barreras orográficas que fuerza a aumentar la humedad en el aire y a enfriarse) también tiende a ser de baja intensidad y larga duración.

### **6.3.2. INFILTRACIÓN.**

No toda la precipitación alcanza el suelo; alguna es interceptada por edificios y árboles y se evapora. La cantidad de agua que alcanza al suelo entra y entra en él, está determinada por la capacidad de infiltración. La capacidad de infiltración de un suelo dado es controlada por algunos factores:

- Antecedentes de precipitación y condiciones de humedad del suelo. La humedad del suelo varía estacionalmente, es usualmente alta durante el invierno y la primavera y baja durante el verano y el otoño. Si el suelo está seco, humedeciendo la parte alta pudiese crear un potencial capilar fuerte sólo bajo la superficie, complementando a la gravedad. Cuando está mojado, algunos suelos arcillosos se hinchan, cerrando el espacio de los poros, de esta manera reducen la capacidad de infiltración rápidamente después de que la lluvia inicia.
- Compactación del suelo debido a la lluvia. El impacto de las gotas de lluvia sobre la superficie del suelo durante una lluvia intensa es más común para reducir la infiltración que una lluvia tenue.
- El lavado interior de material fino dentro de las aberturas del suelo reduce la capacidad de infiltración.
- Compactación del suelo debido a animales, caminos, senderos, desarrollo urbano, etc. reduce la infiltración.
- Ciertas microestructuras en el suelo podrían promover la infiltración, tal como canales creados por la interfase entre las unidades estructurales del suelo, aberturas causadas por animales excavadores, insectos, raíces decadentes y otra materia vegetal, heladas, grietas disecadas y otros macroporos.
- Las cubiertas de vegetales tienden a incrementar la infiltración porque promueve la población de los organismos excavadores y retarda la descarga superficial, la erosión y la compactación por gotas de lluvia.
- Disminución de temperatura, la cual incrementa la viscosidad del agua, reduciendo la infiltración.
- El aire atrapado en la zona insaturada tiende a reducir la infiltración.
- Gradiente superficial. La topografía plana favorece la infiltración porque cualquier superficie de agua puede moverse más lentamente que en una topografía con pendiente.

La capacidad de infiltración es usualmente más grande en el inicio de una lluvia que sigue de un período seco, pero disminuye rápidamente. Como la duración de la lluvia aumenta, la infiltración está determinada por la conductividad hidráulica saturada del suelo, llegando a ser constante.

En un suelo de grano fino la infiltración puede ser más baja que la conductividad hidráulica inmediatamente debajo de la superficie como resultado del atascamiento por partículas. Si la precipitación es más grande que la capacidad de infiltración, la descarga a la superficie ocurre. Si es menor que la capacidad de infiltración, toda la humedad entra a la superficie. La cantidad de agua que entra al sistema del manto freático como recarga puede depender de la cantidad de la evapotranspiración.

### **6.3.3. EVAPOTRANSPIRACIÓN.**

El agua se mueve del suelo a la atmósfera por evaporación directa, y por la transpiración de las plantas. La remoción de agua del suelo por transpiración de las plantas ocurre hasta donde las raíces de las plantas son capaces de penetrar. Dependiendo del tipo de vegetación y de las condiciones del suelo, esta profundidad es típicamente 3 a 4 pies para granos y pastos.

La relación entre evapotranspiración y precipitación determina si las sales solubles en el suelo pueden lixiviar (precipitación > evapotranspiración) o acumular (precipitación < evapotranspiración). Esto tiene una importante implicación para el transporte de contaminantes, porque un medio ambiente lixiviado puede tender a mover contaminantes solubles dentro de la zona saturada, mientras que los contaminantes podrían tender a permanecer en el suelo en un ambiente de acumulación de sales.

## **6.4. RELACIONES ENTRE MANTO FREÁTICO Y SUPERFICIE DE AGUA. 4, 6, 16, 18, 29, 30**

### **6.4.1. CARACTERÍSTICAS DEL FLUJO DE AGUA SUPERFICIAL.**

Los canales de almacenamiento se refieren a toda el agua contenida en cualquier instante dentro de la corriente permanente del canal. La corriente incluye toda el agua que fluye a través de una sección transversal, esta agua puede consistir de la precipitación que cae directamente en el canal, corrientes superficiales y corrientes de agua subterránea y efluentes. El cuerpo de almacenamiento puede también moverse a un canal de almacenamiento después del flujo en una caída de la corriente del canal en condiciones de flujo alto, intermedio o bajo. El flujo de agua superficial generalmente muestra pequeñas fluctuaciones en respuesta a eventos individuales de precipitación y fluctuaciones grandes en las distintas estaciones del año. Las graficas de corrientes (el dibujo de las descargas como función del tiempo) es una manera fácil de ver estas fluctuaciones.

### **6.4.2. CUENCAS DE DRENAJE.**

La cuenca de drenaje o línea divisoria de las aguas es la unidad geográfica para estudiar la superficie del agua. La línea divisoria del agua es el área que contribuye con agua a un canal particular o conjunto de canales. Cuando la superficie de la tierra es saturada o la precipitación excede la velocidad de infiltración, la corriente superficial se mueve cuesta abajo hasta que alcanza una corriente. Cuando algunas corrientes vienen juntas, los flujos de sus cuencas separadas se combinan para formar una gran cuenca. La superficie de las cuencas de drenaje son definidas realmente por mapas topográficos sobre los cuales las divisiones de drenaje marcan las fronteras entre las cuencas. (fig.6.2 y tabla 6.1).

Figura 6.2 Rutas de drenaje y variaciones de densidad

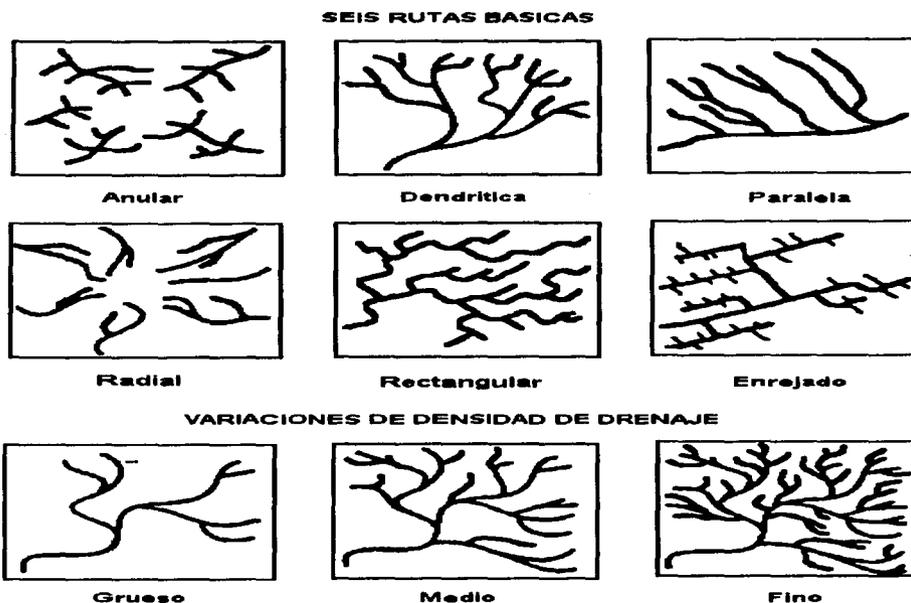


Tabla 6.1 Rutas de la red de drenaje como indicadores los sistemas geológicos / hidrológicos.

RUTA DE DRENAJE	INDICADOR GEOLÓGICO / GEOMORFOLÓGICO	INDICADOR HIDROGEOLOGICO
Anular	Control estructural y litológico, cúpula (alternando unidades estratigráficas ladeadas, unidades volcánicas o sedimentarias) gradientes de pendiente baja o alta.	Prevalecen sistemas de flujo local, hidrología volcánica o sedimentaria, áreas de recarga local y regional, fracturas y matriz de flujo
Dendrítica	Control litológico, unidades sedimentarias o volcánicas de plano falso, gradiente de baja pendiente.	Posibles sistemas de flujos locales y regionales extensos, controlados por el grado de continuidad topográfica / geológica. Litología uniforme, matriz de flujo dominante
Paralela / subparalela	Control estructural y litológico; unidades surficiales, control de pendientes.	Prevalecen los sistemas de flujo local en materiales surficiales, domina la matriz de flujo
Radial	Control estructural y litológico, estructuras de cúpula (intrusivas), estructuras volcánicas, residuos de erosión, unidades volcánicas, sedimentarias o cristalinas, gradientes de pequeñas y altas pendientes.	Orillas de sistemas de regionales de flujo, prevalecen sistemas locales de flujo, áreas de recarga regionales y locales, el flujo de fractura domina si el flujo de matriz estructural, de fractura mezclada domina, si la matriz de flujo volcánico domina, la matriz de flujo domina si las características erosionales dominan
Rectangular	Control estructural, unidades cristalinas uniformes (granito, carbonatos y rocas volcánicas).	Posibles sistemas de flujo regionales (karst) y locales (karst o unidades sedimentarias/igneas/metamórficas), sistemas de zonas de control de flujo en fallas y fracturas y localización de áreas de descarga.
Enrejado	Control estructural y litológico, alternar unidades enrejadas o estratificadas, unidades volcánicas o sedimentarias, gradientes de alta y baja pendiente.	Prevalecen los sistemas de flujo local, alternan los acuíferos y las unidades de confinamiento, es posible flujo de fractura y de matriz.

### 6.4.3. TIPOS DE CORRIENTES.

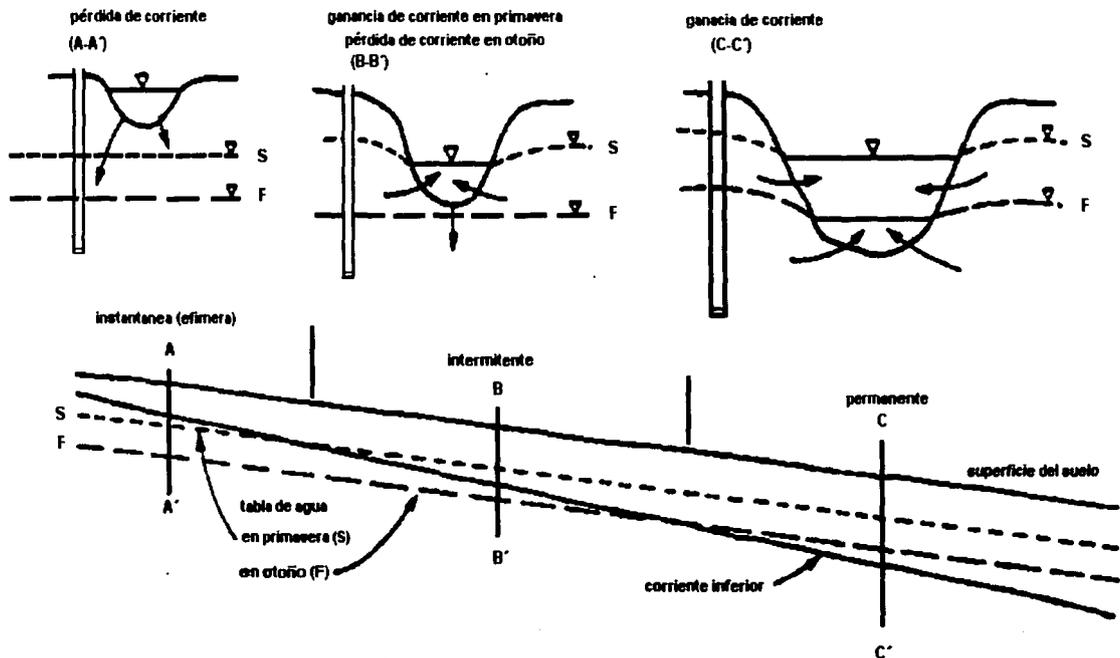
Desde un punto de vista hidrogeológico, hay tres tipos importantes de corrientes: instantánea (efímeras), intermitentes y permanentes. El tipo de corriente está determinado por la relación entre la tabla de agua y el canal de la corriente (ver figura 6.3).

**Una corriente instantánea** debe su flujo de entrada a una corriente superficial. Esta puede tener un canal no definido y la tabla de agua permanece consistentemente debajo del fondo del canal. El agua se fuga del canal dentro del suelo, recargando los estratos subyacentes.

**La corriente intermitente** fluye solamente una parte del año, generalmente de la primavera a la mitad del verano, así como durante los períodos húmedos. Durante el clima seco, estas corrientes fluyen solo porque el agua subterránea se descarga dentro de ellas cuando asciende a la tabla de agua por encima de la base del canal.

**Las corrientes permanentes** fluyen todo el año. Típicamente, la tabla de agua está siempre encima de la corriente más baja, por eso el agua subterránea es descargada a la superficie, y la corriente de flujo se incrementa corriente abajo. Una corriente la cual se incrementa corriente abajo es llamada ganancia de corriente. Cuando la descarga de una corriente disminuye corriente abajo debido a una fuga, esta es llamada una pérdida de corriente. En una corriente de pérdida, la tabla de agua esta debajo del fondo de la corriente, pero la cantidad descargada a la subsuperficie no es suficiente para eliminar el flujo superficial durante períodos de flujo bajo. Durante los períodos húmedos, el flujo superficial en corrientes permanentes proviene de una mezcla de corrientes superficiales y afluentes de agua subterránea. Durante períodos secos, el flujo de corrientes permanentes viene de principalmente de descarga de agua subterránea, y es llamado el flujo base.

Figura 6.3 Relaciones entre tabla de agua y tipos de corrientes



## 6.5. AGUA EN LA ZONA VADOSA. 2, 6, 13, 23, 37, 38

### 6.5.1. CONCEPTOS DE ENERGÍA AGUA – SUELO.

**Energía libre** es el término general usado para caracterizar el estatus de energía del agua. El agua podría tender a moverse o cambiar del nivel de energía libre más alto al más bajo.

La energía libre del agua – suelo es influenciada por los tres tipos principales de energía potencial:

- **El potencial matrico ( $P_m$ )** es la atracción del agua en la subsuperficie del suelo. El potencial matrico aumenta con la adsorción de agua dentro del suelo y la acción capilar en los poros del suelo. Las fuerzas causantes de esta energía potencial reducen la energía libre del agua y es algunas veces llamado succión matrica. Generalmente a partículas más pequeñas y tamaño del poro más pequeño, es más grande el potencial matrico.
- **Potencial osmótico ( $P_o$ )** resulta de disolver constituyentes en agua subsuperficial. La atracción de los iones del soluto a las moléculas de agua reduce la energía libre del agua. Consecuentemente, el agua pura podría moverse entre una membrana semipermeable al lugar con la concentración más alta de soluto. Esto es llamado algunas veces succión osmótica. La diferencia de concentración más alta de soluto entre una membrana, es la succión osmótica más grande.
- **El potencial gravitacional ( $P_g$ )** es la fuerza de atracción de la gravedad a través del centro de la tierra.  
 $P_g = Gh$ , donde G es la aceleración de la gravedad y h es la altura arriba de la elevación de referencia (usualmente elegida debajo del punto más bajo al cual este potencial podría ser medido para que el potencial gravitacional pueda ser siempre positivo).

El potencial agua-suelo total es la suma de las contribuciones de las fuerzas que actúan sobre el agua del suelo:

$$P_t = P_g + P_m + P_o + \dots$$

Puesto que la gravedad es un potencial positivo y los potenciales matrico y osmótico son negativos, el agua sólo podría moverse a través del perfil del suelo si  $P_g > P_m + P_o$ . Los potenciales osmótico y matrico son fuerzas que afectan significativamente el movimiento de agua en la zona insaturada. En la zona saturada el potencial gravitacional es la fuerza dominante.

### 6.5.2. SUBDIVISIÓN DE LA ZONA VADOSA.

La zona insaturada se refiere al suelo y las rocas entre la superficie y la tabla de agua. La zona insaturada puede ser de pocos metros a cientos de metros de espesor. La parte más alta (hasta 2 m) es comúnmente marcada por un alto contenido de arcilla, materia orgánica natural abundante y una gran actividad microbiana. La tabla de agua es la superficie debajo de la cual virtualmente todos los espacios de los poros están llenos de agua ("saturada"). Todas las rocas o suelo debajo de la tabla de agua (en la zona saturada) se asume que están saturados con agua subterránea. El agua en la superficie se mueve a través de los poros (espacios entre las partículas sólidas de roca) en el suelo o roca (matriz) y fluye a través de la zona insaturada a lo largo de la tabla de agua. Una vez que el agua alcanza la zona saturada, puede, en general moverse mucho más libre y rápidamente.

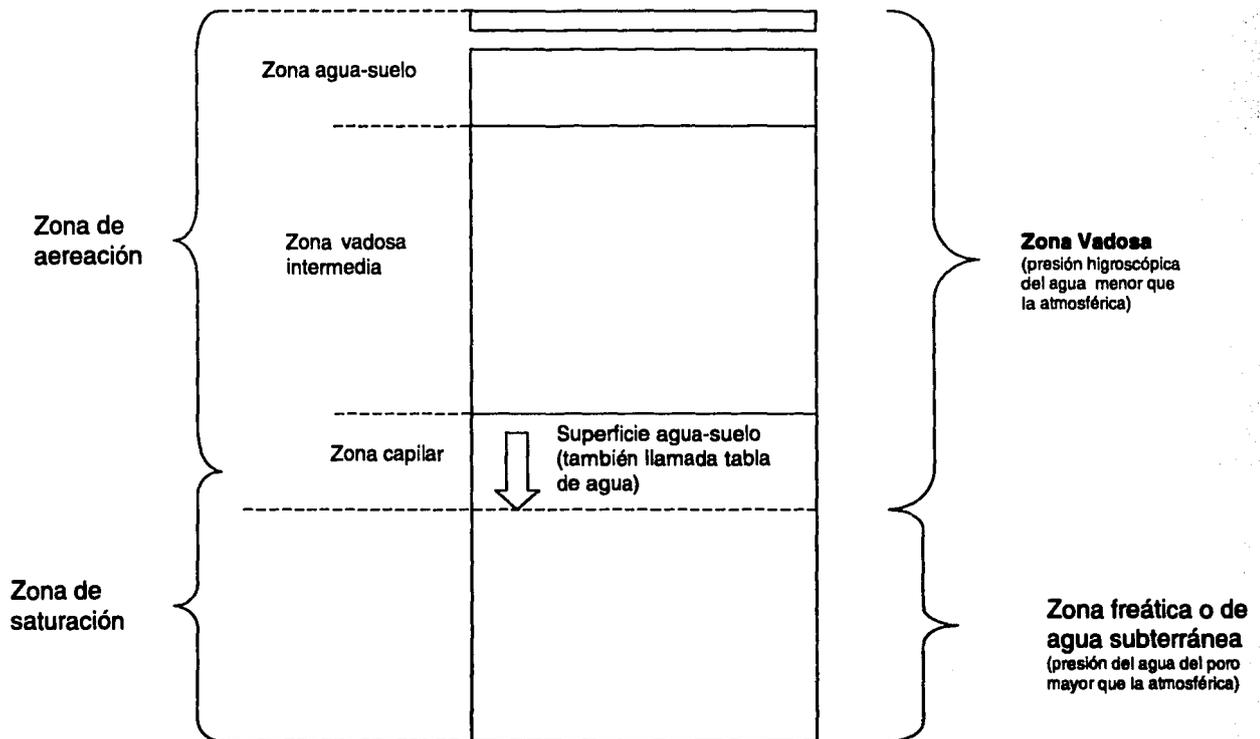
La zona vadosa tiene 3 subdivisiones importantes (ver figura 6.4):

- **Zona de raíz o agua-suelo.** Esta zona se encuentra entre la superficie del suelo y la máxima profundidad a la cual las raíces penetran. Está caracterizada por grandes fluctuaciones en la cantidad y calidad de humedad en respuesta a la transpiración y evaporación. La zona de raíces es comúnmente llamada la zona suelo-agua en la

literatura hidrológica, pero este término no es exactamente adecuado, dado que las raíces pueden penetrar debajo de la zona madura de un perfil del suelo. Las diferencias locales entre los potenciales osmótico (creado entre las membranas de las raíces), matrico y gravitacional pueden determinar si el agua que entra al suelo, ataca las partículas del suelo, es transpirada por las plantas, o se mueve a través de la zona de la raíz.

- **Vadosa intermedia.** Esta zona tiene un contenido de humedad residual determinado por el potencial matrico. En materiales de grano grueso (arena y grava), la cantidad de agua retenida por el potencial matrico es baja; en materiales de grano fino, particularmente arcilla, la cantidad de agua retenida puede ser muy alta. Debido a que esta zona también contiene cantidades significativas de aire en el espacio de los poros, la gravedad del agua que alcanza esta zona se mueve relativamente lenta en la zona saturada por el flujo insaturado hasta que llega al margen capilar.
- **Margen capilar.** Esta zona marca la transición final entre la zona vadosa y la zona saturada. La capilaridad es debida a: (a) las fuerzas atractivas agua-sólido y (b) la tensión superficial del agua. Para el agua, la altura capilar a la que sube en un tubo puede ser calculada por la expresión  $h = 0.15/r$ , donde  $r$  es el radio del tubo. En otras palabras, a más pequeño diámetro, el ascenso capilar es más alto. Dependiendo de la textura del suelo o del material geológico, este margen puede variar de alrededor de 1 pie (arena) a 3 pies o más (arcilla).

Figura 6.4. clasificación del agua subsuperficial



Distribución de la presión del fluido en el suelo con respecto a la superficie de agua subterránea

### 6.5.3. FLUJO SATURADO CONTRA FLUJO NO SATURADO.

El flujo saturado puede ocurrir en la zona vadosa cuando la cantidad de agua que se esta moviendo dentro del suelo es suficiente para llenar todo el espacio de los poros en el suelo. Esto es usualmente un estado temporal porque en cuanto el agua deja de fluir dentro del suelo, la gravedad del agua puede fluir relativamente rápido dentro de los canales y los espacios más grandes de los poros en el suelo. Usualmente la gravedad del agua (donde  $P_g > P_m + P_o$ ) drena desde el suelo dentro de 1 a 3 días. En este tiempo el suelo mantiene su capacidad de campo de agua, con aproximadamente la mitad del espacio de poro lleno con aire y la otra con agua.

### 6.6. AGUA EN LA ZONA SATURADA: CONCEPTOS FUNDAMENTALES. 2, 4, 6, 22, 32, 33, 36.

#### 6.6.1. CABEZA HIDRÁULICA Y GRADIENTES.

El nivel de agua en un pozo, usualmente expresado como pies sobre el nivel del mar, es la cabeza total (ht), la cual consiste de la cabeza de elevación (z) y la cabeza de presión (hp):

$$ht = z + hp \quad (1)$$

En un acuífero no confinado, la cabeza de la presión (hp) es igual a cero en la superficie de la tabla de agua porque esto marca la transición desde la cabeza de presión negativa en la zona vadosa a la cabeza de presión que podría ser ya sea negativa o positiva en la zona saturada.

En la zona de recarga del manto freático, la cabeza de presión disminuye con el aumento de la profundidad; en una zona de descarga, la cabeza de presión se incrementa con la profundidad.

El gradiente hidráulico (l o i) es medido como el cambio en el nivel de agua por unidad de distancia a lo largo de la dirección en que cabeza máxima disminuye. Esto es determinado por la medición del nivel de agua en algunos pozos que miden la verdadera tabla de agua no confinada o el mismo acuífero confinado. El gradiente hidráulico es la fuerza impulsora que causa que el agua subterránea se mueva en la dirección de disminución de cabeza total.

#### 6.6.2. ANISOTROPÍA Y HETEROGENEIDAD.

Los acuíferos en los cuales la conductividad hidráulica u otras propiedades son casi uniformes son llamados homogéneos, aquellos en los cuales las propiedades son variables son heterogéneos o no homogéneos. Si la conductividad hidráulica en un punto dado en un acuífero son distintas en las dirección horizontal y vertical, es anisotrópico. Si la conductividad hidráulica es uniforme en todas direcciones, lo cual es raro, el acuífero es isotrópico. Los tres posibles tipos de heterogeneidad de acuíferos son: (1) variando el espesor (A, común con sedimentos fluviales y deltaicos), (2) Capas con diferentes conductividades hidráulicas (B, común con sedimentos depositados bajo los cuerpos de agua), y (3) cambios laterales en la conductividad hidráulica (C, común con depósitos glacioluviales y áreas de estructura geológica compleja).

### **6.6.3. MEDIO DEL PORO VS FLUJO EN FRACTURAS / EN CONDUCTOS.**

El agua subterránea fluye en los espacios de los poros interconectados entre las partículas sólidas de un acuífero. Muchas ecuaciones de flujo suelo-agua asumen que el agua está fluyendo a través de un material donde el tamaño del poro es bastante pequeño que el agua fluye sin turbulencia. Esto es verdadero generalmente en acuíferos donde la matriz principal o de porosidad no ha sido alterada por procesos geológicos o de formación del suelo que crean aberturas secundarias llamadas a menudo porosidades secundarias. Las aberturas secundarias son clasificadas como fracturas, las cuales se desarrollan como resultado de la deformación o esfuerzo liberado por procesos geológicos y las aberturas se salda, son formadas del aumento de las fracturas por la disolución de minerales solubles tales como carbonato en piedras calizas. El flujo en fracturas es más significativo en rocas cristalinas (granito, varias rocas metamórficas) porque la porosidad principal de estas rocas es muy lenta.

Muchos acuíferos sedimentarios consolidados son fracturados en varios grados. Los acuíferos donde el flujo de fractura es insignificante tienden a ser anisotrópicos. El flujo en fracturas es una contribución principal para la dispersión hidrodinámica a gran escala, causando que los contaminantes se muevan mucho más rápido en un acuífero que lo que podría ser predicho por los cálculos de flujo basados en la porosidad principal.

El flujo en piedras calizas cavernosas y dolomitas es llamado flujo en conductos. Los canales subsuperficiales pueden ser largos y continuos con lo cual el sistema es más comúnmente una serie de canales interconectados que un material poroso. En las rocas cristalinas, la porosidad principal de la caliza tiende a ser muy lenta de modo que el flujo suelo-agua sea concentrado en fracturas y en canales de solución.

### **6.6.4. FLUCTUACIONES DE AGUA SUBTERRÁNEA.**

Los niveles de agua subterránea fluctúan a lo largo del año en respuesta a los cambios naturales en la descarga y recarga (o almacenamiento), cambios en la presión y el esfuerzo artificial. Las fluctuaciones producidas por cambios en la presión están limitadas a acuíferos confinados. Muchos de estos cambios son de corta duración y son causados por cargas, tal como por el paso de un tren comprimiendo el acuífero, o por un aumento en la descarga de una corriente falsa. Otras son relacionadas a cambios en la presión barométrica, corrientes, sismos, etc. La tabla 2.2. resume los 13 mecanismos que alcanzan las fluctuaciones en los niveles de agua subterránea.

Las fluctuaciones en los niveles de agua en acuíferos confinados pueden ser caracterizados por la eficiencia barométrica, la relación del cambio en la cabeza al cambio en la presión atmosférica. Esta relación cae usualmente en el rango de 0.20 a 0.75. La eficiencia barométrica puede ser usada para estimar propiedades del acuífero, como el coeficiente de almacenamiento, transmisividad y propiedades elásticas de volumen.

Las fluctuaciones que involucran cambios en el almacenamiento son generalmente de mayor duración. Un número de actividades humanas causan fluctuaciones de larga duración en los niveles de agua subterránea.

El bombeo de agua subterránea reduce el nivel de la misma, actividades tales como irrigación agrícola, recarga artificial, fugas de estanques, lagunas y rellenos sanitarios tienden a causar aumentos localizados en los niveles de agua subterránea. Los pozos profundos de inyección dentro de acuíferos confinados también causan elevación en la superficie potenciométrica.

Tabla 6.2. Resumen de los mecanismos que producen fluctuaciones en los niveles de agua subterránea.

	NO CONFINADO	CONFINADO	NATURAL	INDUCIDO POR EL HOMBRE	CORTA DURACION	DIURNO	ESTACIONAL	LARGA DURACION	CLIMÁTICO
Recarga de agua subterránea	x		x				x		x
Recarga durante la captura de aire (air entrapment)	x		x		x				x
Evapotranspiración	x		x			x			x
Efecto de almacenamiento de banco de corrientes	x		x				x		x
Efecto de mareas cerca al océano	x	x	x			x			
Efectos de la presión atmosférica	x	x	x			x			X
Cargas externas al acuífero confinado		x		x	x				
Terremotos		x	x		X				
Bombeo de agua subterránea	x	x		x					X
Pozos profundos de inyección		x		x					X
Recarga artificial / fugas	x			x					x
Irrigación agrícola / drenado	x			x					x
Drenado geotécnico	x			x					X

Los efectos de la evapotranspiración sobre un acuífero poco profundo o superficial son ambos diarios y estacionales. Las plantas, sirven como bombas momentáneas, remueven agua del borde capilar o uniforme debajo de la tabla de agua durante horas del día en la temporada de crecimiento. Este resultado es una fluctuación diurna en la tabla de agua en el flujo de la corriente.

La tabla 6.3 resume las condiciones naturales típicas que afectan las fluctuaciones de agua subterránea en respuesta a:

1. Congelamiento.
2. Régimen de humedad.
3. Drenado superficial y grado de pendiente
4. Espesor de la zona de aireación.

Todos estos factores necesitan ser considerados en la recopilación de los datos sobre los niveles de agua en pozos cuando se están preparando mapas de superficies potenciométricas.

Tabla 6.3. Factores y condiciones naturales que afectan las fluctuaciones naturales de agua subterránea.

FACTOR / ZONA	CONDICIONE DEL AGUA SUBTERRÁNEA Y CARACTERÍSTICAS DE LAS FLUCTUACIONES DEL NIVEL DE AGUA
<p>Congelamiento del suelo</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1. Heladas permanentes (permafrost) de áreas.</li> <li>2. Congelamiento uniforme en la zona del suelo en la superficie de la tierra</li> <li>3. Congelamiento esporádico de la zona de aireación.</li> <li>4. Ausencia completa de congelamiento del suelo</li> </ol>	<p>Dos veranos aumentan el nivel de agua. Una elevación marcada del nivel de agua en la primavera, seguida por una recesión del nivel de agua hasta el otoño. Un segundo aumento más pequeño del nivel de agua en otoño seguido por una disminución gradual hasta la primavera. El acuífero puede cambiar las condiciones de la tabla de agua durante el verano para confirmar las condiciones cuando el suelo está congelado. El nivel de agua aumenta principalmente en el invierno. El nivel del suelo aumenta durante las estaciones lluviosas</p>
<p>Régimen de humedad del suelo</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1. Región de alta humedad</li> <li>2. Región de humedad moderada</li> <li>3. Región de poca humedad</li> </ol>	<p>La cantidad de precipitación es más alta que la evapotranspiración. Los niveles de agua son afectados rápidamente por pequeñas lluvias y variaciones de temperatura. Amplitudes pequeñas de fluctuaciones de agua. Así como la tabla de agua es más grande con la profundidad en la zona 1, la amplitud de las fluctuaciones del nivel de agua son más distintas y más grandes que en las zonas 1 y 3. La evapotranspiración es un factor dominante en las fluctuaciones del nivel de agua.</p>
<p>Drenado superficial y grado de pendiente</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1. Drenado bien desarrollado (generalmente topografía montañosa).</li> <li>2. Drenado moderadamente desarrollado (generalmente mesetas)</li> <li>3. Drenado pobremente desarrollado (generalmente planicies y partes bajas de valles)</li> </ol>	<p>Alta descarga (runoff) y baja infiltración de agua subterránea. La amplitud de las fluctuaciones del nivel de agua pueden ser altas. Descarga moderada e infiltración al acuífero. La amplitud de las fluctuaciones del nivel de agua son más bajas que en la zona 1 pero más altas que en la zona 3. Baja descarga y alta infiltración al acuífero. La tabla de agua esta a poca profundidad.</p>
<p>Espesor de la zona de aireación (d)</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1. d es menor que 0.5 m</li> <li>2. d esta entre 0.5 y 4 m de espesor</li> <li>3. d es más grande que 4 m</li> </ol>	<p>Las fluctuaciones del nivel de agua son de pequeña amplitud. La evapotranspiración de la tabla de agua prevalece sobre la descarga de primavera. Fluctuaciones del nivel de agua de amplitud más grande que en la zona 1. la descarga de primavera prevalece sobre la evapotranspiración. Fluctuaciones del nivel de agua de pequeña amplitud y la evapotranspiración podrían ser de importancia limitada.</p>

## 6.7. AGUA EN LA ZONA SATURADA (2): ALMACENAMIENTO Y FLUJO DE AGUA.<sup>1, 2, 5, 11, 13, 21, 31, 32, 37, 38</sup>

### 6.7.1. PROPIEDADES DE ALMACENAMIENTO DE ACUÍFEROS: POROSIDAD Y RENDIMIENTO ESPECÍFICO / ALMACENABILIDAD.

La porosidad, expresada como porcentaje o en fracción decimal, es la relación entre las aberturas en las rocas y el volumen total de la roca. Esto define la cantidad de agua en un volumen saturado de roca que puede almacenar. Si una unidad de volumen de roca saturada desagua por gravedad, no toda el agua contenida en ella puede ser liberada. El volumen drenado es el rendimiento específico, un porcentaje y el volumen retenido es la retención específica. De esta manera, la porosidad es igual rendimiento específico más la retención específica. Los poros aislados, ya sean llenos de aire o de agua, pueden ser considerados parte del volumen sólido de una roca para propósitos del análisis de flujo del manto freático.

Otro término importante es la almacenabilidad (S), la cual describe la cantidad de agua que un acuífero puede liberar del almacenamiento por unidad de área superficial por unidad de cambio en la cabeza. En acuíferos no confinados, la almacenabilidad, para todos los propósitos prácticos es igual al rendimiento específico. La almacenabilidad de acuíferos confinados es substancialmente más pequeña que el rendimiento específico, porque el agua liberada del almacenamiento cuando la cabeza disminuye viene de la expansión de agua y la compresión del acuífero, ambos de los cuales son muy pequeños. Para acuíferos confinados, la almacenabilidad generalmente tiene rangos entre 0.005 y 0.00005, con acuíferos confinados con fugas cayendo en la parte más alta de este rango (0.0001 a 0.00001 pueden también ser citados en la literatura como un rango típico). La almacenabilidad pequeña de los acuíferos confinados significa que los cambios grandes de presión a través de áreas abiertas son necesarios para obtener un suficiente suministro desde un pozo.

### 6.7.2. PROPIEDADES DE TRANSMISIÓN DEL AGUA: CONDUCTIVIDAD HIDRÁULICA Y TRANSMISIVILIDAD.

Los términos permeabilidad (P) y conductividad hidráulica (K) a son a menudo usados indistintamente para referirse a la facilidad con la cual el agua se mueve a través del suelo o en un acuífero bajo condiciones saturadas. Los hidrogeólogos tienden a hacer una distinción entre permeabilidad intrínseca (k-una propiedad del medio poroso solo que es independiente de la naturaleza del líquido o campo potencial) y la conductividad hidráulica (K-una función de ambos del medio y el fluido fluyendo a través de este). Una definición precisa de la conductividad hidráulica es: La cantidad de agua que podría fluir a través de una unidad de área de sección transversal de un material poroso por unidad de tiempo bajo un gradiente hidráulico de 1.0 (medido en ángulo recto en la dirección de flujo) a una temperatura específica. La velocidad de permeabilidad del suelo es reportada típicamente en unidades de pulgadas / hora basadas en la prueba de precolación. La conductividad hidráulica puede ser reportada en una variedad de unidades:  $\mu\text{m/s}$ ,  $\text{cm/s}$ ,  $\text{m/s}$ ,  $\text{ft/día}$ ,  $\text{gpd/ft}^2$  (galones por día por pie cuadrado). Corrientemente, centímetros por segundo es probablemente la unidad más usada.

Transmisividad (T), un término derivado de la conductividad hidráulica, describe la capacidad de un acuífero para transmitir agua. La transmisividad es igual al producto del espesor de acuífero saturado (b) y la conductividad hidráulica (K). Esto es medido comúnmente en unidades de  $\text{gpd/ft}$  del espesor del acuífero:

$$T = Kb \quad (2)$$

### 6.7.3. LEY DE DARCY.

La ecuación fundamental usada para describir el flujo de agua a través del medio poroso es la ley de Darcy.

La ley de Darcy, expresada en muchas formas diferentes, permite el cálculo de la cantidad de agua fluyendo a través de un área definida de un acuífero. Una forma de expresar la ley de Darcy es:

$$Q = KiA \quad (3)$$

donde:

Q = cantidad de flujo por unidad de tiempo, en  $\text{gpd}$ .

K = conductividad hidráulica, en  $\text{gpd/ft}^2$

i = Gradiente hidráulico

A = área de sección transversal a través de la cual se mueve el flujo, en  $\text{ft}^2$

La ley de Darcy asume que el flujo es laminar, lo que significa que el agua podría seguir líneas de flujo distintas antes que se mezclen con otras líneas de flujo. Muchas aguas subterráneas que fluyen en medios porosos son laminares. La ecuación no trabaja en flujo turbulento, como en el caso de la velocidad inusualmente alta que podría ser encontrada en fracturas y aberturas de salida o acuíferos adyacentes a algún pozo de bombeo. La conductividad hidráulica K de un sistema es una medida de la facilidad con la cual el agua pasa a través de un medio dado y es una función del medio y del fluido. La constante de proporcionalidad K en la ley de Darcy es definida como  $k\rho g/\mu$ , la densidad  $\rho$  y la viscosidad  $\mu$  son las más importantes propiedades del fluido que afectan a la K. El término g es la aceleración de la gravedad. La permeabilidad k, una característica solo del medio, es la más importante propiedad del medio que influencia la K. Esta refleja ambas la cantidad del espacio de poros dentro de la formación y el grado de interconexión dentro de la estructura del poro. Los valores exactos de la permeabilidad son extremadamente difíciles de determinar.

La ley de Darcy sola es insuficiente hasta para el cálculo más simple de flujo. El modelamiento del flujo de fluidos requiere de la conservación de la masa del fluido:

$$-\left[ \delta \left( \frac{\rho q_x}{\delta x} \right) + \delta \left( \frac{\rho q_y}{\delta y} \right) + \delta \left( \frac{\rho q_z}{\delta z} \right) \right] + \rho W = \delta \left( \frac{\rho \phi}{\delta t} \right) \quad (4)$$

Donde:

- $\rho$  = densidad del fluido
- $q$  = descarga específica en la dirección x, y, z
- $W$  = fuente / término de velocidad de hundimiento
- $\phi$  = porosidad del medio
- $t$  = tiempo

Simplemente establecida, la conservación másica de un fluido requiere la suma de:

1. La masa de fluido a la entrada o la salida del volumen de control en la dirección x, y, z (término entre paréntesis).
2. La creación o destrucción de la masa de fluido libre dentro del volumen debe ser igual.
3. El cambio de la masa del fluido dentro del volumen durante el tiempo del paso.

Cuando la ecuación 4 es combinada con la ecuación 2 (ley de Darcy), el cambio en la cabeza hidráulica con respecto a la distancia son relacionadas al cambio en el flux del fluido con respecto al tiempo.

Esta es la base de los modelos de flujo de fluidos. La conservación de la energía es requerida cuando los cálculos de temperaturas son acoplados con los modelos de flujo del fluido:

$$\rho_f c_f \left[ q_x \frac{\delta T}{\delta x} + q_y \frac{\delta T}{\delta y} + q_z \frac{\delta T}{\delta z} \right] - \lambda_m \left[ \frac{\delta^2 T}{\delta^2 x} + \frac{\delta^2 T}{\delta^2 y} + \frac{\delta^2 T}{\delta^2 z} \right] = \rho_m c_m \left( \frac{\delta T}{\delta t} \right) \quad (5)$$

- Donde:
- $\rho$  = densidad del fluido (f) o matriz (m)
  - $c$  = capacidad calorífica específica del fluido (f) o matriz (m)
  - $q$  = descarga específica en la dirección x, y, o z
  - $T$  = temperatura del fluido y matriz
  - $\lambda_m$  = conductividad térmica de la matriz
  - $t$  = tiempo

La conservación de energía requiere que la suma de:

1. La energía calorífica entrante al volumen de control llevada por el movimiento de fluido (primer término) y
2. El calor saliendo del volumen de control por la conducción de calor a través de los granos del suelo (segundo término) debe ser igual a
3. El cambio en el contenido calórico dentro del volumen de control durante el tiempo.

#### 6.7.4. VELOCIDAD INTERSTICIAL Y TIEMPO DE VIAJE.

El tiempo que toma al agua subterránea para viajar a una distancia específica es particularmente importante en estudios de contaminación. El tiempo de viaje puede ser estimado usando la forma de la ley de Darcy que describe la velocidad lineal promedio:

$$\bar{v} = \frac{Ki}{n} \quad (6)$$

donde:

$v$  = velocidad intersticial (lineal) promedio.

$K$  = conductividad hidráulica horizontal

$i$  = gradiente hidráulico horizontal

$n$  = porosidad

Esta ecuación es más fácilmente usada cuando un mapa potenciométrico del acuífero es disponible para la medición de gradientes hidráulicos. Para cálculos preliminares,  $K$  y  $n$  pueden ser estimados.

Una vez que la velocidad promedio es conocida, el tiempo de viaje sobre una distancia dada puede ser calculada fácilmente:

$$t = \frac{d}{\bar{v}} = \frac{dn}{Ki} \quad (7)$$

donde:

$t$  = tiempo del recorrido

$d$  = distancia

O la distancia del tiempo del contorno de recorrido es calculada como sigue:

$$d = \bar{v}t = \frac{tKi}{n} \quad (8)$$

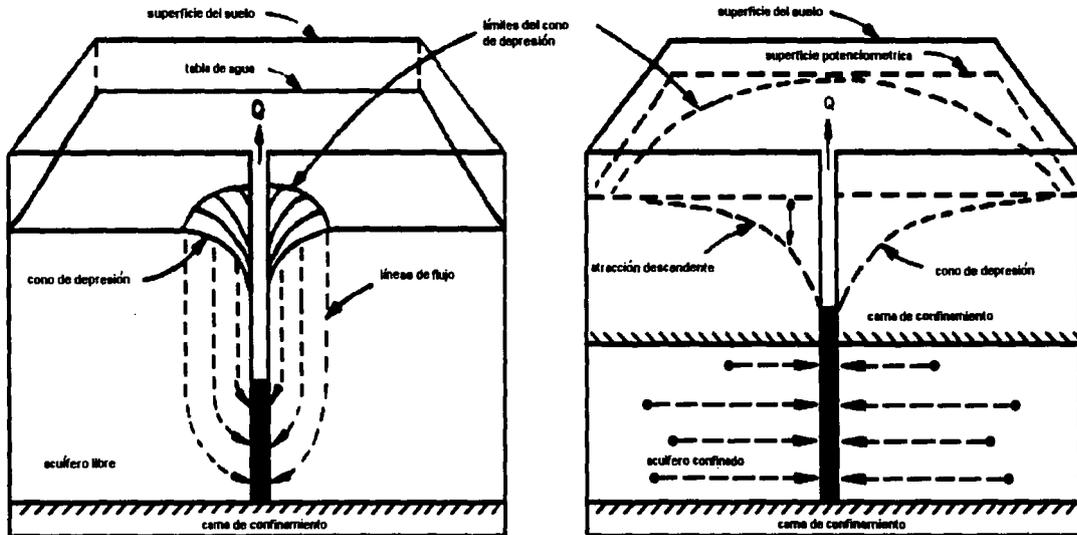
Donde los términos descritos son los mismos que en las ecuaciones anteriores. Esta ecuación es más aplicable a las siguientes situaciones:

- Para calcular el tiempo de recorrido en un acuífero altamente confinado con una superficie potenciométrica lisa cercana. (gradiente de  $<0.0005$  hasta  $0.001$ )
- Para calcular el tiempo de recorrido en un acuífero no confinado con una tabla de agua uniforme cercana y cuando es pequeño comparado al espesor del acuífero o al intervalo oculto ( $<10\%$ ).
- Para calcular el tiempo de viaje de un contaminante de una fuente puntual a un punto de gradiente negativo de interés, si las líneas equipotenciales son aproximadamente iguales entre los dos puntos (por ejemplo, el acuífero es homogéneo).

## 6.7.5. CONCEPTOS DE BOMBEO DE AGUA SUBTERRÁNEA.

**Cono de depresión.-** Cuando un pozo es bombeado, el nivel de agua disminuye para proporcionar un gradiente que dirige el agua a través del punto de descarga. El gradiente llega a ser más grande lo más cercano al pozo, porque el flujo está convergiendo desde todas las direcciones y el área a través de la cual el flujo de agua obtenido es más pequeña. Esto resulta en un cono de depresión alrededor del pozo (ver figura 6.4). En un acuífero confinado la liberación de presión con bombeo se mueve muy rápidamente a través del acuífero, mientras que el agua se mueve más lentamente. El cono de depresión de un acuífero no confinado puede ser de 10 a pocos cientos de pies de diámetro, mientras que en un acuífero confinado podría extenderse por miles.

Figura 6.4 Conos de depresión en acuíferos confinados y libres



En los estudios del manto freático, particularmente de problemas de contaminación, la evaluación de cono o conos de depresión pueden ser críticas, representan un incremento en el gradiente hidráulico, el cual controla la dirección y del flujo. De otra manera, espaciados adecuadamente y bombeando los pozos proveen un mecanismo para controlar la migración de las plumas de lixiviados. La descarga y recarga de los esquemas de los pozos son usadas comúnmente para restaurar acuíferos contaminados.

### Capacidad específica

El nivel estático del agua en un pozo es el nivel previo a cualquier bombeo. La extracción descendente se refiere a la disminución del nivel de agua en un pozo de bombeo y es la diferencia entre el nivel estático y el nivel al cual el agua cae durante el bombeo. La velocidad de descarga del pozo dividido por la extracción es la capacidad específica. La capacidad específica indica cuanta agua en el pozo podría producir por pie de extracción y no podría ser confundido con el rendimiento específico.

Esto puede ser calculado por la siguiente ecuación:

$$\text{Capacidad específica} = Q/s \quad (9)$$

Donde:

Q = velocidad de descarga, en gpm

s = atracción ascendente drawdown, en ft

## 6.8. CLIMATOLOGIA Y BALANCE DE AGUA. 8, 13, 18, 21, 27, 32,

Para determinar la cantidad de agua a infiltrarse en el suelo como lixiviado o líquido percolado contaminante, después de haberse percolado a través de materiales depositados sobre los residuos, se aplicará el Método del Balance de Agua desarrollado por C. W. Thomthwaite, según es descrito por Castany. El método anterior se basa en la evaluación empírica de la evapotranspiración potencial mensual. Después se calcula la evapotranspiración real mensual (elemento desconocido del balance), partiendo de algunas estimaciones, la principal de las cuales concierne a la evaluación de la cantidad máxima de agua almacenada en el suelo antes de su percolación.

La información requerida para la aplicación del método, tiene que ver con las precipitaciones y temperaturas promedio mensuales, de la estación climatológica más próxima, durante un período de observación mínimo de 25 años.

La secuencia a seguir para efectuar el cálculo del Balance de Agua, se presenta a continuación:

a). Determinación de las evapotranspiraciones mensuales potenciales corregidas, a partir de las temperaturas promedio mensuales; empleando para ello, la siguiente formulación:

$$EP_j = 16 \left( \frac{10 * T_j}{I} \right)^a \quad I = \sum_{j=1}^{12} ij \quad ij = \left( \frac{T_j}{5} \right)^{1.514} \quad (10)$$

$$a = 0.49239 + 1792 \times 10E-05 (I) - 771 \times 10E-07 (I^2) + 675 \times 10E-09 (I^3)$$

Donde:

EPj: Evapotranspiración potencial mensual sin corregir, en mm.

Ti: Temperatura media mensual, en °C.

I: Sumatoria de los índices mensuales de calor, (adimensional).

ij : índice mensual de calor del mes "j"(adimensional)

a Coeficiente adimensional que está en función de la sumatoria de los índices mensuales de calor

j : No. del mes considerado.

Además, los valores de "EPj" calculados para cada mes, se corrigen por medio de un coeficiente mensual "K", que toma en cuenta el número de días soleados y el número real de horas entre la salida y la puesta del sol.

b). Cálculo de la humedad potencial de infiltración mensual, realizando el siguiente balance para cada uno de los meses del año:

$$IP_j = (P_j - (CE_j * P_j)) - EP_j \quad (11)$$

Donde:

IPj : Humedad potencial de infiltración mensual, en mm.

Pj : Precipitación media mensual, en mm.

CEj : Coeficiente de escurrimiento mensual, (adimensional).

c). Realización para cada uno de los meses del año, de un balance de agua en la capa superficial del suelo de 25 cm como máximo, tomando en cuenta para tal fin, las siguientes consideraciones:

- c.1. Cuando la precipitación mensual es igual o superior a la evapotranspiración potencial mensual, se producirá un exceso en el aporte de agua al subsuelo; exceso que al ser absorbido, alimentará la reserva de agua almacenada por el mismo suelo.
- c.2. Si la altura de precipitación mensual es inferior a la evapotranspiración potencial mensual, sucederá que la evapotranspiración real consumirá totalmente la precipitación, generándose por tanto un cierto déficit, el cual es cubierto con las reservas de agua del suelo, hasta su agotamiento. Si esta reserva es suficiente para satisfacer dicho déficit, la evapotranspiración real será igual a la evapotranspiración potencial; mientras que si por el contrario, la reserva del suelo resulta ser insuficiente, la evapotranspiración real queda ligada a las precipitaciones mensuales, agotándose las reservas de suelo y generándose por tanto, un déficit en el almacenamiento de agua en el suelo.

Con la metodología antes descrita, se procederá a efectuar un balance de agua con la siguiente información:

- Capa superficial de suelo de material limoso, con una capacidad de campo de 500 mm/m, punto de marchitamiento de 100mm/m, capacidad de absorción de humedad del suelo (HS) de 400 mm/m<sup>2</sup>, y un espesor de 25 cm, lo cual implica una capacidad de absorción de dicha capa de 100mm.
- El cálculo de la evapotranspiración potencial ajustada (ET), se presenta en la tabla No. 6.4.

Tabla No. 6.4 Cálculo de la evapotranspiración potencial ajustada.

MES	TEMPERAT URA °C	INDICE DE CALOR	EVAPOTRANS. POT. MENSUAL (MM)	FACTOR DE CORRECCIÓN	EVAPOTRANS. POT. AJUSTADA (MM)
ENERO	12.94	4.22	42.94	0.954	40.96
FEBRERO	14.09	4.80	49.19	0.902	44.37
MARZO	16.84	6.29	65.38	1.030	67.34
ABRIL	17.60	6.72	70.15	1.048	73.52
MAYO	18.59	7.30	76.56	1.118	85.59
JUNIO	17.34	6.57	68.51	1.104	75.64
JULIO	16.84	6.28	65.26	1.136	74.14
AGOSTO	16.78	6.25	65.01	1.104	71.77
SEPTIEMBRE	16.81	6.27	65.20	1.020	66.50
OCTUBRE	15.87	5.75	59.47	1.002	59.59
NOVIEMBRE	14.47	5.00	51.32	0.934	47.93
DICIEMBRE	13.05	4.27	43.52	0.946	41.17

Para I= 69.72; a= 1.59624

Se consideró un coeficiente de escurrimiento superficial de 0.13 en temporada de secas y de 0.17 en temporada de lluvias, con lo cual pudo estimarse a partir de la precipitación (P), el escurrimiento superficial (ES) y la infiltración (I); estos cálculos se presentan en la Tabla No. 6.5.

La evapotranspiración real (ETA), y la percolación se calcularon mediante las siguientes relaciones:

$$ETA = ET$$

$$\text{Si } I - ET > 0$$

$$ETA = 1 - \dot{A} HS$$

$$\text{Si } I - ET < 0$$

$$PERC = 1 - \dot{A} HS - ETA$$

Estableciendo lo anterior, se realizó el balance de agua para determinar la cantidad de percolación de agua pluvial anual al subsuelo, es decir, la cantidad potencial de lixiviados a generarse.

Estos cálculos se presentan en la TABLA No. 6.6, donde puede observarse que no existe percolación del agua pluvial.

Tabla No. 6.5 Cálculo de la humedad de infiltración

MES	PRECIPITACION MEDIA MENSUAL (MM)	COEFICIENTE DE ESCURRIMIENTO	ESCURRIMIENTO (MM)	INFILTRACION (MM)
ENERO	7.90	0.13	1.03	6.87
FEBRERO	6.40	0.13	0.83	5.57
MARZO	9.91	0.13	1.29	8.62
ABRIL	30.78	0.13	4.00	26.78
MAYO	46.19	0.13	6.00	40.19
JUNIO	110.78	0.17	18.83	91.95
JULIO	120.43	0.17	20.47	99.96
AGOSTO	107.09	0.17	18.21	88.88
SEPTIEMBRE	88.07	0.17	14.97	73.10
OCTUBRE	44.17	0.13	5.74	38.43
NOVIEMBRE	5.78	0.13	0.75	5.03
DICIEMBRE	5.76	0.13	0.75	5.01

Tabla 6.6 Balance de Agua para un Espesor de Cubierta de 0.50 m

PARAMETRO	ENE.	FEB.	MAR.	ABR.	MAY.	JUN.	JUL.	AGO.	SEP.	OCT.	NOV.	DIC.	TOTAL
P	7.90	6.40	9.91	30.78	46.19	110.78	120.43	107.09	88.07	44.17	5.78	5.76	583.26
ES	1.03	0.83	1.29	4.00	6.00	18.83	20.47	18.21	14.97	5.74	0.75	0.75	92.87
I=(P-ES)	6.87	5.57	8.62	26.78	40.19	91.95	99.96	88.88	73.10	38.43	5.03	5.01	490.39
ET	40.96	44.37	67.34	73.52	85.59	75.64	74.14	71.77	66.50	59.59	47.93	41.17	748.52
I-ET	-34.09	-38.8	-58.72	-46.74	-45.4	16.31	25.82	17.11	6.60	-21.16	-42.36	-36.16	
HS	0	0	0	0	0	16.31	42.13	59.24	100	78.84	36.48	0.32	
AHS	-0.32	0	0	0	0	16.31	25.82	17.11	6.60	-21.16	-42.36	-36.16	
ETA	7.19	5.57	8.62	26.78	40.19	75.64	74.14	71.77	66.50	59.59	47.39	41.17	524.55
PERC.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

### 6.9. MUESTREO DE AGUAS SUBTERRÁNEAS.<sup>3,6,10,15,24,25,28</sup>

El muestreo del suelo y del agua subterránea es conducido por una variedad de razones que varían desde la detección o aseguramiento de la extensión de liberación del contaminante para la evaluar la tendencia en la calidad del agua regional. El muestreo inicial del suelo y del manto freático debe de centrarse en localizar la fuente y a la distribución de los contaminantes, si están presentes, y en al caracterización de la variabilidad geoquímica. Esta información ayuda a seleccionar la ubicación de para la realización del monitoreo e identificar los problemas químicos potenciales que pueden afectar la selección y el diseño de los sistemas de tratamiento del suelo y del manto freático. El muestreo de solutos del suelo y del manto freático sobre un periodo de tiempo provee la información sobre la velocidad de y la magnitud de los cambios en la calidad del manto freático. El muestreo confiable de la subsuperficie es inherentemente más difícil que para agua superficial o aire por la desordenada distribución causada por la perforación de pozos o el bombeo y la inaccesibilidad de la zona de muestreo. Consecuentemente, el diseño y la instalación de pozos de monitoreo y las actividades de toma de muestra deben ser conducidos para minimizar la perturbación de las condiciones hidrogeológicas y geoquímicas.

Los esfuerzos preliminares que pueden ayudar en la localización de los puntos iniciales de los pozos de monitoreo para el muestreo de aguas subterráneas incluye:

- Técnicas geofísicas superficiales para elaborar los mapas de la extensión de la pluma de contaminantes;
- Técnicas de muestreo de gases;
- Muestreadores de agua subterránea y de esfuerzo puntual (drive-point), y
- Muestreo selectivo de piezómetros de un solo paso para constituyentes simples como pH, conductividad, y posiblemente concentraciones de oxígeno disuelto y hierro.

La localización de los piezómetros y los pozos de monitoreo para asegurar que están monitoreando el régimen de flujo del agua subterránea es uno de los más importantes componentes en un programa de calidad del agua. La ubicación y el número de puntos de muestreo dependerán de la complejidad de las condiciones hidrológicas, la diversidad de características de la fuente y el grado de detalle espacial y temporal necesario para lograr los objetivos del programa. En muchas situaciones de muestreo, el objetivo es determinar el efecto de una actividad sobre o cercana a la superficie que tiene un efecto sobre la calidad de agua del manto freático. Muchos constituyentes solubles pueden descender verticalmente a través de la zona insaturada hasta llegar debajo del área de actividad y entonces, llegar a la zona saturada, moverse horizontalmente en la dirección del flujo de agua subterránea. De este modo, los puntos de muestreo de la fuente son completados normalmente corriente abajo en la primera unidad permeable de agua encontrada. Los puntos corriente arriba deben ser construidos para proporcionar antecedentes o información de la calidad del agua.

#### **6.9.1. TIPOS DE MONITOREO.**

Un completo programa de muestreo para la caracterización de la subsuperficie incluye algunos tipos de monitoreo, cada uno con su propio objetivo. El objetivo del monitoreo de detección es generalmente determinar la presencia de las condiciones de contaminación. Por ejemplo el monitoreo de la zona vadosa permite la detección temprana de los contaminantes de la subsuperficie antes de llegar al manto freático. Al monitoreo de valoración busca identificar la extensión y la magnitud de la contaminación. El monitoreo de evaluación es usado para suministrar los datos necesarios para diseñar el sistema de restauración. El monitoreo de cumplimiento es diseñado para evaluar el éxito de los esfuerzos de restauración. Cada etapa del monitoreo a menudo requiere la colocación de pozos de monitoreo adicionales y piezómetros para la medición del nivel de agua. Otros tipos de monitoreo incluyen monitoreos de cumplimiento en respuesta a las acciones legales en sitios contaminados y monitoreos de investigación con al intención de objetivos científicos específicos.

#### **6.9.2. PROTOCOLO DE MUESTREO.**

Un protocolo de muestreo asegura la obtención de los datos de una calidad conocida. La incertidumbre, variabilidad hidrogeológica, el aseguramiento de la calidad y la toma de decisiones necesitan ser consideradas desde la etapa inicial del diseño. Los requisitos para la elaboración de un protocolo de muestreo son semejantes a los que se emplean para suelos como se desarrollo previamente en el punto 3.21.

### 6.9.2.1. FRECUENCIA DE MUESTREO.

**Frecuencia de monitoreo de agua subterránea.** La tabla 6.6 muestra los compuestos químicos de interés en el muestreo de agua subterránea y la tabla 6.7 los intervalos estimados de frecuencia de muestreo en meses necesarios para la mantener la pérdida de información a menos del 10 % para ciertos tipos de parámetros químicos. Para muchos compuestos químicos, el muestreo trimestral es adecuado para cambios en las caracterizaciones de corta duración sobre el tiempo. Para algunos compuestos reactivos tales como hierro u otros compuestos redox sensibles, se requiere un muestreo bimestral. Para una información más completa vea los textos de Barcelona y Karklins.

Tabla. 6.6. Compuestos químicos de interés en el muestreo de agua subterránea.

TIPO DE ANALITO	LUGAR DONDE SE EFECTÚA L = LAB. C = CAMPO FC = FILTRADO EN CAMPO	APLICACIONES				
		CALIDAD DEL AGUA	AGUA POTABLE	CONTAMINACIÓN	POSIBLE IMPACTO EN LA FUENTE	EVALUACIÓN GEOQUÍMICA DE LOS DATOS
<u>Geoquímicos</u>						
pH, Eh	F	X	X	X	X	X
conductividad	F	X	X	X	X	X
Temperatura	F	X	X	X	X	X
Oxígeno disuelto	F	X				X
Alcalinidad	F (FF)			X	X	X
Ca <sup>2+</sup> , Mg <sup>2+</sup>	L (FF)					X
Na <sup>+</sup> , K <sup>+</sup>	L (FF)	X	X			
Cl <sup>-</sup> , SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> , PO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	F (FF)	X	X	X	X	X
Silicatos	L (FF)					X
<u>Calidad del agua</u>						
Metales Traza (Fe, Mn, Cr, Cd, Pb, Cu)	L (FF)	X	X	X	X	X
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>						
F <sup>-</sup>	L (FF)	X	X	X	X	X
TOC	L	X	X		X	
TOX	L	X	X	X	X	
SDT	L	X	X	X	X	
Orgánicos	L (FF)	X	X	X	X	X
	L	X	X	X	X	

Tabla. 6.7. Intervalos estimados de frecuencia de muestreo (en meses) para mantener la pérdida de información menor al 10% para ciertos tipos de compuestos químicos.

PARÁMETRO	CONTAMINADO	
	CORRIENTE ABAJO	CORRIENTE ARRIBA
<u>Calidad del agua</u>		
Compuestos traza(<1.0 mg/l)	1 a 2	2 a 10
Compuestos principales	2 a 38	2 a 10
<u>Geoquímica</u>		
Compuestos traza(<1.0 mg/l)	<2	1 a 5
Compuestos principales	7 a 14	1 a 5
<u>Indicadores de la contaminación</u>		
Carbono orgánico total (TOC)	3	3
Halógeno orgánico total (TOX)	24	7
Conductividad	24	7
pH	2	1

#### 6.9.2.2. EQUIPOS DE MUESTREO DE AGUAS SUPERFICIALES.

**Pozos de monitoreo.** La más frecuente aproximación utilizada en el monitoreo de la calidad del agua subterránea es coleccionar y analizar muestras desde pozos de monitoreo. Una vez que la extensión del área de la pluma de contaminación ha sido definida, algunos pozos de monitoreo son instalados dentro o adyacentes a la pluma. El propósito de los pozos de monitoreo es determinar propiedades hidrológicas, proveen una instalación para la toma de muestras de agua y monitorean el movimiento de la pluma de contaminantes. El número y la colocación de los pozos de muestreo y la selección de la profundidad donde las muestras tomadas es crítico (ver textos de Barcelona y Karklins). Usualmente un pozo de muestreo es colocado cerca del centro de la pluma corriente debajo de la fuente de contaminación. Otro es instalado corriente abajo de la fuente de contaminación, saliendo del límite de la pluma y el tercero es colocado para monitorear la química corriente arriba. Otros son instalados para verificar la cantidad de dispersión. En la práctica, el número de pozos varía grandemente dependiendo de la hidrogeología local. La selección de la profundidad donde las muestras son tomadas es una decisión muy difícil.

**Equipo de muestreo y de purga.** Para garantizar que la toma representativa de la muestra un pozo de muestreo, es esencial que el pozo sea purgado previo al muestreo. El agua estancada puede sufrir algunos cambios, además que los resultados del análisis químico de la muestra pueden dar resultados falsos. El purgado del agua estancada puede ser realizado con diferentes equipos. La selección del equipo esta basada sobre los parámetros de interés, el diámetro del pozo, el nivel de agua y otras condiciones del sitio. Los equipos más comúnmente usados en la purga y en la toma de muestras de agua subterránea son:

**Bombas centrífugas.** Utilizadas para pozos son un diámetro de 2 a 4 in con capacidades de 2 a 10 galones por minuto (7.6 a 37.8 litros por minuto) y a una profundidad de la tabla de agua de hasta 6.5 m debajo de la superficie.

**Bombas eléctricas sumergibles.** Utilizadas para purgar pozos de muestreo iguales o mayores a 4 in de diámetro.

**Bombas manuales.** Utilizadas para purgar pozos de 2 in de diámetro en la cual el nivel de estático del agua está también a la profundidad para usar una bomba centrífuga o peristáltica (peristaltic pump).

**Bombas peristálticas.** Utilizadas para purgar un volumen bajo, pozos con capacidades específicas bajas en la cual el nivel estático del agua en el pozo no es más grande de 6.5 m debajo de la superficie del suelo. Las bombas peristálticas son utilizadas para purgar pozos poco profundos.

**Muestreador por inyección de aire (air lift sampler).** Aplicando una presión de aire al pozo para forzar al agua a salir. Relativamente portátil y económico, pero este método no es apropiado para tomar muestras de agua para un análisis químico detallado debido al efecto de pérdida de gases sobre la muestra.

**Bombas operadoras de gas (gas operated pumps).** Pueden ser construidas en diámetros tan pequeños como 1 in. Una amplia variedad del material puede ser utilizado y es relativamente fácil de transportar. La desventaja es que se requiere una fuente de gas en gran cantidad y grandes ciclos de operación son requeridos cuando bombea pozos profundos.

**Bailers.** Pueden ser construidos en una amplia variedad de diámetros y de materiales. Son fáciles de transportar, de limpiar y baratos. La desventaja de utilizarlos es que el oxígeno atmosférico es introducido cuando se transfiere agua al bote de muestreo y causa la contaminación al ser raspados el material del contenedor. Los bailers deben ser construidos de materiales compatibles (teflón, acero inoxidable) y deben ser escrupulosamente limpiados.

#### **6.9.2.3. REPRESENTATIVIDAD DE LAS MUESTRAS.**

Las muestras tomadas con profundidad en sondeos y piezómetros sólo tienen significación si corresponden a la porción filtrante y en ella hay alguna circulación de agua. Por encima el agua está estacionaria y puede ser la de la perforación, la de ensayos anteriores o la introducida en pruebas de admisión. Aún en la zona filtrante pueden tenerse malas muestras si está mal comunicada con el acuífero por haber pocas ranuras o estar éstas parcial o totalmente colmatadas. Si el sondeo pone en comunicación niveles con diferentes potenciales se establece una circulación interna que llena unas porciones del tubo con agua de los de mayor potencial, mientras no puede penetrar el agua de los de menor potencial. Las muestras puntuales deben tomarse de arriba hacia abajo, pues cada introducción y extracción del muestreador produce una mezcla del agua que encuentra en su recorrido. Entre diferentes muestreos debe transcurrir el suficiente tiempo como para que se restablezca la estratificación, en general de una semana a un mes.

#### **6.9.2.4. ENVASES PARA EL TRANSPORTE Y ALMACENAMIENTO.**

El volumen preciso de agua para el análisis de los iones y características fundamentales varía entre 2 y 3 litros, aunque con técnicas de microanálisis basta con sólo 50 cc. Para una revisión de los recipientes a utilizar ver la tabla 3.16. Las botellas de vidrio limpias son buenas en general, pero con vidrios de mala calidad se pueden tener algunas pequeñas alteraciones en el contenido en sílice y quizás en algunos cationes. Las botellas y bidones de plástico son más manejables y de rotura más difícil y por ello de uso más común. En general son de cloruro de polivinilo o polietileno; conviene elegir botellas de plásticos lo más puros posible y nuevas para evitar que puedan ceder algunos iones. En todo caso la botella debe estar bien limpia y si es posible debe ser lavada previamente a la toma con la misma agua a muestrear. Para evitar los escapes de gases, en

especial CO<sub>2</sub> con la consiguiente disminución de alcalinidad y dureza, deben cerrarse bien y estar totalmente llenas, teniendo cuidado de que no se rompan por golpes o calentamientos. En una botella mal cerrada o a medio llenar se pueden tener alteraciones importantes en el pH, CO<sub>2</sub>, gases, alcalinidad, dureza y calcio, y si disuelve aire, en el contenido en Fe, Mn, etc.

Si se desea medir con precisión gases disueltos, además de utilizar un sistema de muestreo adecuado, debe utilizarse una botella de cuello ancho con tapón esmerilado y biselado para poder cerrar sin dejar ninguna burbuja de aire. Estas botellas se usan también para la toma de muestras para determinar la DBO (botellas Winkler) y tienen una capacidad de unos 250 cc.

#### **6.9.2.5. TRANSPORTE AL LABORATORIO Y ALMACENAMIENTO**

Las muestras deben ser analizadas lo antes posible y si se puede, tomar precauciones para que no se alteren ciertas características. Conviene evitar cambios de temperatura y agitaciones o vibraciones y el almacenamiento debe de hacerse en lugar fresco y oscuro. (Ver puntos 3.21.8 al 14 para el proceso del manejo, transporte, aseguramiento y control de calidad de las muestras y las técnicas analíticas que se efectúan a las muestras).

La temperatura debe determinarse en el momento de tomar la muestra. Es recomendable medir "in situ" la conductividad y dureza y, si es posible el pH y el potencial redox. También pueden analizarse "in situ" ciertos gases y características fácilmente alterables, aunque ello es engorroso y delicado.

#### **BIBLIOGRAFIA.**

- 1.- Alexander, H., Cheng, D, Multilayered Aquifer Systems : Fundamentals and Applications (Civil and Environmental Engineering, 3), Marcel Dekker; 2000
- 2.- ASTM Standards on Design, Planning, and Reporting of Ground Water and Vadose Zone Investigations, 2nd edition, 1999
- 3.- Barcelona, Michael J., James P. Gibb, John A. Helfrich, and Edward E. Garske, 1985. Practical Guide for Ground-Water Sampling. U. S. Environmental Protection Agency, Contract No. EPA CR-809966-01 Illinois State Water Survey, Champaign, Illinois
- 4.- Batu, Verdat, Aquifer Hydraulics : A Comprehensive Guide to Hydrogeologic Data Analysis, John Wiley & Sons, 1998
- 5.- Bedient, Philip B., Rifai, Hanadi S., Newell, Charles J., Ground Water Contamination: Transport and Remediation, Prentice Hall PTR 2 edition, 1999
- 6.- Boulding, J. R. 1995, Practical Handbook of Soil, Vadose Zone and Groundwater Contamination, Assessment, prevention and Remediation , CRC Press Inc., Boca Raton, Fl.
- 7.- Calabrese, Edward J., Kostecki, Paul T., Hydrocarbon Contaminated Soils and Groundwater Vol 002, Lewis Publishers, Inc., 1992
- 8.- Castany, G., Tratado Práctico de las Aguas Subterráneas, Ed. Omega, México, DF. 1971
- 9.- Fletcher, G., Groundwater and Wells, Mower House, 2nd edition, 1986
- 10.- Csuros, M., 1994. Environmental Sampling and Analysis for Technicians. CRC Press, Boca Raton, Fl.
- 11.- Custodio, E. and Llama M. R., Hidrología Subterránea, 2 Vol. Ediciones Omega, Barcelona, 1975

- 12.- Davis, S. N., DeWiest, R. J. M., Hydrogeology, John Wiley & Sons, NY. 1996
- 13.- Delleur, J. W., The Handbook of Groundwater Engineering, CRC Press, 1998
- 14.- Downing, R. A., Wilkinson, W. B., Applied Groundwater Hydrology : A British Perspective (Oxford Science Publications) Oxford Univ Pr; 1991
- 15.- EPA/600/R-94/205 Robert S. Kerr Environmental Research Laboratory, 1994. Ground Water Sampling -- A Workshop Summary, Environmental Protection Agency Research and Development, Dallas, Texas
- 16.- Fried, Jean J., Groundwater Pollution : Theory, Methodology, Modelling, and Practical Rules (Developments in Water Science ; 4), 1998
- 17.- Gilbert, Danine, Danielopol, Dan L., Stanford, Jack A., Groundwater Ecology (Aquatic Ecology), Academic Pr, 1994
- 18.- Gorelick, Steven M., Freeze, R. Allan, Donohue, David, Keely, Joseph, Groundwater Contamination : Optimal Capture and Containment, Lewis Publishers, Inc. 1993
- 19.- Guymon, G. L., Unsaturated Zone Hydrogeology, Prentice-Hall, Englewood Cliffs, NJ 1994
- 20.- Haarhoff, D., Aquifers and dust, Water Resources Pubns; 1998
- 21.- Hauser, B. A., Practical Hydraulics Handbook, Lewis Publisher, Chelsea, MI, 1991
- 22.- Heath, R. C. And F. W. Trainer, Introduction to Ground Water Hydrology, 2<sup>nd</sup> Ed., John Wiley and Sons, NY, 1981
- 23.- Ingebritsen, Stenvén E., Sanford, Ward E., Groundwater in Geologic Processes, Cambridge Univ Pr (Pap Txt); 1999
- 24.- Karklins, Steve, 1996. Groundwater Sampling Desk Reference, Wisconsin Department of Natural Resources. Bureau of Drinking Water and Groundwater
- 25.- Karklins, Steve, 1996. Groundwater Sampling Field Manual, Wisconsin Department of Natural Resources. Bureau of Drinking Water and Groundwater, Wis.
- 26.- Kasenow, Michael, Applied ground-water hydrology and well hydraulics, Water Resources Publication, 2nd edition, 2000
- 27.- Kasenow, Michael, Introduction to Aquifer Analysis, Water Resources Pubns, 4th edition 1997
- 28.- Keith, L., 1996. Principles of Environmental Sampling, 2 Ed., Am. Chem. Soc., Acs Professional Reference Book, Wash. DC
- 29.- Liptak, Bela G., Liu, David H. F., Groundwater and Surface Water Pollution, Lewis Publishers, Inc.; 1999
- 30.- Lucner, Ludwig, Schetakow, M., Migration Processes in the Soil and Groundwater Zone, Lewis Publishers, Inc.; 1991
- 31.- Maidment, D. R., Handbook of Hydrology, McGraw-Hill, NY, 1993
- 32.- Matthes, George, The Properties of Groundwater, Lewis Publishers, Inc.;1998
- 33.- Moss, R., Handbook of Ground Water Development, Wiley Interscience, NY, 1990
- 34.- Mustafa Aral, Ground Water Modeling in Multilayer Aquifers: Unsteady Flow, Lewis Publishers, Inc, edition 1990
- 35.- Price, Michael, Introducing Groundwater, Stanley Thomes Pub Ltd; 2nd edition, 1999
- 36.- Roscoe Moss, Handbook of Ground Water Development, Wiley-Interscience, 1 edition 1990
- 37.- Selker, John S., Keller, C. Kent, McCord, James T., Vadose Zone Processes, Lewis Publishers, Inc.; 1999
- 38.- Stephens, Daniel B., Vadose Zone Hydrology, Lewis Publishers, Inc.; 1995

## 7.0. FUNDAMENTOS SOBRE LA CONTAMINACION DEL SUBSUELO Y LOS ACUIFEROS.

### 7.1. ORIGEN DE LA CONTAMINACIÓN.<sup>1,3,5,6,13</sup>

Uno de los principales problemas de las actividades industriales y del incremento de la población a nivel mundial es la contaminación de suelos y cuerpos de agua. Aunque se ha venido haciendo mucho énfasis en el establecimiento de medidas preventivas con el fin de reducir o eliminar la descarga de materiales extraños al medio ambiente, no se puede ignorar la contaminación que ocurrió en el pasado y a pesar de los esfuerzos actuales, muy probablemente se seguirá teniendo en el futuro. La contaminación de los suelos, subsuelo y del acuífero, usualmente se debe a cuatro grandes actividades: la industria, los servicios públicos de aseo urbano, la agricultura y los fenómenos naturales. (Tabla 7.1).

Tabla 7.1. Actividades que provocan la contaminación de suelos y acuíferos

ORIGEN DE LA CONTAMINACION	EVENTOS QUE LA ORIGINAN
Industrial	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Infiltración de aguas servidas conteniendo compuestos químicos, metales pesados y en ocasiones, elementos radiactivos traza.</li> <li>• Derrames accidentales de aceites, solventes e hidrocarburos en general.</li> <li>• Infiltración de lixiviados, generados por el paso del agua de lluvia a través de residuos depositados sobre el suelo.</li> <li>• Lixiviación de aguas industriales de proceso, con temperaturas por encima de la temperatura ambiente.</li> <li>• Fuga de combustibles, por roturas accidentales o inducidas, en los ductos y líneas de conducción.</li> </ul>
Servicios de aseo urbano	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Infiltración de lixiviados, generados por el contacto del agua de lluvia con los residuos depositados en los tiraderos municipales.</li> <li>• Infiltración de aguas residuales sin tratar, provenientes de los drenajes sanitarios, tanques sépticos, letrinas y lagunas de estabilización.</li> </ul>
Actividades asociadas con la agricultura	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Prácticas de riego agrícola, empleando aguas servidas sin tratar</li> <li>• Infiltración del agua de lluvia en campos de cultivo, donde usualmente se emplean fertilizantes, sales minerales y plaguicidas.</li> </ul>
Natural	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Intrusión del agua de mar a los acuíferos continentales.</li> <li>• Contacto del agua que circula en el subsuelo, con yacimientos minerales que incrementan su dureza, o bien la hacen azufrosa, o le confieren altos contenidos de arsénico.</li> </ul>

Además de lo anterior, no debemos olvidar que las actividades industriales y de servicios en los grandes centros urbanos, pueden propiciar que se presenten precipitaciones pluviales contaminadas, debido a la presencia en el ambiente de gases provenientes de la combustión de combustibles fósiles, así como de partículas y polvos suspendidos en el aire generados en espacios deforestados y altamente erosionados. Así mismo, los isótopos radiactivos provenientes de explosiones nucleares y los gases inertes radiactivos empleados en reactores nucleares, pueden infiltrarse al subsuelo con la precipitación pluvial. Por otro lado, también es importante señalar que la contaminación de los suelos, puede clasificarse como continua o accidental. La primera, por lo regular es progresiva, plenamente identificada y extensiva en la superficie afectada; propiciando por lo general, el cierre y clausura de pozos de extracción, por lo que es importante revisar los planes y políticas tanto de explotación, como de aprovechamiento de las aguas subterráneas, ya que esta actividad puede favorecer la contaminación de las aguas subterráneas, al expandir más rápidamente la pluma contaminante en la zona saturada. La contaminación de tipo accidental, por lo regular es muy puntual, muy breve en el tiempo, perfectamente localizada y debida por lo general a derrames y fugas de solventes, aceites combustibles líquidos e hidrocarburos en general.

## 7.2. DEFINICION DE RESIDUO:<sup>4,11</sup>

Material que no puede ser empleado nuevamente por el proceso que lo genero.

En México existe una clasificación que define si un residuo es corrosivo, reactivo, explosivo, toxico, inflamable o biológico-infeccioso, estas características se definen como CRETIB y son reguladas mediante la norma NOM-052-ECOL-1993, a continuación se definen cada una de las características antes mencionadas:

### **CORROSIVIDAD**

- a) Si es acuoso y tiene pH menor 0 igual a 2 o mayor 0 igual a 12.5, determinado en un pH metro con un método certificado.
- b) Si es liquido y corroe acero (SAE 1020) a una velocidad (tasa) mayor de 8.25 mm/año (114" año) a 55 °C (130 °F) como lo especificado por NACE (National Association of Corrosion Engineers) STANDAR TM-01-69.

### **REACTIVIDAD**

Se considera reactivo si tiene, una o varias de las siguientes características:

- a) Normalmente es inestable y sufre cambios violentos sin detonación.
- b) Reacciona violentamente al contacto con agua.
- c) Mezclado con agua libera gases y polvos tóxicos en cantidad suficiente para poner en riesgo a la salud humana o al ambiente.
- d) Materiales que contengan cianuros o sulfuros que al ser expuestos al agua con pH entre 2 y 12.5 liberen gases tóxicos.
- e) Es explosivo.
- f) Es capaz de producir radicales libres.

### **EXPLOSIVIDAD**

Relativa al Dinitrobenzeno, es igual o mayor su constante de explosividad. Capaz de producir detonación: 25°C y 1 atmósfera

### **TOXICIDAD.**

- a) Concentración mayor a la lista de componentes. (95% en lista, 8% prueba de extracción, <0.01% pruebas de toxicidad).

#### **Prueba AMES, prueba presuntiva**

- 50% muestras positiva con afectación tejidos = tóxico
- Mide afectación metástasis
- Prueba no especifica

#### **Pruebas confirmativas**

1. Prueba del Hámster Chino (hígado, pulmón, corazón, piel, etc.)
2. Prueba de Daphnia. Cancerígenos, teratogénicos (efecto genético)

### **INFLAMABILIDAD**

- a) Líquido no acuoso que contenga no menor de 24% de alcohol en volumen y que tenga una temperatura de inflamación menor a 60° como se determine en el aparato de copa cerrada PENSKY-MASTERS (ASTM- D-93-79 o D-93-80) o con un aparato de copa abierta (ASTM-D3274-78)

- b) Producto no líquido a temperatura y presión normales, es capaz de causar fuego por fricción, absorción de humedad o cambios químicos espontáneos, si se aplica flama que combustiona vigorosamente y persistentemente.
- c) Gas comprimido inflamable
- d) Oxidante activo (49 CFR 173.15)

**BIOLOGICO INFECCIOSO**

- a) Cuando el residuo contiene bacterias, virus u otros microorganismos con capacidad de infección.
- b) Cuando contiene toxinas producidas por microorganismos que causen efectos nocivos a seres vivos.

**7.3. TIPOS DE CONTAMINACIÓN. 4,5,6,7,9**

La contaminación del suelo, puede ser debida a gases y también a materia líquida o sólida, que se introduce al ambiente a través de diferentes actividades humanas.

Los gases contaminantes, que se presentan como gases residuales derivados de actividades industriales y de servicios en general, en particular incluyen grandes volúmenes de CO<sub>2</sub> y SO<sub>2</sub>. Por otro lado, los gases radiactivos pueden derivarse de plantas nucleares o de las explosiones a nivel de prueba, que realizan todavía algunos del continente europeo. Estos gases pueden alcanzar las aguas subterráneas, al disolverse en los lixiviados que se infiltran en el subsuelo.

Los contaminantes líquidos, pueden ser líquidos orgánicos, como los derivados del petróleo y en general los hidrocarburos; los cuales pueden entrar en contacto con las aguas subterráneas, ya sea directamente o disueltos en el agua de lluvia, que se infiltra en el subsuelo. El agua con sólidos contaminantes suspendidos y disueltos, así como las aguas residuales en general y las aguas superficiales contaminadas; operan frecuentemente como fluidos contaminantes.

Los materiales y desechos sólidos, constituyen los contaminantes del suelo con mayor variedad, presentándose por lo regular, como material sólido suspendido o disuelto en el agua. Este grupo, puede subdividirse en tres subgrupos. El primero incluye los contaminantes que se hacen presentes como materia disuelta o suspendida, tanto en las aguas naturales, como en las aguas residuales de origen industrial o municipal, que puede llegar a los acuíferos a través de pozos de inyección. El segundo subgrupo, incluye a los materiales sólidos acumulados sobre la superficie del suelo y que se infiltran a los acuíferos, cuando el agua de lluvia lixivia al subsuelo. A este subgrupo, pertenecen los residuos industriales y los residuos municipales; aunque también se incluyen los constituyentes sólidos de las emisiones al aire, como son las cenizas provenientes de los diferentes procesos de combustión, donde se utilizan residuos peligrosos y no-peligrosos, así como materiales y combustibles fósiles; las cuales se sedimentan sobre el suelo por peso propio, o bien se precipitan con el agua de lluvia. El tercer subgrupo, incluye bacterias y virus que pueden alcanzar las aguas subterráneas, a través de la infiltración de las aguas de lluvia contaminadas, aguas servidas y aguas superficiales contaminadas.

Los principales contaminantes del suelo y las aguas subterráneas, se indican a continuación:

- |                                 |                                   |
|---------------------------------|-----------------------------------|
| * Sales minerales               | * Agentes radiactivos             |
| * Sustancias químicas orgánicas | * Metales pesados                 |
| * Hidrocarburos en general      | * Nutrientes                      |
| * Agentes biológicos            | * Materiales y desechos orgánicos |
| * Plaguicidas                   |                                   |

La Organización Mundial de la Salud, ha establecido cinco grupos de parámetros de calidad, para evaluar la contaminación de los suelos y las aguas subterráneas, que a continuación se indican:

**a) Contaminantes Biológicos.**

Las normas bacteriológicas para evaluar la contaminación de origen biológico, están basadas sobre la presencia de microorganismos no-patógenos, los cuales amén de que normalmente indican la presencia de materia fecal, son más numerosos que las bacterias patógenas, por lo que se consideran como buenos indicadores biológicos, que además pueden ser detectados fácilmente. Los indicadores biológicos más comúnmente usados, son el grupo de los coliformes y la Escherichia Coli (E. Coli). Los estándares establecidos para dichos indicadores biológicos, se mencionan a continuación (tabla 7.2):

Tabla 7.2. Estándares para indicadores biológicos

FUENTE	LIMITES	
	E. coli en 100 ml	Coliformes (totales) en 100 ml
Sistema de Suministro y Distribución		
Agua clorada	0	0
Agua no clorada	0	0
En Pozos	---	10

**b) Contaminantes Radiactivos.**

Los niveles permisibles de contaminación radiactiva, normalmente considerados para evitar daños a la salud pública, se indican a continuación.

Radiactividad global alfa: 3 pico Curie/Litro

Radiactividad global beta: 30 pico Curie/litro

(Donde un pico-Curie equivale a 2.2 desintegraciones por minuto).

Estos niveles son aplicables al promedio de todas las emisiones de radiactividad, para un período de tiempo de 3 meses. Además de los estándares antes establecidos, el agua para consumo humano, no debe contener más de 3 pico Curies/lt, como radio-226; o bien, no más de 10 pico Curies/lt, como estroncio-90.

**c) Compuestos tóxicos**

Las concentraciones máximas que a continuación se muestran, establecidas por la Organización Mundial de la Salud para este tipo de compuestos se basan en que, un hombre promedio de 70 kg. de peso, consume 2.5 litros de agua por día. (Tabla 7.3)

Tabla 7.3. Concentraciones máximas permitidas por la OMS de compuestos tóxicos

COMPUESTO	CONCENTRACIÓN MÁXIMA (mg/l)
Arsénico	0.050
Cadmio	0.010
Cianuro	0.050
Mercurio	0.0010
Plomo	0.10
Selenio	0.010

#### d) Compuestos químicos con potencial de riesgo para la salud.

Las concentraciones límites establecidas para ciertos compuestos que pueden resultar peligrosos para la Salud, se indican a continuación (tabla 7.4):

Tabla 7.4 Concentraciones máximas para compuestos peligrosos químicos potencialmente dañinos.

COMPUESTO	CONCENTRACIÓN MÁXIMA (mg/l)
Fluoruros	0.6-1.7 (la variación depende de la temperatura)
Nitratos (como NO <sub>3</sub> )	≤45
Hidrocarburos aromáticos Policíclicos	≤0.0002

#### e) Características de aceptabilidad del agua.

Estas características, se han establecido a partir de los parámetros fisicoquímicos que normalmente se aceptan como estándares permisibles de calidad, para el agua potable. (Tabla 7.5).

Tabla 7.5. Criterios de aceptabilidad para el agua potable

CARACTERISTICA O PARAMETRO	CRITERIOS DE ACEPTABILIDAD	
	CONCENTRACION MAX. PROPUESTA	CONCENTRACION MAX. ADMISIBLE
Color (unidades Platino-Cobalto)	5	50
Turbiedad	5	25
pH	7-8.5	6.5-9.2
Sólidos totales (mg/l)	500	1500
Dureza total (mg/l como CaCO <sub>3</sub> )	100	500
Aceites (mg/l)	0.01	0.3
Fenoles (mg/l)	0.001	0.002
Calcio (mg/l)	75	200
Cloruros (mg/l como Cl)	200	600
Cobre (mg/l)	0.05	1.5
Magnesio (mg/l)	30, si los sulfatos >250 <150, para cualquier situación	150
Manganeso (mg/l)	0.05	0.5
Sulfatos (mg/l)	200	400
Fierro (mg/l)	0.10	1.0
Zinc (mg/l)	5.0	15.0

#### 7.4. FACTORES QUE INFLUENCIAN LA CONTAMINACIÓN DEL SUBSUELO Y LOS ACUÍFEROS.<sup>8,9,10</sup>

El agua proveniente de las precipitaciones pluviales, al infiltrarse en los tiraderos de residuos municipales e industriales, así como en los depósitos "in-situ" de desechos peligrosos, puede disolver algunos componentes de estos residuos, para después infiltrarse en el subsuelo y alcanzar los mantos acuíferos, afectando la calidad de sus aguas. La evolución de este fenómeno, se desarrolla en tres etapas:

- Lavado de los residuos mediante el agua de lluvia, o por el acuífero mismo.
- Flujo de los lixiviados contaminantes, a través de la zona no saturada.
- Desplazamiento de la pluma contaminante, dentro de la zona saturada del subsuelo (acuífero).

Las concentraciones de los desechos disueltos, dependen justamente del tipo de residuos confinados en los sitios de disposición final, así como de las características propias de estos últimos, amén del balance climatológico "precipitación pluvial - Evaporación" y del tiempo de contacto del agua de lluvia, dentro de los "paquetes" de residuos, depositados en los tiraderos de residuos municipales e industriales. Las condiciones físico - químicas del sitio en particular donde se encuentran depositados los residuos, juegan un papel importante en cuanto a la definición de los procesos de degradación de los residuos, de manera tal que las condiciones de acidez del medio, dependerán de las características de anaerobiosis que se presenten.

Así mismo, un exceso de agua en el medio puede inhibir los procesos de degradación bacteriana, mientras que la falta de este componente fundamental, propiciará que no se lleve a efecto la etapa de hidrólisis en los procesos de degradación anaerobia de los componentes orgánicos de un residuo.

Una cuestión fundamental en la evaluación de los procesos contaminantes, derivados de las malas prácticas empleadas en la disposición final de los residuos, es la aplicación de criterios y procedimientos que definan el comportamiento de los lixiviados contaminantes que se generan en los sitios de disposición final de los residuos, que se infiltran en el subsuelo. En la tabla 7.6. se ilustran los factores que influyen en la contaminación del subsuelo y los acuíferos.

Tabla 7.6. Factores que propician la contaminación del subsuelo y los acuíferos

TIPO DE FACTOR	CARACTERÍSTICAS
Factores mecánicos	Velocidad del acuífero Densidades y viscosidades de los contaminantes. Patrones de confinamiento de los residuos. Duración y superficies de contacto entre las fuentes contaminantes y el agua. Políticas de bombeo y manejo de los recursos hídricos
Factores geológicos, geofísicos y estructurales.	Geología del suelo. Estratificación. Tipos de acuíferos. Condiciones climatológicas e hidrológicas y su variación en el tiempo y en el espacio.
Factores Químicos y Bioquímicos.	Propiedades químicas de los suelos. Características físico - químicas de los contaminantes. Procesos y Mecanismo de atenuación de la contaminación de los suelos. Decaimiento bacteriano. Precipitación química. Adsorción Intercambio de gases Dilución y Filtración mecánica. Dispersión mecánica. Dilución Molecular.

## 7.5. MECANISMOS DE CONTAMINACIÓN DE LOS SUELOS.<sup>14,15,17</sup>

**a) Decaimiento Microbiano.-** Los microorganismos que viven en ambientes aerobios, descomponen las sustancias orgánicas en agua y CO<sub>2</sub>, previo desdoblamiento en compuestos orgánicos simples, antes de la estabilización final. Estos procesos, requieren una considerable cantidad de oxígeno, si éste no se encuentra en forma libre, o bien no es suficiente; aparecen los microorganismos anaerobios, que lo obtienen principalmente de los nitratos y los sulfatos; al reducir los primeros, a nitritos y nitrógeno, y los segundos, a amoníaco y ácido sulfhídrico.

En estas condiciones, aparece una zona de reducción, definida por una cierta población bacteriana, así como por ciertas características físico - químicas típicas de esta fase del proceso de descomposición, tales como: potencial REDOX negativo, aparición de iones de hierro y amonio, generación de H<sub>2</sub>S e incremento de los microorganismos.

Posterior a la zona de reducción, se halla una zona donde la intensidad de la descomposición bioquímica de la materia orgánica, decrece a tal grado, los niveles de oxígeno crecen, provenientes del aire del suelo y del que se encuentra en forma disuelta en el agua, oxidando las sustancias inorgánicas, incrementando el potencial REDOX hasta valores positivos; a esta zona se le conoce como zona de oxidación.

Entre la zona de reducción y la zona de oxidación, existe una zona de transición donde se encuentra oxígeno disuelto libre en forma temporal. La cantidad de microbios decrece en la zona de reducción, normalizándose en la zona de oxidación.

**b) Precipitación Química.-** Los sulfatos de hierro y de los metales pesados, se precipitan en la zona de reducción. En las otras zonas, los hidróxidos de hierro y manganeso se precipitan, mientras que otros elementos de solubilidad pobre, tales como los fluoruros y los fosfatos de plomo, zinc, arsénico, tungsteno y vanadio; también son precipitados y por tanto eliminados del medio.

**c) Adsorción y Filtración Mecánica.-** La adsorción es una acumulación de las sustancias en la superficie de los sólidos. La adsorción está definida por las fuerzas de Van Der Waals y por las reacciones químicas; siendo un mecanismo de suma importancia en acuíferos conteniendo arcillas y sustancias húmicas.

La filtración química, elimina partículas de gran tamaño, como puede ser el material suspendido, se remueve por filtración en distancias de flujo muy cortas.

**d) Intercambio de Iones.-** Algunos minerales del suelo, pueden intercambiar iones presentes en los lixiviados que se infiltran al subsuelo, tales como: minerales arcillosos, minerales zeolíticos e hidróxidos de hierro. Los acuíferos con capacidades de intercambio catiónico elevadas, incluyen sedimentos que contienen pequeñas cantidades de arcilla.

**e) Intercambio de Gases.-** La descomposición bioquímica depende fuertemente del oxígeno que ingresa al medio. Sustancias volátiles como CO<sub>2</sub> y metano, producto de la estabilización de los residuos en condiciones anaerobias, pueden escapar hacia el aire, desplazando y removiendo grandes cantidades de nitrógeno y carbono del aire, en la zona de influencia del depósito de residuos.

**f) Dilución.-** Los líquidos percolados contaminantes, pueden ser diluidos mediante la mezcla con las aguas naturales de un acuífero, cuando aquellos se infiltran al subsuelo y llegan casi sin remoción alguna a dicho acuífero. Un factor importante de dilución, es sin duda alguna, la tasa de recarga de las aguas negras.

## **7.6. TRANSPORTE DE CONTAMINANTES EN SUELOS Y ACUÍFEROS.<sup>2,4,8,13,15</sup>**

Una vez que ha ocurrido un derrame de contaminantes en el suelo, ocurren diversos fenómenos naturales que tienden a dirigirlos hacia las aguas subterráneas. Esto hace necesario entender la forma en que los contaminantes penetran, migran y se dispersan en el subsuelo.

En términos generales, el comportamiento de los contaminantes en el subsuelo está en función de sus características fisicoquímicas en las que se incluyen principalmente densidad, solubilidad, viscosidad, además de las características del medio que los rodea como son el tipo de suelo, su permeabilidad, el tamaño de las partículas, su contenido de humedad y de materia orgánica, así como la profundidad del nivel freático. Otros factores climatológicos como la temperatura y las

precipitaciones pluviales, también tienen una gran influencia. Todas las variables en su conjunto, definen la distribución tridimensional y el tamaño del bulbo o pluma de contaminación en una zona específica.

Una gran mayoría de contaminantes son de tipo orgánico, con lo cual se ve reducida su solubilidad en el agua. De acuerdo a su densidad, los compuestos orgánicos se clasifican en dos grupos: aquellos cuya densidad es menor que la del agua se denominan ligeros (LNAPL: Light Non-Aqueous Phase Liquids) mientras que a los que poseen una densidad mayor a la del agua se les conoce como densos (DNAPL: Dense Non-Aqueous Phase Liquids). Esta clasificación es importante ya que es lo que determina el comportamiento de los contaminantes en el acuífero.

Los LNAPL's tienden a formar una capa en forma de "nata" en el nivel freático y se mueven horizontalmente en dirección al flujo de agua subterránea. Ejemplos de estos son los aromáticos de las gasolinas: benceno, tolueno, etilbenceno y xileno, aceites y petróleo crudo.

Los DNAPL's por el contrario, migran hacia la base del acuífero creando una columna a partir de la cual puedan migrar en dirección al flujo del agua subterránea contaminando así el acuífero en toda su profundidad. Algunos ejemplos de DNAPL's son: cloroformo, tetracloruro de carbono, cloruro de metileno, tricloroetileno, tetracloroetileno, bifenilos policlorados, algunos plaguicidas y bencenos halogenados.

La combinación de las características del subsuelo, de los contaminantes y las condiciones climatológicas del sitio pueden dar lugar a los diferentes procesos de transporte y distribución de contaminantes, los cuales son advección, dispersión, sorción y retardación.

En los acuíferos de materiales muy porosos como arena y grava la migración de los contaminantes es dominada por la advección, proceso en el que los contaminantes se mueven de la misma manera que fluye el agua subterránea. Por otro lado, la dispersión es el resultado de dos fenómenos que son la difusión molecular que ocurre por el movimiento de contaminantes de zonas de alta concentración a zonas de baja concentración de contaminantes y el mezclado que se da por el flujo del agua subterránea. Finalmente, algunos contaminantes pueden interactuar con los sólidos del suelo a través de sorción, por lo que pueden observarse fenómenos de adsorción, partición e intercambio iónico a lo largo del recorrido de los contaminantes en el subsuelo, lo que trae como consecuencia una retardación en el movimiento de los contaminantes.

Un buen ejemplo para entender la complejidad de los procesos de transporte de contaminantes en el subsuelo son las gasolinas, las cuales son una mezcla de hidrocarburos de baja densidad y de características no-polares que generalmente no penetran en el nivel freático sino que flotan sobre él, pero algunos de ellos presentan una parcial solubilización por lo que también es posible encontrarlos en el agua subterránea. Una vez que las gasolinas son derramadas en la superficie rápidamente se expanden a través de la zona no-saturada formando grandes bulbos o plumas de contaminación.

Cuando los suelos son muy porosos como la grava, arena o roca fracturada, las gasolinas se mueven hacia abajo por acción de la gravedad, dejando trazas de las mismas. La fracción volátil se evapora ocupando la fase gaseosa del suelo y después migra por difusión y en ocasiones por advección. La difusión y la sorción en la fase gaseosa son mucho más rápidas que en la fase líquida, por lo que la rapidez del transporte es mayor en la zona no-saturada con respecto a la zona saturada. Si a estos procesos de transporte de contaminantes se añade la acción de las precipitaciones pluviales y las altas temperaturas que imperan en algunas zonas, algunos de los procesos involucrados se aceleran.

## 7.7. EVALUACION Y ANALISIS DE LA CONTAMINACION DE LOS SUELOS.<sup>1,3,6,7,9,16</sup>

Cuando se pretende evaluar problemas de contaminación del suelo y del manto acuífero, es necesario reflexionar y solventar las siguientes inquietudes:

### a) Cual es la Naturaleza de la contaminación.

- Los contaminantes son miscibles o no en el agua.
- Cuáles son las propiedades físicas y químicas de los contaminantes
- Cuál es el riesgo de afectación a la salud pública.

### b) Cual es la Escala de la Contaminación.

- Cuál es la cantidad total de la contaminación.
- Cuáles son las dimensiones de la zona afectada.
- Cuáles son las características y ubicación de la fuente contaminante.
- Cuánta es la cantidad de suelo contaminado.
- Cuál fue la duración del evento contaminante.

Para atender estas inquietudes, es evidente que se requiere llevar a cabo un diagnóstico ambiental del evento, que incluya la evaluación ambiental, los análisis de laboratorio que se requieran y posiblemente la aplicación de modelos matemáticos y técnicas de investigación que permitan establecer diferentes escenarios al futuro.

Al respecto, se debe mencionar que difícilmente cuando se está ante este tipo de problemas, se llevan a cabo dichas tareas, por lo regular se aplican decisiones absurdas y sin ningún fundamento científico, como las siguientes:

- Sellado del terreno contaminado.
- Inutilización del sitio y de las áreas afectadas.
- Excavación y transporte del material contaminado hacia tiraderos de residuos municipales y en el mejor de los casos, a confinamientos de residuos peligrosos

Uno de los principales problemas que se derivan de la contaminación de los suelos y que rara vez es considerado, es la contaminación de los mantos acuíferos, de hecho, el resolver este problema resulta ser más importante desde el punto de vista ambiental, que la propia restauración del suelo.

Ante esta situación, la determinación de la "cantidad de contaminación" fluyendo a través del acuífero, se convierte en un problema típico, cuya solución permitirá establecer políticas y estrategias reales y acordes con el tan mencionado concepto del desarrollo sustentable, para buscar la manera no solamente de restaurar los suelos contaminados, sino también y hasta donde sea posible, el manto acuífero.

Para lo anterior, es necesario realizar un estudio regional, que permita definir el daño causado al acuífero. Por lo regular, para la mayoría de este tipo de problemas se estima que el ancho de la zona de transición, es pequeña con respecto a las dimensiones generales del acuífero, por lo que en estos casos, el movimiento del contaminante se realiza casi exclusivamente en función de la velocidad y flujo del mismo.

Es importante mencionar, que en muchos casos estos problemas se han agigantado, debido a que la pluma contaminante crece ampliando su área de influencia, por la extracción continua de agua para diferentes usos.

Tomando en cuenta lo anterior, a continuación se presenta una metodología para conocer la problemática ambiental causada por la infiltración de agentes contaminantes al subsuelo y al acuífero:

- Se requiere realizar un estudio preliminar, para estimar el flujo y el tipo de contaminación (local, global, horizontal, vertical, etc.). Estos estudios, por lo regular incluyen la estimación de la conductividad hidráulica, las concentraciones de los contaminantes y los parámetros morfológicos de los suelos.
- Se deberá formular un estudio complementado, que precise la representación matemática de la problemática, tanto para el caso de un flujo no miscible sin dispersión, como para flujos miscibles con dispersión.
- En caso de que, como regularmente sucede, se trate de la infiltración de contaminantes miscibles, en donde existe dispersión del contaminante en la masa acuífera, será necesario determinar el coeficiente de dispersión específico para el caso de que se trate.

## **BIBLIOGRAFÍA.**

- 1.- American Petroleum Institute, 1983. Land Treatment Practices in the Petroleum Industry, Washington, D.C.
- 2.- Baker, K. H., Diane S. Herson, 1994. Bioremediation. McGraw-Hill, Inc., NY.
- 3.- Boulding, J. R., 1995. Practical Handbook of Soil, Vadose Zone and Groundwater Contamination, Prevention Assessment and Restoration, Lewis Publishers, Boca Raton, FL.
- 4.- Boulding, J. Russell, 1994. Description and Sampling of Contaminated Soils: A Field Guide, Lewis Publishers, Inc.; Boca Raton, FL.
- 5.- Calabrese, E. J., Kostecki, P. T., 1991. Hydrocarbon Contaminated Soils, Vol. I. Lewis Publishers, Chelsea, MI
- 6.- Calabrese, E. J., Kostecki, P. T., 1992. Hydrocarbon Contaminated Soils and Groundwater, Vol. II. Lewis Publishers, Chelsea, MI
- 7.- Corbit, R. A., 1998. Standard Handbook of Environmental Engineering, 2/e Lewis Publishers, Chelsea, MI
- 8.- Eweis, J. B., Sarina J. Ergas, Daniel P. Y. Chang, Edward D. Schroeder, 1998. Bioremediation Principles. McGraw-Hill Higher Education
- 9.- Kostecki, Paul T, Edward J. Calabrese, 1992. Contaminated Soils: Diesel Fuel Contamination. Lewis Publishers, Inc.; Boca Raton, FL.
- 10.- Kuo, Jeff, 1998. Practical Design Calculations for Groundwater and Soil Remediation. Lewis Publishers, Inc.; Boca Raton, FL.
- 11.- NOM-052-ECOL-52-1993. Que establece las características de los peligrosos, el listado de los mismos y los límites que hacen a un residuo peligroso por su toxicidad al ambiente.
- 12.- Nyer, E. K., 1993. Practical Techniques For Ground Water and Soil Remediation. Lewis Publishers, Boca Raton, FL.
- 13.- Pichtel, John, 2000. Fundamentals of Site Remediation: For Metal-And Hydrocarbon-Contaminated Soils. Government Institutes.
- 14.- Riser-Roberts, E., 1998. Remediation of Petroleum Contaminated Soils: Biological, Physical and Chemical processes. McGraw-Hill.

- 15.- Sims, R. C. y J. L: Sims, 1991a, Soil and Ground-Water Remediation: Basics Approaches. In site Characterization for Subsurface Remediation, EPA/625/4-91/026 Cap. 14
- 16.- Wise, D. L., Debra J. Trantolo. Remediation of Hazardous Waste Containment Soils. Marcel Dekker, Inc. NY.
- 17.- Yaron, B., Calvet, R., R. Prosti, 1996. Soil Pollution : Processes and Dynamics. Springer Verlag;

## **8.0. LOGISTICA DE REMEDIACIÓN.**

### **8.1. INTRODUCCIÓN.<sup>1,2,3</sup>**

La remediación del subsuelo incluye la identificación, cuantificación y el control de la(s) fuente(s) contaminante(s), la conservación de los niveles de limpieza requeridos para cada medio (aire, suelo y agua subterráneas) con la finalidad de proteger la salud del ser humano y el ambiente, y la selección de las tecnologías de tratamiento basándose en la información obtenida de la fuente y los niveles de limpieza requeridos.

El objetivo de una descripción efectiva del sitio es la selección adecuada de la tecnología de remediación para el suelo o agua subterránea contaminada con desechos peligrosos. En este apartado se describirán los procesos específicos químicos, físicos y biológicos en el contexto de los requerimientos de caracterización del sitio, evaluación y selección de la técnica de remediación y los trenes de tratamiento utilizando varias técnicas y el diseño de programas de muestreo.

### **8.2. PROPUESTA CONCEPTUAL EN LA REMEDIACION DE SUELOS Y AGUAS SUBTERRANEAS CONTAMINADAS.<sup>4,5,11</sup>**

En este punto se propone un marco conceptual para la evaluación y selección de la técnica de remediación de suelos así como el monitoreo, basándose en información actual y las actividades desarrolladas en los sitios con desechos peligrosos. El marco conceptual es el balance de materia, ya que nos da una base racional y fundamental para respondernos a preguntas precisas y obtener información específica necesaria en la determinación del comportamiento y destino de los contaminantes para evaluar y seleccionar las opciones de tratamiento y, en el monitoreo de la efectividad del tratamiento tanto en escala de laboratorio como en escala de campo.

Un balance de materia nos ayuda a alcanzar los objetivos y obtener con exactitud la cantidad de contaminantes presentes al inicio en un sitio contaminado. Mientras un balance de materiales se realiza en la superficie del suelo, y en los procesos de aguas subterráneas, el balance más próximo no utiliza el ambiente del suelo o el sistema superficie / subsuelo para ligar las actividades de caracterización y las tecnologías de tratamiento.

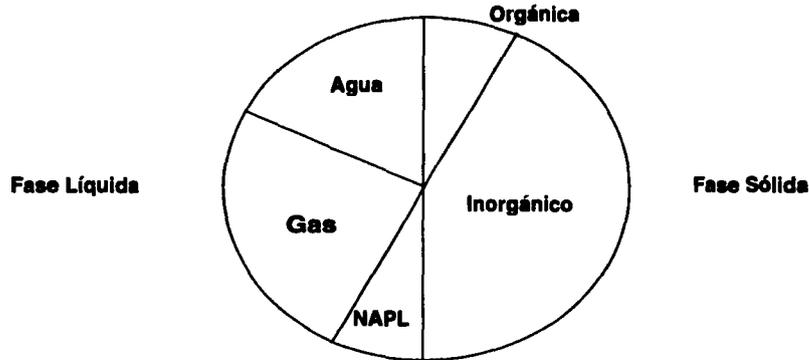
Esta información es necesaria para construir un balance de materia de un sitio contaminado simultáneamente direccionado a la caracterización, evaluación y selección del proceso de remediación.

Un acercamiento conceptual del medio de suelo y agua subterránea de un sitio contaminado se muestra en la figura 8.1. El subsuelo contaminado en un sistema generalmente consiste de dos fases (sólida y líquida) y cinco subpartes (gas, sólidos minerales inorgánicos, sólidos orgánicos, agua y aceites (Fase Líquida de No Acuosa)).

Generalmente la FLNA se subdivide en dos clases: aquellos que son más ligeros que el agua (LNAPLs), y aquellos cuya densidad es mayor que la del agua (DNAPLs). Los LNAPLs incluyen hidrocarburos combustibles como lo son las gasolinas, aceites de calentamiento, keroseno y turbosina. Los DNAPLs incluyen compuestos clorinados como el 1,1,1-tricloroetano, tetracloruro de carbono, clorofenoles, clorobencenos, tetracloroetileno y bifenilos policlorados.

El potencial de transferencia interfaces para los constituyentes entre la fase aceitosa (desecho o FLNA), agua, aire y suelo (orgánico e inorgánico) del sistema del subsuelo se afectan por la afinidad relativa entre los constituyentes del desecho para cada fase, y se pueden estimar mediante el cálculo de los coeficientes de distribución.

Figura 8.1. Marco conceptual del balance de masa para agua subterránea y subsuelo en un sitio contaminado.



Los coeficientes de distribución se obtienen a partir de la relación de entre la concentración de un químico y las fases sólida (o materiales del acuífero), aceite o gaseosa con la concentración del químico en la fase acuosa. Un desecho químico, dependiendo en su tendencia a asociarse con cada fase, se podrá distribuir a través de las mismas y se puede determinar la cantidad a partir de sus coeficientes. Se tiene coeficientes de distribución para una gran cantidad de químicos y se pueden expresar como las relaciones la concentración de un químico entre dos subfases del subsuelo:

$K_d$  = Concentración en la fase sólida / Concentración en la fase acuosa

$K_o$  = Concentración en la fase aceitosa / Concentración en la fase acuosa

$K_h$  = Concentración en la fase gaseosa / Concentración en la fase acuosa

El coeficiente de partición de un compuesto químico entre el suelo y el agua está dada por:

$$K_d = C_s / C_u \quad (1)$$

Donde  $K_d$  es el coeficiente de partición suelo / agua (adimensional si  $C_s$  y  $C_u$  están en, las mismas unidades),  $C_s$  es la concentración del químico en la fase de suelo, y  $C_u$  es la concentración en la fase acuosa.

Los valores de  $K_d$  para un suelo pueden estimarse de los valores de  $K_{oc}$  si la fracción orgánica para el suelo  $f_{oc}$  es conocida, asumiendo que las interacciones hidrofóbicas dominan:

$$K_d = K_{oc} / f_{oc} \quad (2)$$

Donde  $K_{oc}$  es el Coeficiente de Partición del carbono orgánico normalizado suelo / agua.

El coeficiente de partición de un químico entre el agua y el aceite está dado por:

$$K_o = C_o / C_w \quad (3)$$

Donde  $K_o$  es el coeficiente de partición aceite / agua (adimensional si  $C_o$  y  $C_w$  están en las mismas unidades),  $C_o$  es la concentración del compuesto en la fase oleosa y  $C_w$  es la concentración en la fase acuosa.

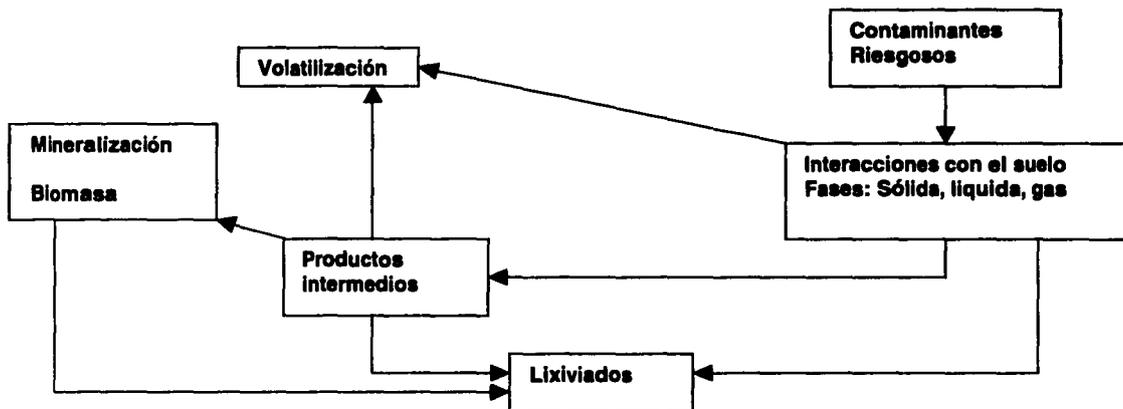
El coeficiente de partición de un compuesto químico entre agua y aire puede escribirse como:

$$K_h = C_a / C_w \quad (4)$$

Donde  $K_h$  es el coeficiente de partición aire / agua,  $C_a$  es la concentración del químico en la fase de aire y  $C_w$  es la concentración en la fase acuosa.  $K_h$  puede también expresarse como una constante adimensional de la Ley de Henry.  $H/RT$ . Cuando no se tiene valores de los coeficientes de distribución, se puede estimar usando las relaciones entre estructura-actividad (SARs) o se pueden determinar mediante estudios de laboratorio.

El conocimiento de la migración y distribución de químicos e intermediarios químicos entre las fases y compartimientos de un sistema en el subsuelo contaminado (ilustrado en la figura 8.2) da información fundamental acerca del destino y comportamiento de los contaminantes, quienes se pueden utilizar para la selección y evaluación de las técnicas de remediación del subsuelo. El retardo en el transporte hacia el interior del suelo (potencial de lixiviación) y de transporte hacia la superficie (potencial de volatilización) se relaciona con la inmovilización de los constituyentes del desecho y se pueden correlacionar con el contenido de materia orgánica específicamente con químicos hidrofóbicos, humedad del suelo, la presencia y concentración de solventes orgánicos.

Figura 8.2. Potencial de transferencia de interfase de químicos en el suelo.



En suma, los procesos del subsuelo descritos anteriormente, combinados con la información acerca del movimiento de los fluidos (gases, fase acuosa, y flujo del producto puro) en zonas saturadas o insaturadas, nos dan la entrada de los químicos en el balance de masa que se puede utilizar para: (1) Caracterización del sitio, (2) evaluación del problema de movilidad, (3) evaluación de las técnicas de tratamiento, e (4) identificación de químicos en las fases específicas para el monitoreo de la efectividad del tratamiento.

### 8.3. METODOLOGÍA.<sup>4,6,7</sup>

Mediante el uso del balance de materia, se ha desarrollado una metodología de las actividades de colección de datos para integrar simultáneamente la caracterización del sitio y la selección de la técnica de remediación. La técnica propuesta consiste en cuatro pasos (1) caracterización, (2) evaluación del problema (3) selección del (tren) tratamiento, y (4) monitoreo del desarrollo del tratamiento. El primer elemento involucra la caracterización en el contexto de interacciones desecho/subsuelo/sitio para ubicar la pregunta ¿Dónde es la contaminación y en qué forma(s) existe(n)? El segundo elemento, evaluación del problema, utiliza el destino del subsuelo y la información del comportamiento para contestar la pregunta ¿Dónde es que la contaminación va a influenciar el proceso natural?. El problema se puede definir en el contexto de movilidad contra la degradación de los químicos en el sitio.

Usando los modelos matemáticos u otras herramientas, los químicos pueden jerarquizarse de acuerdo con sus tendencias relativas a lixivarse, volatilizarse o moverse en la FLNA y en un lugar específico en condiciones particulares. Las opciones de tratamiento se seleccionan según el químico específico y la ruta de escape y atenuación. (Tercer elemento).

Así, los trenes de tratamiento se seleccionan de acuerdo a la fase que presenta el desecho durante un tiempo específico de la remediación (volatilización, lixiviación, fase sólida y producto puro), con la selección basada de acuerdo a los resultados de la evaluación del balance de masa a través del tiempo se puede identificar el destino de cada fase. Finalmente los programas de monitoreo se pueden diseñar para químicos específicos en las fases específicas del subsuelo en tiempos específicos (Cuarto elemento). La aproximación obtenida por la utilización de ésta metodología descrita consiste en aplicar un balance de materia en cada elemento de la tecnología. Este paso es la base para la recolección de información específica transferible a través de los cuatro elementos de la metodología, y también direcciona la técnica a utilizar para la remediación del suelo.

### 8.3.1. CARACTERIZACIÓN DEL SITIO.<sup>9,10,17</sup>

Identificación de las fuentes por las fases subterráneas, ej. identificación y cantidad (si es posible) de los constituyentes del desecho asociados con las fases sólidas y líquidas, asignación del avalúo de la magnitud (masa) y forma física del desecho a tratar. Este avalúo comprende el primer paso del balance de materia, caracterización de las fuentes de desecho en el sitio. Así, los desechos peligrosos se caracterizan más apropiadamente en términos de la interacción y el impacto potencial en la capacidad de asimilación del subsuelo.

Las características importantes en un sitio específico para describir y evaluar el comportamiento ambiental y el destino de los constituyentes orgánicos en el suelo y subsuelo se listan en la tabla 8.1. Para cada químico, o clase de químico, la información requerida incluye: (1) características relacionadas al potencial de lixiviación (ej. solubilidad en agua, coeficiente de partición octanol/agua, coeficiente de sorción en sólido); (2) características relacionadas con el potencial de volatilización (ej. Presión de vapor, índice de volatilización relativa); (3) características relacionadas con el potencial de degradación (ej. tiempo de vida media, rapidez de degradación, índice de degradabilidad); y (4) características relacionadas a la reactividad química (ej. tiempo de vida media de hidrólisis, potencial redox del suelo). La información presentada en la Tabla 1 también se utiliza para evaluar el problema concerniente a la migración potencial en un sitio y para evaluar y seleccionar las opciones de tratamiento, contención y manejo.

Tabla 8.1. Caracterización del desecho base-subsuelo

Clase química,	Polimerización
Ácido	Parámetros de sorción del suelo
Base	Constantes de adsorción de Freundlich (K, N)
Neutral polar	Sorción basada en el contenido de carbón orgánico ( $K_{oc}$ )
Neutral no polar	Coeficiente de partición octanol/agua ( $K_{ow}$ )
Inorgánico	Parámetros de degradación del suelo
Propiedades Químicas	Tiempo de vida media ( $t_{1/2}$ )
Peso molecular	Constante de reacción (primer orden)
Punto de fusión	Biodegradabilidad relativa
Gravedad específica	Parámetros de volatilización del suelo
Estructura	Coeficiente de partición aire / agua ( $K_w$ )
Solubilidad en agua	Presión de vapor
Reactividad Química	Constante de la ley de Henry
Oxidación	Sorción basada en el contenido de carbón orgánico ( $K_{oc}$ )
Reducción	Solubilidad en agua
Hidrólisis	Parámetros de contaminación del suelo
Precipitación	Concentración en el suelo
	Profundidad del contaminante
	Fecha de la contaminación

Si la distribución del desecho químico entre las fases que comprenden el suelo y el subsuelo en un sitio se determinan, entonces se pueden indicar las vías potenciales de transporte, o escape, de un sitio. De esta manera, las vías de exposición al ser humano y el ambiente se pueden evaluar, ej. se puede realizar un análisis de riesgos. Mediante de la determinación de las condiciones del flujo subterráneo como parte de las actividades de caracterización de un sitio (flujo acuoso, gaseoso y de producto puro en la zona vadosa y la pluma acuosa y movimiento de producto puro en la zona saturada), la masa de material moviéndose dentro de un sitio y el movimiento potencial fuera del sitio se puede estimar:

$$\text{Concentración (masa/vol.)} \times \text{Flujo (vol./tiempo)} = \text{flujo másico en un sitio (masa/tiempo)}.$$

### **8.3.2. EVALUACIÓN DEL PROBLEMA.** <sup>1,3,9,12</sup>

La evaluación de la contaminación involucra la organización de la información obtenida de las actividades en la caracterización del sitio para evaluar el comportamiento de transporte y degradación de cada químico para un sitio en consideración. Específicamente, la rapidez de transporte se compara con la rapidez de degradación para determinar si el transporte es relativamente significativo con respecto a la degradación. Para acotarse la evaluación del problema se deberán priorizar los químicos individualmente de acuerdo con: (1) magnitud y rapidez del transporte del sitio (escape), (2) Persistencia y (3) vías de migración del sitio. La evaluación y selección de la técnica de tratamiento se basa en las combinaciones específicas de las vías físicas y químicas de migración del contaminante.

La interfase del subsuelo basándose en las características del comportamiento de un contaminante en un sitio específico y las propiedades del subsuelo permiten evaluar el problema relacionado con otro medio (debido a la movilidad), incluyendo al agua subterránea debajo del área contaminada, la atmósfera sobre la superficie del sitio y los límites del sitio, las aguas superficiales y/o la persistencia de químicos en el sitio. Las vías de movimiento y los mecanismos potenciales de remoción de un contaminante en un sitio específico se muestran en la Figura 8.2. Este elemento de la función metodológica para identificar químicos que podrían: (1) migrar a la superficie (volatilización); (2) migrar hacia la profundidad (lixiviación), (3) migración lateral (pluma acuosa y producto puro), (4) degradación, y (5) permanente en el sitio como químicos persistentes. Mediante la jerarquizaron de químicos en el orden en el cual migran o persisten. Los químicos se pueden priorizar con la mira de urgencia de tratamiento y para el monitoreo.

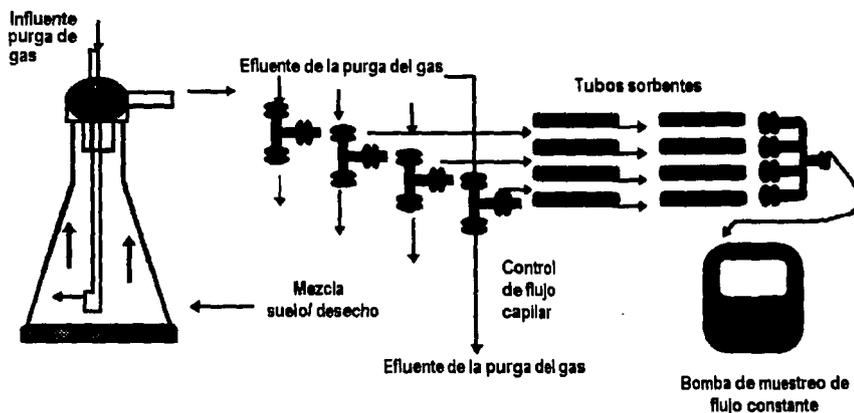
Las características del residuo identificadas en la tabla 8.1, incluyen el potencial de sorción, degradación y volatilización de un sitio, se pueden determinar en el laboratorio mediante pruebas del balance de masa, usando mezclas residuo/suelo del sitio, estas características se pueden utilizar para evaluar el destino del residuo en el sitio y para generar datos específicos que se pueden utilizar para el desarrollo del tratamiento

El material contaminado se coloca en un matraz cerrado y se incuba bajo condiciones específicas durante un periodo de tiempo. Durante el periodo de incubación, se drena el aire del matraz y se pasa a través de un material sorbente. La materia volátil se captura por el sorbente y se mide para estimar las pérdidas del material volátil de interés en la muestra. Al final del período de incubación, una porción del suelo contaminado se trata con una solución de extracción para determinar la pérdida extensiva de los constituyentes de la matriz del suelo, esta pérdida se puede atribuir a la degradación y a la posible inmovilización de materiales por el suelo. Es necesario seleccionar una solución de extracción adecuada y un procedimiento que maximice la recuperación del constituyente de la mezcla sólido-residuo. Otra porción del suelo se lixivia con agua para determinar el potencial de lixiviación de los constituyentes remanentes.

Procesos abióticos y biológicos se involucran en la remoción del compuesto madre y se evalúa comparando la actividad microbiana de la mezcla suelo/residuo con mezclas tratadas con veneno microbiano de cloruro de mercurio u oxido de propileno. (Figura 8.3)

Las muestras generadas de las diferentes fases del sistema en estudios de un balance de masas microcósmico se identifican mediante análisis de los intermediarios de los productos de degradación y se usan en bioensayos para proveer información concerniente a los procesos de transformación y detoxificación. El balance de materia identificado arriba usualmente representa las condiciones optimas con respecto al mezclado, contacto con los materiales sólidos con los constituyentes del desecho, y condiciones homogéneas, así, esto no incorpora las no homogéneas.

Figura 8.3. Aparato Matraz de Laboratorio usado para mediciones de balance de masas.



En adición a las pruebas de laboratorio descritas, los reactores a escala de banco, escala piloto y/o escala de campo pueden usarse para generar información de balance de masas en la evaluación del problema. La serie de condiciones experimentales, por ejemplo, temperatura, humedad, concentración de desechos, etc., bajo las que los estudios fueron conducidos se presentaría junto con los resultados del experimento.

La información para la ejecución de los estudios de caracterización del sitio y balance de masas experimental puede integrarse con el uso de modelos matemáticos comprensivos para ayudar en la evaluación del problema. En general, los modelos se usan para analizar la conducta de un sistema ambiental bajo condiciones tanto actuales (o pasadas) como anticipadas (futuras). Un modelo matemático provee una herramienta para integrar procesos de degradación y partición con caracterización de desechos específicos y sitio/suelo para simular la conducta de los constituyentes orgánicos en un suelo contaminado y para predecir las rutas de migración a través del área contraminada, y por lo tanto las rutas de exposición a humanos y al ambiente

El Modelos Regulador e Investigador de Zona de Tratamiento (Modelos RITZ) desarrollado por Short en el laboratorio de Investigación Ambiental Robert S. Kerr de la USEPA es un ejemplo de modelo que ha sido usado para describir el destino potencial y la conducta de los constituyentes orgánicos en un sistema de suelos contaminados. Una versión expandida del RITZ, el Modelo de Procesos Interactivos de la Zona Vadosa, (VIP) incorpora capacidades predictivas para la conducta

dinámica de los constituyentes inorgánicos en sistemas de suelo insaturado bajo condiciones de precipitación variable, temperatura y concentración de desechos. Ambos modelos simulan procesos en la zona vadosa, incluyendo volatilización, degradación, sorción/desorción, advección y dispersión.

Esta información puede utilizarse para evaluar el problema de qué compuestos son probables de volatilizar primero, cuáles lixivian primero y cuáles compuestos son persistentes bajo las condiciones específicas del sitio. Los modelos pueden también usarse para el diseño de estudios para la evaluación y selección de opciones de tratamiento para estas sustancias, también para diseñar estrategias de monitoreo (p. ej. cuáles compuestos monitorear y en qué medio). Algunos modelos de agua subterránea son diseñados específicamente para evaluar sitios contaminados. Por ejemplo un modelo numérico, BIOPLUMA, que simula la biodegradación con oxígeno limitado en aguas subterráneas. Simula la advección, la dispersión y el proceso de retardo así como también la reacción entre el oxígeno y el contaminante en un flujo uniforme.

### **8.3.3. APROXIMACIONES DE TRATAMIENTO.**<sup>4,13,14,15</sup>

La información obtenida de una evaluación integrada (modelada) del problema (migración y persistencia), basada sobre una completa caracterización de las interacciones desecho/suelo/sitio pueden utilizarse para seleccionar aproximaciones de tratamiento para mayores evaluaciones con respecto a factores técnicos, de efectividad y costo. Los resultados de los esfuerzos de caracterización y evaluación pueden ayudar en la identificación de constituyentes que requerirán tratamiento en la fase aérea (volatilización), en la fase de lixiviado y en la fase sólida (suelo). Esta aproximación permite la evaluación y comparación de diferentes sistemas de tratamiento identificados previamente (in situ, camas preparadas y en tanques). Específicamente, si el tratamiento es requerido, la información es usada en su momento para: 1) Determinar los requerimientos de contenedores para prevenir la contaminación de sistemas receptores fuera de sitio; 2) Desarrollar técnicas para maximizar la transferencia de masas de reactivos que afecten al proceso (p. ej., microorganismos que afectan la actividad a través de la adición de nutrientes minerales, oxígeno, fuentes de energía adicionales, control de pH por medio de productos, etcétera, o remoción de productos tóxicos en orden para realizar la bioremediación) y 3) Diseñar un programa eficiente, rentable para evaluar la efectividad del tratamiento.

#### **8.3.3.1. REQUERIMIENTOS DE CONFINAMIENTOS.**<sup>16,17</sup>

Si la principal ruta de transporte es la volatilización se requiere el confinamiento y el tratamiento con respecto a la volatilización. Un domo inflable de plástico colocado sobre el sitio contaminado es un método, de confinación que ha sido empleado para controlar el escape de constituyentes volátiles en sitios de desechos peligrosos. Los volátiles son extraídos del domo a través de un conducto y tratados en un sistema de tratamiento en la superficie. Si el lixiviado ha sido identificado como importante, el control del movimiento del agua en el suelo debe implantarse. Por ejemplo, si los materiales contaminados se espera que lixivien hacia abajo del sitio, los controles de las corrientes pueden implantarse o los materiales contaminados pueden temporalmente removerse del sitio y colocarse un recubrimiento de plástico o arcilla debajo del sitio. Cuando la migración corriente abajo y arriba es significativa, ambos sistemas de confinamiento, de la volatilización y del lixiviado deben instalarse. Algunos compuestos químicos hidrofóbicos no tienden a volatilizar o a lixiviar pero son persistentes dentro de la fase sólida del suelo, por lo tanto los esfuerzos de confinación pueden no requerirse.

#### 8.4. SELECCIÓN DEL MÉTODO DE TRATAMIENTO, 4,11,13,15,19,20

##### 8.4.1. UTILIDAD DE LOS MODELOS MATEMÁTICOS PARA LA EVALUACIÓN DE TECNOLOGÍAS.

Un uso crítico y de rentabilidad del modelado en la selección y evaluación del (tren) tratamiento está en el análisis de alternativas o condiciones de futuras propuestas, esto es, el modelo es usado como una herramienta de manejo o de toma de decisiones. Los modelos pueden también utilizarse para aproximar y estimar las tasas y extensión del tratamiento que puede esperarse a escalas de campo bajo diferentes condiciones.

El modelado puede utilizarse para asistir en el diseño de estudios de tratabilidad que permitan evaluar la aplicación de diferentes tecnologías de tratamiento, y por lo tanto, ayudar en el enfoque de recursos (tiempo y dinero).

##### 8.4.2. ESTUDIOS DE TRATABILIDAD.

Los estudios de tratabilidad son usados para proporcionar información específica relacionada con la aplicación potencial de tecnologías de tratamiento a escala de campo, mediante la evaluación y comparación de tasas y extensión de remediación entre varias técnicas.

Los estudios de tratabilidad pueden conducirse en el microcosmo de laboratorio o en reactores a escala de banco, instalaciones a escala piloto o en el campo.

Los estudios de tratabilidad de laboratorio son generalmente un rastreo para establecer la validez de una tecnología que genere datos que puedan utilizarse como indicadores de potencial para reunir metas de ejecución y para identificar parámetros durante las pruebas de escala de banco o piloto.

Los estudios de tratabilidad de laboratorio generalmente no son apropiados para generar datos de diseño y de costo. Las pruebas de escala piloto son conducidas para generar información concerniente con información de ejecución cuantitativa, de costos y de diseño. Las tres categorías propuestas de pruebas de tratabilidad y sus descripciones asociadas se incluyen en la tabla 8.2.

Tabla 8.2 Comparación de Rastreo General de Pruebas a Escalas de Laboratorio, de Banco y Piloto

	<b>Rastreo de Laboratorio</b>	<b>Pruebas a escala de banco</b>	<b>Pruebas a escala Piloto</b>
<b>Tipo de datos generados</b>	Cualitativo	Cuantitativo	Cuantitativo
<b>Parámetros críticos</b>	Varios	Pocos	Pocos
<b>Número de Réplicas</b>	Simple/duplicados	Duplicado/triplicado	Triplicado o más
<b>Dimensiones del estudio</b>	Prueba de jarras o estudios de vasos pp	Banco-techo (algo mayor)	Piloto-planta (En el sitio o fuera del sitio)
<b>Tipo de proceso usual</b>	Batch	Batch o continuo	Batch o continuo
<b>Volumen de la corriente de desecho</b>	Pequeña	Mediana	Grande
<b>Tiempo requerido</b>	Horas/días	Días/semanas	Semanas/meses
<b>Costos US-Dólar</b>	10,000 - 50,000	50,000 - 250,000	250,000 - 1'000,000

Los resultados de los estudios de tratabilidad son comúnmente utilizados para proporcionar información relacionada con la tasa y extensión del tratamiento de constituyentes orgánicos peligrosos, donde las tasas de transferencia de masas de sustancias potencialmente limitantes no son limitantes del tratamiento.

Los estudios de tratabilidad también representan usualmente las condiciones óptimas con respecto al mezclado, contacto de materiales sólidos del suelo con los constituyentes del desecho y con los microorganismos. Por lo tanto, los estudios de tratabilidad proporcionan información concerniente a los niveles potenciales de tratamiento alcanzables.

La información de los estudios de balance de masa, incluyendo el cribado de laboratorio, los estudios de escala de banco y piloto se combinan con la información relacionada con el sitio y las características del desecho en orden para determinar las aplicaciones y limitaciones de cada tecnología.

La información obtenida de los estudios de tratabilidad deberá enfocarse en la identificación de las limitaciones últimas para el uso de una tecnología de remediación de un sitio específico, que usualmente esté relacionado a 1) tiempo requerido para la limpieza- 2) nivel de limpieza atendible; y 3) costo de la limpieza.

#### **8.4.3. SELECCIÓN DEL TREN DE TRATAMIENTO.**

El uso del tren de tratamiento es también importante para considerar una aproximación de ingeniería para utilizar técnicas de tratamiento para la remediación de sitios. Por ejemplo, la extracción con vacío es conocida para aplicarse en sitios insaturados caracterizados por materiales permeables conteniendo compuestos químicos volátiles. La extracción con vacío puede también usarse para remover compuestos semivolátiles mediante el suministro de una fuente de oxígeno (aire) para los organismos del subsuelo, donde las condiciones anóxicas existen debido, al relativamente lento, reemplazamiento del oxígeno a través de la difusión atmosférica. Este es un ejemplo del uso de una tecnología para el tratamiento de ambos compuestos, los volátiles y los semivolátiles en el subsuelo.

La información de los estudios de tratabilidad es usada para la implantación de un sistema de remediación del sitio específico que combina la mezcla de técnicas de tratamiento evaluadas para construir un tren de tratamiento. La formulación de un tren de tratamiento para un sitio generalmente está basada en información de simulaciones (p. ej., modelos matemáticos) generada de los estudios de balance de masas, estudios de tratabilidad y datos de caracterización de sitio/suelo.

#### **8.5. MEDICIONES E INTERPRETACIÓN DE LA EFECTIVIDAD DE TRATAMIENTO.**<sup>4,10,19,20</sup>

Típicamente, las muestras de suelo son tomadas de un reactor de tratabilidad (in situ, cama preparada o tanque) de estudios de escala de banco y pilotos o de campo y extraídos con un solventes o desorbidos térmicamente. La concentración del compuesto es usualmente medida en el extracto de solvente del suelo o la corriente de desorción térmica usando instrumentación química (p. ej. cromatógrafo de gas o líquido con detectores apropiados). Esta información es denominada "Pérdida aparente" de un compuesto y se refiere a la observación de que el compuesto desaparece del solvente o fase de extracción, pero no necesariamente representa un balance de masas químico completo. El cambio en la concentración del compuesto en el solvente con el tiempo a menudo se usa para calcular la tasa y extensión del decremento en la concentración del compuesto en el suelo. Esta información es utilizada comúnmente para interpretar la efectividad del tratamiento para diferentes tecnologías y para determinar las estrategias de ingeniería y el manejo de aproximaciones, incluyendo: 1) Tiempo requerido para alcanzar la concentración objetivo de limpieza para un suelo; y 2) efectos de los factores ambientales o variables experimentales (Químicas, Físicas o biológicas) sobre la efectividad del tratamiento.

Sin embargo, es necesaria información adicional en orden para medir exactamente así como interpretar la efectividad del tratamiento. Para entender los mecanismos de tratamiento y basar la selección de tecnologías de tratamiento sobre una aproximación racional, es necesaria la identificación y medición de la distribución entre las fases físicas que comprenden el sistema suelo, así como la identificación y diferenciación de los mecanismos por los cuales un compuesto puede ser químicamente alterado en un sistema de suelos.

Destacar que la información obtenida concierne a la tasa aparente de pérdida de compuestos de un extracto de suelo con la información relacionada con el potencial de transferencia interfase entre las fases sólida y gaseosa del suelo, así como el conocimiento de los mecanismos de interacción de compuestos con la fase de suelo proveerán las bases para una aproximación más racional de remediación de suelos contaminados.

La evaluación de la efectividad de las tecnologías de remediación puede basarse sobre medios (suelo, aire) y sobre mecanismos específicos, tales como recuperación de la fase aire o aumento de la destrucción abiótica o degradación biológica, para completar el tratamiento. La evaluación de la transferencia de interfases también permite la caracterización de rutas por las que los compuestos pueden migrar del suelo al ambiente multimedio que conduce a la exposición humana. De aquí, este método para medir la efectividad del tratamiento es también valioso en la determinación de la reducción de riesgos y la implantación de estrategias de manejo de riesgos.

#### **BIBLIOGRAFÍA.**

- 1.- A. D. Little, Inc. 1983, Handbook for Evaluating Remedial Actions Plan. EPA/6002-83/76 (NTIS PB84-118249).
- 2.- Alexander, M. 1994. Biodegradation and Bioremediation. Academic Press, NY.
- 3.- Bartenfeld, D., R. Sims, H. Compton, W. Grube, L. Murdoch y R. Dupont, 1992, RCRA Corrective Action Stabilization Technologies Preceedings. EPA/625/R-92-014.
- 4.- Boulding, J. R., 1995. Practical Handbook of Soil, Vadose Zone and Groundwater Contamination, Prevention Assessment and Restoration, Lewis Publishers, Boca Raton, FL.
- 5.- Calabrese, E. J., Kostecki, P. T., 1991. Hydrocarbon Contaminated Soils, Vol. I. Lewis Publishers, Chelsea, MI
- 6.- Calabrese, E. J., Kostecki, P. T., 1992. Hydrocarbon Contaminated Soils and Groundwater, Vol. II. Lewis Publishers, Chelsea, MI
- 7.- Calabrese, E. J., Kostecki, P. T., 1993. Principles and Practice for Petroleum Contaminated Soils, Lewis Publishers, NY
- 8.- Cole, G. M., 1994. Assessment and Remediation of Petroleum Contaminated Sites. Lewis Publishers, Boca Raton, FL.
- 9.- Eweis, J. B., Sarina J. Ergas, Daniel P. Y. Chang, Edward D. Schroeder, 1998. Bioremediation Principles. McGraw-Hill Higher Education
- 10.- Havranek, Timothy J., 1999. Modern Project Management Techniques for the Environmental Remediation Industry. Saint Lucie Pr.
- 11.- Kuo, Jeff, 1998. Practical Design Calculations for Groundwater and Soil Remediation. Lewis Publishers, Inc.; Boca Raton, FL.
- 12.- Nielsen, D. M., 1991. Practical Handbook of Groundwater Monitoring. National Water Well Association.
- 13.- Nyer, E. K., 1993. Practical Techniques For Ground Water and Soil Remediation. Lewis Publishers, Boca Raton, FL.

- 14.- Nyer, E. K., 1998. **Groundwater and Soil Remediation : Practical Methods and Strategies**. Lewis Publishers, Inc, ed. Arcadys.
- 15.- Pichtel, John, 2000. **Fundamentals of Site Remediation: For Metal-And Hydrocarbon-Contaminated Soils**. Government Institutes.
- 16.- Sims, R. C. y J. L: Sims, 1991a, **Soil and Ground-Water Remediation: Basics Approaches**. In **site Characterization for Subsurface Remediation**, EPA/625/4-91/026 Cap. 14
- 17.- Sims, R. C. y J. L: Sims, 1991b, **Remediation Techniques for Contaminated Solis**. In **site Characterization for Subsurface Remdiation**, EPA/625/4-91/026 Cap. 15
- 18.- Sims, R. C. y J. L: Sims, 1991c, **Aquifer Restoration**. In **site Characterization for Subsurface Remediation**, EPA/625/4-91/026 Cap. 16
- 19.- Soesilo, Andy, Stephanie R. Wilson, 1997. **Site Remediation Planning and Management**. Lewis Publishers, Inc.; Boca Raton, FL.
- 20.- Wong Jimmy, Greg L. Nolan, Chin H. Lim, 1997. **Design of Remediation Systems**. Lewis Publishers, Inc.; Boca Raton, FL.

## **9.0. TECNOLOGIA DE TRATAMIENTO PARA SUELO, SEDIMENTOS Y LODOS.**

### **9.1. TECNOLOGÍAS DE TRATAMIENTO BIOLÓGICO Y FISCOQUÍMICO.. 3, 12, 52,56,57,69**

#### **9.1.1. TECNOLOGÍAS DE TRATAMIENTO BIOLÓGICO**

La presencia prolongada de los contaminantes en los suelos ha ocasionado que muchos microorganismos ahí presentes hayan desarrollado la capacidad bioquímica para degradarlos. Esta capacidad es precisamente la base de las tecnologías de biorremediación que en los últimos años han surgido como una alternativa muy atractiva para la limpieza de suelos y acuíferos contaminados. Una de las principales características de la biorremediación es que los contaminantes realmente se pueden transformar en compuestos inocuos al ambiente y no solamente se transfieren de lugar, como sucede en algunos tratamientos fisicoquímicos. Como inicio de este capítulo se hace un análisis general de las principales tecnologías de biorremediación, las cuales son desglosadas tanto in situ (en el sitio) como ex situ (fuera de él). Las tecnologías adicionales serán tratadas de acuerdo con la clasificación dada en el punto 9.2.

##### **9.1.1.1. VENTAJAS Y DESVENTAJAS.**

Las tecnologías de biorremediación ofrecen diversas ventajas, entre las principales se pueden citar las siguientes:

- Son tecnologías seguras, económicas y más rápidas que algunos tratamientos fisicoquímicos.
- Se utilizan sistemas biológicos cuyo costo es mínimo, más aún si se utiliza la población autóctona en donde las transformaciones son generalmente llevadas a cabo por los microorganismos que habitan en los sitios de contaminación (proceso natural).
- El ecosistema del sitio contaminado prácticamente no se altera, al contrario se recupera;
- No se generan desechos como producto del tratamiento, ya que los contaminantes son realmente degradados;
- Pueden ser acoplados a otro tipo de tecnología cuando la remoción de los contaminantes no es la máxima deseada;
- Los contaminantes adsorbidos o atrapados en los poros del suelo, también son biodegradados;
- Si la actividad microbiana no es la deseada, puede estimularse por la adición controlada de algunos compuestos requeridos por los microorganismos;
- Cuando los contaminantes orgánicos son empleados como la principal fuente de carbono y energía para los microorganismos, el proceso se realiza con mayor rapidez.
- Los residuos o subproductos del proceso biológico (bióxido de carbono y agua) son usualmente integrados geoquímicamente en el ambiente como productos inocuos.
- Las bacterias y los hongos tienen una gran habilidad para metabolizar (transformar) diferentes compuestos químicos.

- El tratamiento en el sitio de contaminación de los suelos, lodos y mantos freáticos es más barato y menos destructivo que otras opciones frecuentemente utilizadas para su tratamiento, tales como la excavación seguida de la incineración o el tratamiento de suelos.

Cuando se trata de una biorremediación in situ se tienen ventajas adicionales que son:

- Se eliminan costos de transportación ya que se realiza en el sitio contaminado;
- Al utilizar la población microbiana autóctona se elimina la necesidad de introducir microorganismos potencialmente peligrosos;

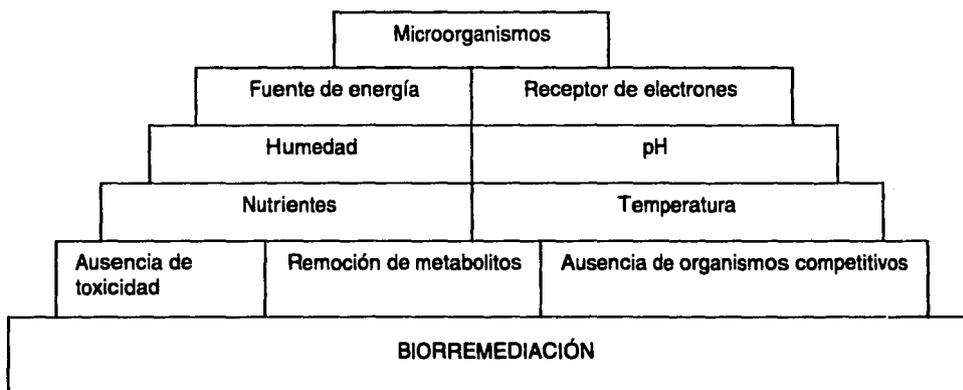
Las principales desventajas son:

- La transformación por métodos biológicos está sujeta al tiempo que se le dé al proceso y de las condiciones químicas y biológicas.
- La biorremediación depende de la tolerancia de los microorganismos a la concentración del contaminante y de las características del suelo, por lo que no se recomienda su aplicación en sitios que contengan compuestos radiactivos, metales pesados y cuando las condiciones microambientales sean desfavorables.
- Otros contaminantes como materiales radioactivos, ácidos inorgánicos y asbestos, que son no-biodegradables no pueden ser atacados con las tecnologías de biorremediación.

#### 9.1.1.2. REQUERIMIENTOS.

Los requerimientos para la biorremediación son presentados en orden de importancia en la figura 9.1. En primer lugar, existen microorganismos que pueden desarrollarse y tener la capacidad de producir enzimas bajo condiciones ambientales extremas, es decir, organismos que toleran disolventes orgánicos, que crecen en condiciones alcalinas o altas temperaturas. Esto es importante porque muchos de los contaminantes no se encuentran en los ambientes propicios para el desarrollo de los microorganismos.

Figura 9.1. Requerimientos necesarios para llevar a cabo las tecnologías de biorremediación.



La fuente de energía y los receptores de electrones son incorporados por cada microorganismo a través de las reacciones de óxido - reducción; por ejemplo, la materia orgánica en los residuos es usada como sustrato por los microorganismos, los cuales la estabilizan; todos los compuestos orgánicos son fuentes de carbono y energía, que son donadores de electrones.

Por otro lado, el tipo de receptor de electrones establece el metabolismo y por lo tanto las reacciones específicas de degradación. Los receptores de electrones más importantes son: oxígeno, nitratos (NO<sub>3</sub>), sulfatos (SO<sub>4</sub>), bióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) y algunos compuestos orgánicos.

La humedad es una variable importante para la biorremediación. El contenido de humedad en el suelo afecta la disponibilidad del contaminante, la transferencia de gases, los movimientos y etapas de crecimiento de microorganismos y la distribución de especies. Asimismo, el agua disuelve los nutrientes que pasan fácilmente a través de las membranas de las células. Durante la biorremediación, si el contenido de agua es alto, será difícil que el oxígeno atmosférico penetre al suelo y éste puede ser un factor limitante en el desarrollo de los microorganismos. El pH del suelo es una de las medidas más indicativas de las propiedades químicas del suelo y varía considerablemente de un área geográfica a otra. Por fortuna muchas bacterias crecen mejor a un pH neutro o ligeramente alcalino. En general, la degradación de hidrocarburos es más eficaz a valores de pH 7 que con pH 5.

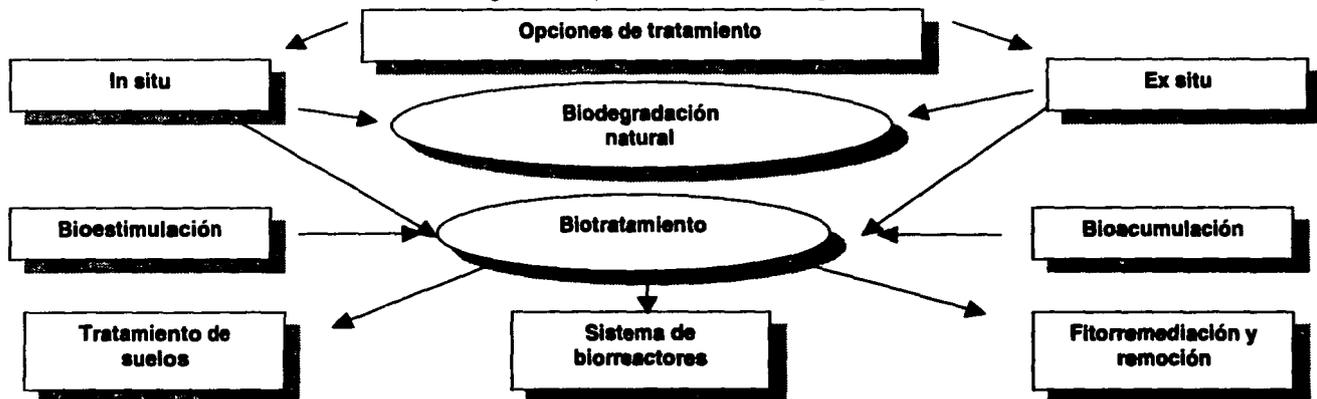
La temperatura tiene una marcada influencia sobre la velocidad de biorremediación. La velocidad de degradación es una función directa de la temperatura. Muchas bacterias detienen su actividad metabólica a temperaturas cerca del punto de congelación. Cada microorganismo tiene una temperatura mínima a la cual su crecimiento no ocurre; sin embargo, existen microorganismos que se adaptan a los cambios de temperatura. Los microorganismos que se ha encontrado que son efectivos para los procesos de biorremediación se desarrollan en un intervalo de -10 a 40°C.

La aireación es un requisito en la mayoría de los casos, porque provee del oxígeno necesario para el desarrollo de microorganismos aerobios. Es un mecanismo de intercambio de gases en las tierras, que evita la escasez de oxígeno y la toxicidad del bióxido de carbono. Se considera que un suelo tiene una aireación adecuada cuando tiene suficiente aire entre los espacios porosos y además hay agua presente. La eliminación del aire en los poros debido a la saturación de humedad o compactación del suelo, reduce la transferencia de oxígeno y hace que el proceso sea más lento.

### 9.1.1.3. PROCESOS DE BIORREMEDIACIÓN.

Cuando un sitio con residuos peligrosos está confinado, los residuos pueden degradarse de manera natural (biodegradación natural). El tipo de tratamiento a usar depende de la factibilidad de aplicación de los métodos de tratamiento de suelos, de la disposición de instalaciones especiales, como en el caso de los sistemas de biorreactores, y de la oportunidad de aumentar los procesos biológicos específicos del suelo. En la figura 9.2 se muestran los diversos tipos de tratamientos biológicos.

Figura 9.2. Tipos de tratamiento biológico



El tratamiento de materiales peligrosos puede realizarse en el sitio contaminado (in situ) o fuera del sitio contaminado (ex situ). Un tratamiento in situ se ve afectado por las restricciones locales, regulaciones del estado, densidad poblacional o por otras causas que impidan su aplicación. Cuando esto ocurre, el residuo peligroso, y el suelo o agua contaminada son llevados a otra parte para su tratamiento (ex situ). Tanto en el tratamiento in situ como en el ex situ, se debe evitar la actividad humana y de animales en el lugar, donde se aplica. Otro criterio es que las tecnologías in situ se emplean cuando la contaminación ha alcanzado el nivel freático y se debe evitar que el bulbo de contaminación se extienda en el acuífero. Las tecnologías ex situ se utilizan cuando la contaminación se presenta solamente en la parte superficial del suelo o bien, la actividad de la población microbiana autóctona no puede asegurar la biodegradación de los contaminantes bajo las condiciones que imperan en el lugar.

## **9.2. TECNOLOGÍAS DE TRATAMIENTO FISICOQUIMICO**

Dentro de las tecnologías de tratamiento fisicoquímico están agrupadas las que utilizan procesos de separación físicos, químicos y los tratamientos térmicos. Estas tecnologías se basan fundamentalmente en el empleo de las propiedades fisicoquímicas de los contaminantes o del medio contaminado como son: potencial redox, solubilidad, densidad, coeficiente de partición octanol-agua, volatilidad, etc., para destruir (esto es, convertir químicamente), separar, o contener la contaminación. Por ejemplo la extracción con vapor (SVE) utiliza la volatilidad del contaminante para separarlo del suelo, el lavado del suelo emplea la solubilidad del contaminante en el líquido para separarlo físicamente del suelo. Los surfactantes pueden ser adicionados a la solución de lavado para aumentar químicamente la solubilidad del contaminante.

### **9.2.1. VENTAJAS Y DESVENTAJAS.**

Las tecnologías fisicoquímicas ofrecen las siguientes ventajas durante su aplicación:

- Como ya se menciona anteriormente emplean las propiedades del medio o del contaminante para destruirlo, separarlo o inmovilizarlo.
- Son costeables y requieren menores tiempos de tratamiento que los tratamientos biológicos.
- Pueden ser utilizados en combinación con los tratamientos biológicos.
- Los equipos necesarios para esta tecnología son de fácil adquisición.
- Son recomendados para el tratamiento de metales y compuestos no biodegradables.
- Son efectivos para suelos con bajo contenido de materia orgánica y humedad.

Las principales desventajas de estos tratamientos se mencionan a continuación:

- En el caso de técnicas de separación requieren tratamiento o disposición, lo cual puede incrementar los costos.
- Los cambios climáticos pueden alterar al tratamiento o la inmovilización de los contaminantes.
- Los tratamientos térmicos son los más costosos, aunque son los de menor tiempo de limpieza y requieren equipos de control de emisiones.
- En el caso de los sistemas in situ son difíciles de monitorear, ya que dependen de las condiciones hidrológicas y geoquímicas del suelo.
- Pueden generar productos más tóxicos que sus predecesores.

## 9.2.2. REQUERIMIENTOS.

Los requisitos para los tratamientos fisicoquímicos son:

**Distribución del tamaño de partícula.** Afecta la sorción y el intercambio de iones. En la zona vadosa afecta la cantidad de contaminantes almacenados en el borde del capilar para compuestos ligeros de fase líquida no acuosa (LNAPL). En la zona saturada afecta la permeabilidad y retención del producto.

**Homogeneidad del suelo e isotropía.** Afecta la eficiencia, requerimientos de energía y sorción, la disponibilidad de químicos. Influye en las velocidades relativas de extracción para distintas capas. Determina el volumen del material contaminante y las estrategias de ingeniería para la extracción.

**Permeabilidad del suelo.** Afecta la capacidad de sorción y de intercambio de iones.

**pH.** Afecta la inmovilización y forma química ya que la solubilidad de compuestos inorgánicos es afectada por el pH, valores altos de pH normalmente disminuyen la movilidad de inorgánicos en el suelo. La efectividad del intercambio catiónico y la floculación pueden ser afectadas de manera negativa por intervalos de pH extremos.

**Eh.** Es el potencial redox cuando están involucradas reacciones de oxidación-reducción, del mismo modo que el pH afecta la inmovilización y a la forma química de los compuestos.

**Coefficiente de partición octanol agua ( $K_{ow}$ ).** Es definido como la relación de la concentración de un químico en la fase octanol a su concentración en la fase acuosa de una segunda fase del sistema octanol agua. Este es un parámetro clave en la descripción de la forma de un químico orgánico en el ambiente, se ha encontrado que tiene relación con la solubilidad del agua, el coeficiente de adsorción suelo/sedimento y el factor de bioconcentración para especies acuáticas. El significado físico de  $K_{ow}$  es la tendencia de un sistema a distribuirse entre una fase orgánica (por ejemplo, hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAH) en un solvente) en un solvente en la fase acuosa. Los químicos que tienen un valor bajo de  $K_{ow}$  (<10) pueden ser considerados relativamente hidrofílicos, tienden a tener una solubilidad en agua mayor, coeficientes de aceite/sedimento bajos y pequeños valores de bioconcentración para la vida acuática. Consecuentemente, un valor grande (>10<sup>4</sup>) es considerado hidrofóbico y tiende a acumularse en superficies orgánicas, tal como suelos húmicos y especies acuáticas.

**Contenido húmico (fracción orgánica).** Es la parte en descomposición del contenido orgánico del suelo existente en la naturaleza. Un contenido húmico alto podría endurecer al suelo, disminuyendo la movilidad de los compuestos orgánicos y disminuyendo el tratamiento al agua subterránea, sin embargo, un contenido húmico alto puede inhibir la extracción con vapores (SVE), la extracción de vapor, el lavado del suelo con agua y solventes como resultado de una fuerte adsorción del contaminante por el material. Un contenido alto también puede ejercer una alta demanda de oxígeno, afectado adversamente a la biorremediación o la extracción química.

**Carbono orgánico total (TOC).** Provee un indicador del material orgánico total presente. Es utilizado a menudo como un indicador (pero no una medida) de la cantidad de residuo disponible para biodegradación. El TOC incluye al carbón orgánico presente en el medio y el de los contaminantes orgánicos.

Otros parámetros a tomar en cuenta durante la aplicación de los tratamientos fisicoquímicos son: Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO), Demanda Química de Oxígeno, Grasas y Aceites, la litología, geología y la hidrología del sitio, la delimitación de la pluma de contaminantes y las emisiones de gases.

### 9.3. SEGUIMIENTO.

Todas las tecnologías requieren de un seguimiento para determinar la eficiencia de la misma, el cumplimiento de los niveles de limpieza solicitados por las autoridades de ecología, ya sean federales, estatales o municipales y el tiempo programado para llevarlo a cabo. La verificación de que el suelo está recibiendo un tratamiento efectivo se realiza mediante el establecimiento de un programa de monitoreo antes, durante y al término de las actividades de restauración del sitio contaminado. Durante este monitoreo se realizan los muestreos necesarios de acuerdo con la frecuencia, cantidad y número de muestras y el tipo de análisis establecidos en el protocolo correspondiente, mismo que fue previamente puesto a consideración y aprobación por parte de las autoridades encargadas de dar seguimiento. (ver punto 3.21).

### 9.4. TRATAMIENTO BIOLÓGICO IN SITU PARA SUELOS, SEDIMENTOS Y LODOS. 3,9,44, 59,60,73

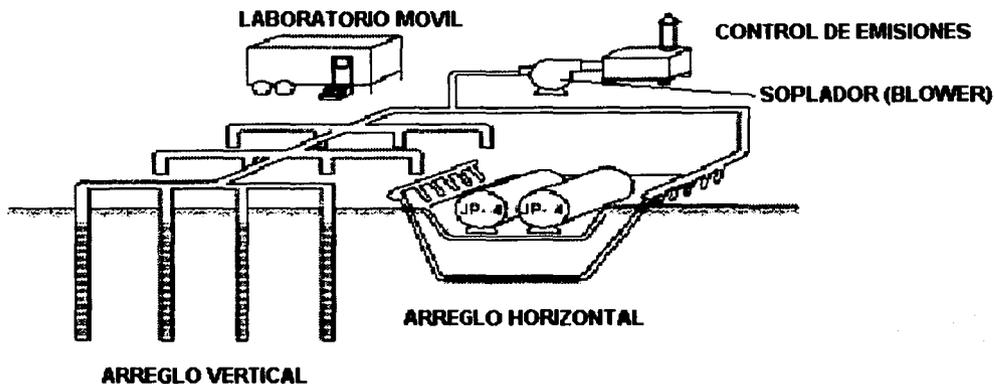
La mayor ventaja de los tratamientos In Situ es permitirle al suelo el ser tratado sin que haya una excavación de por medio con lo cual nos evitamos los costos de transportación. Sin embargo, los tratamientos in situ generalmente requieren periodos más prolongados, y hay una mayor incertidumbre en la uniformidad del tratamiento debido a la variabilidad del suelo y las características de los acuíferos con lo que es más difícil verificar la eficiencia del proceso. Por lo que se debe efectuar una caracterización antes y después de la técnica de biorremediación para verificar la efectividad del tratamiento biológico. Los procesos biológicos son implementados típicamente a bajo costo. Al término del tratamiento se puede o no requerir tratamiento para los residuos generados. Sin embargo, algunos compuestos se rompen en subproductos más tóxicos que los originales durante el proceso de biorremediación. Por esto, este tipo de tratamiento requiere una caracterización del suelo el agua y los contaminantes, y puede requerir tratamiento del agua subterránea. Aunque no todos los compuestos orgánicos son propicios para la biodegradación, las técnicas de biorremediación han sido exitosamente utilizadas en la remediación de suelos, lodos contaminados por hidrocarburos, solventes, pesticidas, preservadores de madera y otros compuestos orgánicos. La biorremediación no es aplicable a contaminantes inorgánicos. La rapidez con lo que los microorganismos degradan los contaminantes está influenciado por el contaminante y su concentración, el suministro de oxígeno, la humedad, temperatura, suministro de nutrientes y el cometabolismo. Las tecnologías de tratamiento biológico in situ son sensibles a ciertos parámetros del suelo. Por ejemplo, la presencia de arcilla o humus en el suelo causa variaciones en el desarrollo del proceso. Por lo que se efectúan estudios de tratabilidad para determinar la efectividad de la biorremediación en una situación en particular. Las tecnologías para tratamientos biológicos in situ disponibles incluyen al bioventeo (bioventing), bioestimulación (enhance biodegradation), biocultivo (land farming) y la fitoremediación.

#### 9.4.1. BIOVENTEO (BIOVENTING). 2,3,9,12,15,26,42,51,52,53,56,57,58

<b>Descripción</b>	El bioventeo es una tecnología que estimula la biodegradación natural in situ de cualquier compuesto degradable en forma aerobia depositado en el suelo por medio de proveer oxígeno a los microorganismos existentes en el suelo. En contraste a la extracción por medio de vapor, el bioventeo utiliza bajas velocidades para el suministro de oxígeno con la finalidad de suministrar solo el suficiente para la actividad microbiana. El oxígeno es comúnmente proporcionado por medio de la inyección directa del aire en la contaminación residual que se encuentra en el suelo. Además de la degradación de residuos de combustible absorbidos, también los compuestos volátiles son biodegradables como vapores que son removidos lentamente a través de suelo biológicamente activo. (figura 9.3).
--------------------	---

<b>Aplicabilidad</b>	Han sido exitosamente utilizados para remediar suelos contaminados por hidrocarburos, solventes no clorados, algunos pesticidas, preservadores de madera y algunos otros compuestos orgánicos. Estas técnicas, nos muestran una alternativa para estabilizar o remover inorgánicos del suelo.
<b>Limitaciones</b>	Factores que pueden limitar la aplicabilidad y efectividad del proceso son: <ul style="list-style-type: none"> <li>• Baja permeabilidad de los suelos.</li> <li>• Suelos ya saturados.</li> <li>• Inundación del suelo a tratar.</li> <li>• Los vapores pueden construir gradualmente burbujas dentro del radio de influencia de la inyección del aire. Este problema puede ser resuelto con la extracción del aire cerca del área de influencia.</li> <li>• Un suelo bajo en humedad puede limitar la biodegradación por lo tanto la efectividad del bioventeo.</li> <li>• Se necesita el monitoreo de gases nocivos provenientes del área donde se aplique la técnica.</li> <li>• La biodegradación aeróbica de muchos compuestos clorados puede no ser efectiva a menos que se encuentre presente un cometabolito o un ciclo anaeróbico.</li> <li>• Las bajas temperaturas pueden disminuir la velocidad de la remediación aunque ya se han tenido casos exitosos de remediaciones en climas extremadamente fríos.</li> </ul>
<b>Costos</b>	Basados en la Air Force Center for Environmental Excellence (AFCEE) el costo de operación de un sistema típico de bioventeo es de 10 a 70 dólares por metro cuadrado. Factores que afectan los costos del bioventeo es el tipo de contaminante y su concentración, la permeabilidad del suelo, la rapidez de bombeo, y si hay o no tratamiento de gases. Se necesita monitoreo periódico.

Figura 9.3. Esquema de la tecnología de bioventeo.

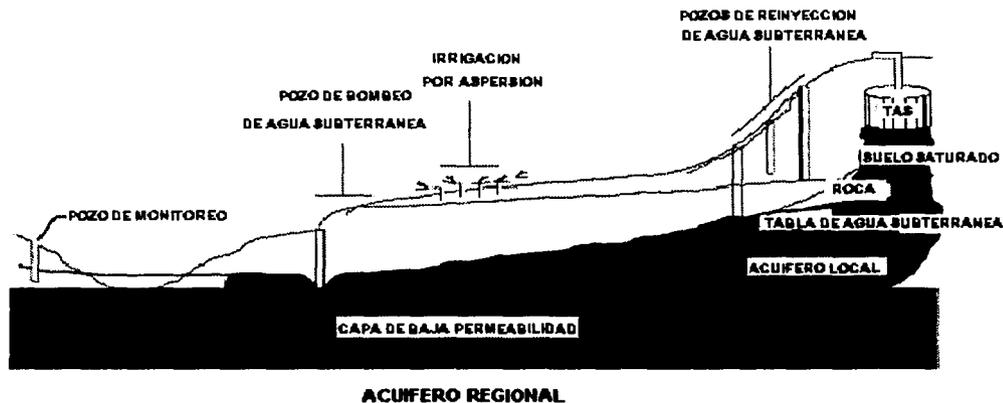


#### 9.4.2. BIOESTIMULACIÓN (ENHANCE BIOREMEDIATION)<sup>3,5,9,12,15,42,47,55,56,69</sup>

<b>Descripción</b>	Es un proceso en el cual microorganismos inoculados o autóctonos (por ejemplo bacterias, hongos u otros microbios) degradan (metabolizan) los compuestos orgánicos que se encuentran en el suelo y/o agua subterránea, convirtiéndolos en subproductos inocuos. Se necesitan nutrientes, oxígeno, etc., y una desorción de la superficie de los materiales. Puede ser aerobia o anaerobia, la aerobia se realiza en presencia de suficiente oxígeno, y otros nutrientes, para que los microorganismos puedan convertir los contaminantes orgánicos en dióxido de carbono, agua y células microbianas. La anaerobia se efectúa en ausencia de oxígeno en donde los compuestos orgánicos son metabolizados a metano, cantidades pequeñas de dióxido de carbono, y trazas de gas hidrógeno. Para acelerar la biorremediación del suelo involucra una percolación o inyección de agua no contaminada mezclada con nutrientes y saturada con oxígeno disuelto. Algunas veces se introducen microorganismos aclimatados (bioaumentación) y/o otras fuentes de oxígeno como el peróxido de hidrógeno. Una galería de infiltración o irrigación con aspersión es utilizada para suelos
--------------------	--

	contaminados de manera superficial y la inyección se utiliza para suelos contaminados en una mayor profundidad. Las bajas temperaturas disminuyen la velocidad de remediación. Para sitios contaminados con temperaturas bajas, se deben utilizar lonas para cubrir la superficie y con esto incrementar la temperatura y por tanto la rapidez de degradación. Esta tecnología se puede clasificar como a largo plazo ya que puede tomar varios años para limpiar una pluma de contaminación. (figura 9.4)
<b>Aplicabilidad</b>	Se ha aplicado exitosamente en la remediación de suelos, lodos y agua subterránea contaminada con hidrocarburos, solventes, pesticidas, preservadores de madera y otros compuestos orgánicos. La biorremediación es especialmente efectiva para remediar la contaminación con niveles bajos de residuos en conjunto con una fuente de remoción auxiliar. Estas técnicas, nos muestran una alternativa para estabilizar o remover inorgánicos del suelo.
<b>Limitaciones</b>	Factores que pueden limitar la aplicabilidad y efectividad del proceso son: <ul style="list-style-type: none"> <li>• Las metas de limpieza pueden no ser alcanzadas si la matriz sólida no permite que los microorganismos entren en contacto con los contaminantes.</li> <li>• La circulación del agua con la solución enriquecedora puede incrementar la movilidad de la contaminación y necesitar tratamiento para el agua subterránea.</li> <li>• Puede darse el caso de la colonización preferencial por parte de los microorganismos causando acumulación de nutrientes en los pozos de inyección de agua.</li> <li>• Vías preferenciales de flujo pueden disminuir severamente el contacto entre los fluidos inyectados y los contaminantes a través de toda la zona contaminada. El sistema no debe ser utilizado en suelos arcillosos, zonas con contaminación muy profunda, o ambientes con superficies heterogéneas debido a las limitaciones en la transferencia de oxígeno (u otros aceptores de electrones).</li> </ul>
<b>Costos</b>	El costo de operación de un sistema típico es de 30 a 100 dólares por metro cuadrado de suelo. Factores que afectan los costos son la naturaleza y la profundidad a la que se encuentran los contaminantes, y si se utiliza o no la bioaumentación.

Figura 9.4. representación de un sistema de bioestimulación.



#### 9.4.3. BIOCULTIVO (LAND FARMING). 3,12,15,57

<b>Descripción</b>	Es una tecnología de biorremediación a gran escala en donde los suelos contaminados, los sedimentos o los lodos son revueltos continuamente y permiten la interacción con el suelo y clima en el sitio. El residuo, el suelo, el clima y la actividad biológica interactúan de una manera dinámica para degradar, transformar y movilizar los constituyentes del residuo. Los residuos son periódicamente labrados para ser aireados. Las condiciones del suelo que se deben controlar para optimizar la rapidez de degradación son: <ul style="list-style-type: none"> <li>• El contenido de la humedad (usualmente por medio de irrigación).</li> <li>• Aireación (por medio del labrado del suelo con una frecuencia predeterminada, el suelo</li> </ul>
--------------------	--

	<p>es mezclado y aireado).</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• pH (debe tener un pH neutro).</li> <li>• Nutrientes.</li> </ul> <p>Esta tecnología debe manejarse apropiadamente para prevenir problemas de contaminación en el sitio y fuera de él, en lo que se refiere al agua superficial y el agua bajo tierra, el aire, por lo que se requiere monitorear constantemente. Esta tecnología se puede clasificar como mediano o largo plazo para restaurar un sitio contaminado.</p>
<b>Aplicabilidad</b>	Se ha aplicado exitosamente tratando la contaminación con hidrocarburos, y otros volátiles de bajo peso, además de contaminantes biodegradables. Debido al peligro de inflamabilidad, la mayoría de los hidrocarburos volátiles son tratados exitosamente por procesos que utilizan su volatilidad (como el bioventeo), el uso de biorremediación sobre el suelo es limitado usualmente a hidrocarburos pesados. Como regla de dedo, los compuestos de peso molecular más alto (y los de más anillos como los PAHs), tienen la velocidad de degradación más lenta. También los compuestos más nitrados o clorados, son más difíciles de degradar. Los contaminantes que han sido tratados exitosamente incluyen al diesel, combustible ligero y pesado, lodos aceitosos, residuos de preservadores de madera (PAH's, PCP y creosota), residuos de coque y ciertos pesticidas.
<b>Limitaciones</b>	Factores que pueden limitar la aplicabilidad y efectividad del proceso son: <ul style="list-style-type: none"> <li>• Se requiere una gran cantidad de espacio.</li> <li>• Las condiciones que afectan la degradación biológica (por ejemplo la temperatura, humedad, etc.) son difícilmente controlables, lo cual incrementa el tiempo total de remediación.</li> <li>• Los contaminantes inorgánicos no son degradados.</li> <li>• Los contaminantes volátiles como solventes, deben ser pretratados debido a su alto nivel de evaporación, causando la contaminación del aire.</li> <li>• El control del polvo es una importante consideración, especialmente durante el labrado y otras operaciones involucradas con ello.</li> <li>• La presencia de iones metálicos pueden ser tóxicos para los microbios.</li> <li>• La topografía, erosión, clima y permeabilidad del suelo en el sitio debe ser evaluados para determinar el diseño óptimo del equipo.</li> <li>• La profundidad del tratamiento es limitada a la profundidad que alcance el labrado (normalmente 18 in).</li> </ul>
<b>Costos</b>	El costo por tratamiento (asumiendo que sea independiente del volumen a ser tratado) es de 25,000 a 50,000 dólares por los estudios de laboratorio, cerca de 100,000 por pruebas piloto o demostraciones de campo. El costo de tratamiento de la tierra es de 30 a 70 dólares por metro cúbico.

#### 9.4.4. ATENUACIÓN NATURAL EN EL SUELO<sup>3,6,9,12,41,42,55,57</sup>

<b>Descripción</b>	<p>La superficie y subsuperficie del suelo tienen características diferentes en la atenuación natural. Los contaminantes móviles en suelos subsuperficiales se difunden dentro de las fases acuosas y vapor del suelo y de este modo son fácilmente sujetos a los procesos naturales que pueden atenuar estos contaminantes. Muchos compuestos orgánicos de alto peso molecular (persistentes) y muchos contaminantes inorgánicos podrían ser inmovilizados en la matriz de la subsuperficie del suelo. Estos contaminantes orgánicos persistentes a menudo son difíciles de degradar y los metales inorgánicos son conservados.</p> <p>En contraste, los contaminantes móviles en la superficie del suelo (típicamente a 1 o 2 pies del suelo en los sitios) usualmente ya degradado, volatilizan o lixivian del suelo a menos que los productos libres intemperizados hayan atrapado los contaminantes.</p> <p>En resumen, los contaminantes móviles persisten por décadas en la superficie del suelo y de este modo, son solamente removidos lentamente o no son removidos en su totalidad por procesos naturales de atenuación. Los sedimentos de contaminantes resultantes son a menudo incontrolables, desde las tormentas y los eventos naturales tales como sismos pueden resuspender o distribuir contaminantes sobre áreas abiertas.</p> <p>Para la atenuación natural en suelos, los procesos naturales de biotransformación tales como dilución, dispersión, volatilización, biodegradación, adsorción y reacciones químicas con materiales</p>
--------------------	---

	<p>del suelo pueden reducir la concentración de contaminantes a niveles aceptables. La atenuación natural podría ser considerada para remediación de contaminantes en suelo si los factores específicos del sitio soportan su uso. Estos factores incluyen:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Protección de receptores potenciales durante al atenuación.</li> <li>• Condiciones geológicas y geoquímicas favorables.</li> <li>• Reducción documentada de la masa de contaminantes degradada en un arreglo del tiempo razonable en la superficie y subsuperficie del suelo.</li> <li>• Confirmación en estudios del microcosmo de la limpieza de contaminantes.</li> <li>• Para los contaminantes persistentes o conservados, asegurando la contención durante y después de la atenuación natural.</li> </ul> <p>La atenuación natural no es una tecnología por si sola y la consideración de esta opción usualmente requiere modelamiento y evaluación de la velocidad y las rutas de degradación del contaminante y prediciendo la concentración del contaminante en el punto receptor gradiente abajo, especialmente cuando la pluma esta inmóvil expandiendo / migrando.</p> <p>En resumen, el muestreo y el análisis de las muestras deben de conducirse durante el proceso para confirmar que la limpieza esta procediendo a velocidades consistentes con los objetivos de limpieza.</p>
<b>Aplicabilidad</b>	Los contaminantes objetivo para la atenuación natural son los compuestos orgánicos volátiles (VOC's) y los semivolátiles (SVOC's) y los hidrocarburos combustibles. Los combustibles y los VOC's halogenados (solventes clorados) son hasta aquí los más comúnmente evaluados por la atenuación natural.
<b>Limitaciones</b>	Factores que pueden limitar la aplicabilidad y efectividad del proceso incluye: <ul style="list-style-type: none"> <li>• Extensa caracterización del sitio con modelamiento y monitoreo de larga duración puede ser más costosa que la remediación activa.</li> <li>• La toxicidad de la degradación y los productos de transformación podrían exceder a los contaminantes originales.</li> <li>• Los contaminantes pueden migrar (erosión, lixiviar, volatilización) antes de que pueda ser degradados o transformados.</li> <li>• El agua subterránea en el sitio contaminado por la fuente del suelo podría no ser disponible por un período extenso de tiempo.</li> <li>• Productos libres extensos, como líquidos de fase no acuosa, podrían ser removidos antes de que la atenuación natural pueda restaurar suelo en un tiempo razonable.</li> <li>• Los metales conservados pueden ser solo inmovilizados temporalmente con la removilización cuando la atenuación natural reestablece las condiciones oxigenadas del suelo.</li> </ul>
<b>Costos:</b>	Existen costos para la modelación de la velocidad degradación de contaminantes para determinar si la atenuación natural es una alternativa de remediación factible. Los costos adicionales son para contenedores apropiados, muestreo superficial y subsuperficial y análisis de muestras (potencialmente extenso) para determinar la extensión de la contaminación y confirmar la velocidad de degradación del contaminante y el estado de limpieza.

#### 9.4.5. FITORREMEDIACIÓN.<sup>3,10,12,50,55,59,61,69</sup>

<b>Descripción</b>	<p>La fitorremediación es un proceso en el cual se utilizan plantas para remover, transferir, estabilizar y destruir contaminantes en suelos y sedimentos. El mecanismo de la fitorremediación involucra el aumentar la biodegradación por medio de la rizosfera, la fitoextracción (también llamada fitoacumulación), fitodegradación y fitoestabilización.</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• <b>Aumentar la degradación por medio de la rizosfera:</b> El enriquecimiento de la rizosfera toma lugar en el suelo que se encuentra rodeando a las raíces de la planta. Las raíces liberan naturalmente sustancias para dar nutrientes a los microorganismos, los cuales aumentan su actividad biológica. Las raíces de las plantas alojan el suelo y posteriormente mueren dejando con ello vías para el transporte de agua y aireación. Este proceso tiende a acarrear agua a la zona superficial y secar las zonas bajas saturadas.</li> </ul>
--------------------	--

	<ul style="list-style-type: none"> <li>● <b>Fitoacumulación:</b> Es el tomar los contaminantes por medio de las raíces de las plantas y acumular (fitoextracción) los contaminantes dentro de ciertas partes de la planta.</li> <li>● <b>Fitodegradación:</b> Consiste en la metabolización de los contaminantes dentro de los tejidos de las plantas. Las plantas producen enzimas que ayudan a la degradación catalítica.</li> <li>● <b>Fitoestabilización:</b> Es el fenómeno de producir compuestos químicos en la planta para inmovilizar los contaminantes entre la interfase raíz-suelo.</li> </ul>
<b>Aplicabilidad</b>	<p>La fitorremediación se puede aplicar en la remediación de metales, pesticidas, solventes, explosivos, aceite crudo, PAHs y lixiviados. Algunas especies de plantas tienen la habilidad de almacenar metales en sus raíces.</p> <p>Estas pueden ser transplantadas a sitios donde se filtran metales de agua residual. Cuando las raíces se saturan con contaminantes metálicos, se van cosechando. Este tipo de plantas son capaces de remover y guardar una cantidad importante de contaminantes metálicos.</p>
<b>Limitaciones</b>	<p>Factores que pueden limitar la aplicabilidad y efectividad del proceso son:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>● La profundidad para el tratamiento es determinada por las plantas utilizadas para la fitorremediación.</li> <li>● Alta concentración de materiales peligrosos pueden ser tóxicos para las plantas.</li> <li>● Están involucradas las mismas limitantes de transferencia de masa que para cualquier otro biotratamiento.</li> <li>● Puede ser dependiente de la estación del año, dependiendo de la localidad.</li> <li>● Se puede tener una transferencia de la contaminación a otro medio, por ejemplo del suelo al aire.</li> <li>● No es efectivo para contaminantes fuertemente absorbidos (PCBs) y contaminantes débilmente absorbidos.</li> </ul>
<b>Costos</b>	<p>Se estima que el costo del proceso en un acre de suelo contaminado con una profundidad de 50 cm es de 60,000 a 100,000 dólares sin embargo la excavación y el relleno del suelo para el mismo volumen tiene un costo de 400,000 a 1,700,000 de dólares.</p>

### 9.5. TRATAMIENTO BIOLÓGICO EX SITU (ASUMIENDO EXCAVACIÓN).

La mayor ventaja de los tratamientos ex situ es que requiere periodos de tiempo más cortos en comparación con las técnicas in situ y se tiene una mayor certeza en la uniformidad del tratamiento debido a la homogenización, tamizado y mezclado constante del suelo. Sin embargo, los tratamientos ex situ requieren la excavación del suelo, con lo cual hay un incremento en el costo debido al requerimiento de equipo para excavación y transportación además del material que se necesita para proteger a los trabajadores de la exposición a los contaminantes.

Las técnicas de biorremediación son técnicas de destrucción dirigidas a estimular el crecimiento de microorganismos y utilizar los contaminantes como alimento y fuente de energía creando un ambiente favorable para los microorganismos.

Los procesos biológicos son típicamente implementados a bajo costo. Los contaminantes son destruidos por lo que no se requiere tratamiento, sin embargo, algunos compuestos se pueden transformar en subproductos más tóxicos durante el proceso de biorremediación (por ejemplo el TCE a Cloruro de Vinilo). Una ventaja de la aplicación ex situ es que los subproductos son contenidos en las unidades donde se efectúa el tratamiento hasta que se transforman en productos finales que no son peligrosos.

Aunque no todos los compuestos orgánicos son candidatos a la biorremediación, las técnicas han sido exitosamente utilizadas para remediar suelos, lodos y agua contaminada por hidrocarburos, solventes, pesticidas, preservadores de madera y otros químicos orgánicos.

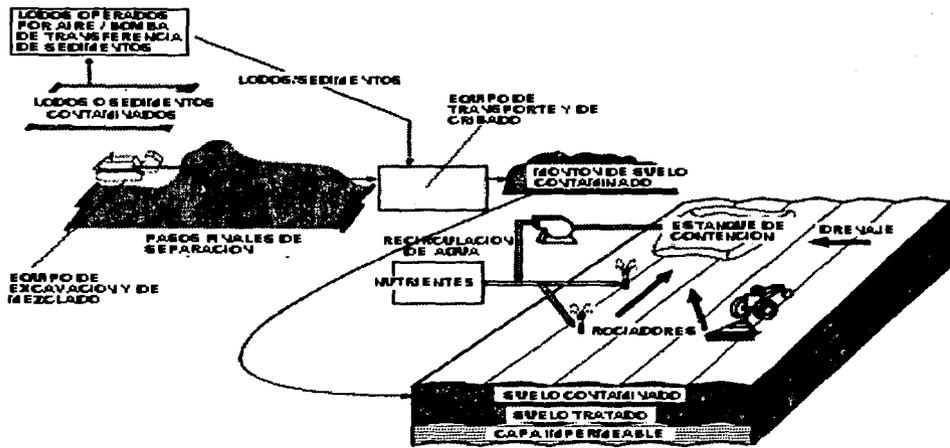
La rapidez a la que los microorganismos degradan los contaminantes es influenciada por los contaminantes presentes, la temperatura, adición de oxígeno, adición de nutrientes, pH, la disponibilidad del contaminante a los microorganismos (los suelos de arcilla pueden adsorber los contaminantes haciendo que los microorganismos sean incapaces de llegar a ellos), la concentración de los contaminantes (una alta concentración puede ser tóxica para los microorganismos), la presencia de sustancias tóxicas a los microorganismos, por ejemplo inhibidores del metabolismo de los contaminantes.

Las tecnologías de tratamiento biológico ex situ disponibles incluyen las biopilas, composteo, organismos manipulados genéticamente (genetically engineered organisms), biocultivo (landfarming) y tratamientos biológicos en fase fluidizada (slurry phase biological treatment).

### 9.5.1. BIOPILAS. 4,12,48,55,57,63,68

<b>Descripción</b>	<p>El tratamiento de biopilas es una tecnología en la cual el suelo excavado es mezclado con suelo tratado y colocado en un área de tratamiento que incluye un sistema de recolección de lixiviados y alguna forma de aireación. Esto es usado para reducir la concentración de los constituyentes del petróleo en suelos excavados a través del uso de la biorremediación.</p> <p>Humedad, calor, nutrientes, oxígeno y pH pueden ser controlados para aumentar la biorremediación. Las pilas del suelo y las celdas comúnmente tienen unos sistemas de distribución de aire debajo del suelo para pasar aire a través del suelo ya sea por vacío o por presión positiva. Las pilas de suelo en este caso pueden estar hasta 20 pies de altura (generalmente no recomendado, 2-3 metros máximo).</p> <p>Las pilas del suelo pueden ser cubiertas con plástico para controlar la fuga, evaporación y volatilización y promover el calentamiento solar. Si hay VOC's en el suelo que podrían ser volatilizados dentro de la corriente de aire, el aire sacado del suelo puede ser tratado para remover o destruir los VOC's antes que ellos sean descargados a la atmósfera. La biopila es una tecnología de corta duración. La duración de la operación y mantenimiento podría tardar unas pocas semanas a algunos meses. Las alternativas de tratamiento incluye procesos estáticos tales como: camas de tratamiento preparadas, celdas de biotratamiento, pilas de suelo y composteo. (figura 9.12)</p>
<b>Aplicabilidad</b>	<p>El tratamiento de biopilas ha sido aplicado para tratar VOC's no halogenados y hidrocarburos combustibles. Los VOC's halogenados, SVOC's y los pesticidas también pueden ser tratados, pero la efectividad del proceso podría variar y podría ser aplicable solamente a algunos compuestos.</p>
<b>Limitaciones</b>	<p>Factores que pueden limitar la aplicabilidad y efectividad del proceso son:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Es requerida la excavación de suelos contaminados.</li> <li>• Las pruebas de tratabilidad deben ser conducidas para determinar la biodegradabilidad de contaminantes y la adecuada oxigenación y velocidad de carga de nutrientes.</li> <li>• El proceso de fase sólida tiene eficiencia cuestionable para compuestos halogenados y podría no ser muy efectiva en la degradación de los productos de transformación de explosivos.</li> <li>• Tamaños similares de procesos por lote requieren más tiempo para completar la limpieza que los procesos de lecho fluidizado.</li> <li>• Procesos de tratamiento estático podrían resultar en tratamientos menos uniformes que los procesos que involucran el mezclado periódico.</li> </ul>
<b>Costos</b>	<p>Los costos son dependientes del contaminante, procedimiento a utilizar, necesidad para pre y post tratamiento, y necesidad de equipo para el control de emisión de aire. Los costos típicos con una cama preparada y una lona son 130 a 260 dólares por metro cúbico.</p>

Figura 9.12. Esquema de un sistema de biopilas.

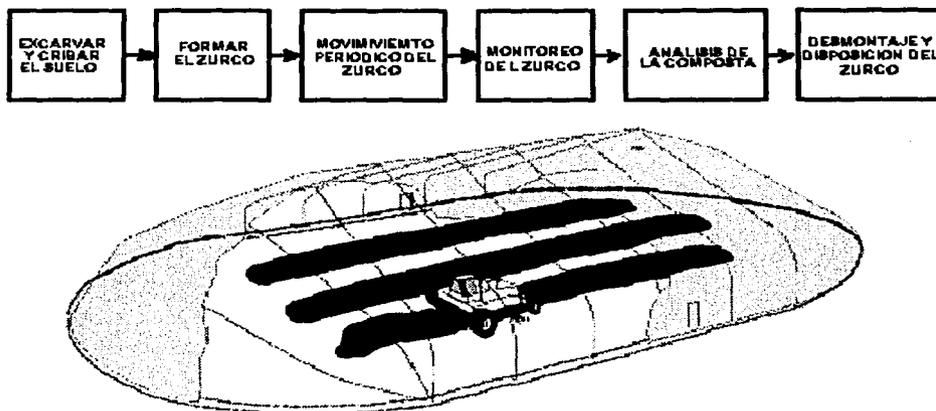


9.5.2. COMPOSTEO.4,36,42,48,52,55,57,64

<p><b>Descripción</b></p>	<p>El composteo es un proceso biológico controlado por el cual los contaminantes (p. ej., hidrocarburos poliaromáticos) son convertidos por microorganismos (bajo condiciones aerobias y anaerobias) a inocuos, estabilizando los subproductos. Típicamente, las condiciones termofílicas (54 a 65 °C) deben ser mantenidas para un adecuado composteo de los suelos contaminados con contaminantes orgánicos peligrosos. El aumento de temperatura resulta del calor producido por microorganismos durante la degradación del material orgánico en el residuo. En muchos casos, esto es logrado por el uso de microorganismos nativos. El suelo es excavado y mezclado con agentes aglutinantes y rectificadores orgánicos tal como astillas de madera y, desechos vegetales y animales, para aumentar la porosidad de la mezcla a ser descompuesta. La eficiencia máxima de degradación es alcanzada a través del mantenimiento de la oxigenación (por ejemplo, cambiando a diario las columnas de aire), irrigación si es necesaria, y un monitoreo cuidadoso del contenido de humedad y temperatura. Existen tres diseños de procesos usados en el composteo: <b>composteo en pilas estáticas aireadas</b> (la composta es formada en pilas y aireadas con sopladores o bombas de vacío), <b>composteo en recipientes agitados mecánicamente</b> (la composta es ubicada en un reactor cuando es mezclada y aireada) y <b>composta de surcos aireados</b> (windrow composting) (la composta es localizada en pilas largas conocidas como pilas aireadas (windrow) y mezcladas periódicamente con equipo móvil). El composteo a la intemperie es considerado usualmente como la alternativa más costosa de composteo. Mientras tanto, esto podría tener también las emisiones fugitivas más altas. Si los contaminantes VOC's o SVOC's están presentes en el suelo, podría ser requerido un control de los gases de emisión. (figura 9.13)</p>
<p><b>Aplicabilidad</b></p>	<p>El proceso de composteo puede ser aplicado a suelos y sedimentos de lagunas con compuestos orgánicos biodegradables. El composteo termofílico es también aplicable a suelos contaminados con hidrocarburos poliaromáticos.</p>
<p><b>Limitaciones</b></p>	<p>Los siguientes factores podrían limitar la aplicación y efectividad del proceso:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Un espacio extenso es requerido para el composteo.</li> <li>• La excavación de los suelos contaminados es requerida y puede causar la liberación no controlada de VOC's.</li> <li>• El composteo resulta en un aumento del volumen de material debido a la adición de materiales aditivos.</li> <li>• Los niveles de metales pueden ser reducidos vía dilución, los metales pesados no son tratados por este método.</li> <li>• Altos niveles de metales pesados pueden ser tóxicos a los microorganismos.</li> </ul>

<b>Costos</b>	Los costos estimados para un composteo aireado (windrow) de escala completa de suelos contaminados con explosivos son aproximadamente 190 dólares por yarda cúbica para volúmenes de suelo de aproximadamente 20,000 yd <sup>3</sup> . Los costos estimados para composteo de pilas estáticas y el composteo en recipientes agitados mecánicamente son 236 a 290, respectivamente.
---------------	--

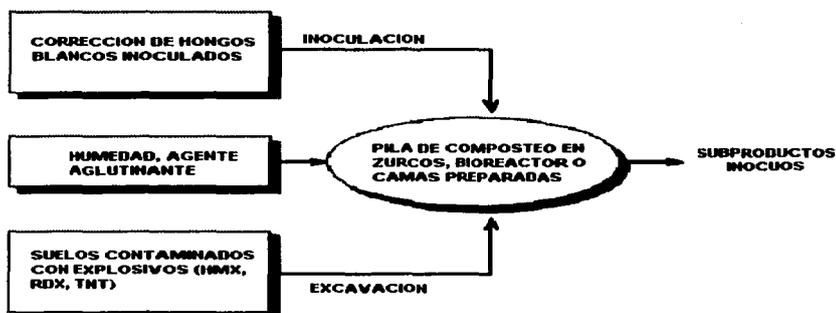
Figura 9.13. Sistema de composteo.



### 9.5.3. BIODEGRADACIÓN CON HONGOS (FUNGAL BIODEGRADATION)<sup>4,28,52,55</sup>

<b>Descripción</b>	La utilización de la biodegradación con hongos involucra el uso controlado de estos hongos especialmente cultivados para tratar contaminantes. <b>Hongos blancos descompuestos.</b> Los tipos diferentes de configuración de tratamiento han sido evaluados para hongos blancos podridos (white rot fungus) en un bioreactor in situ. Un sistema aerobio usando aire húmedo o astillas de madera es utilizado en un reactor para la biodegradación. Un reactor fue usado en una prueba de proceso a escala batch (por lotes). En el proyecto a escala piloto, un triturador fue usado para hacer astillas para el sistema abierto. El sistema abierto es similar al composteo con astillas de madera sobre una cubierta o una superficie de contención rígida que lo cubre. La temperatura no es controlada en este tipo de sistema. La temperatura óptima para la degradación con hongos degradadores de lignina varía entre 30 a 38 °C. El calor de la reacción de biodegradación podría ayudar a mantener la temperatura del proceso cercana a la óptima. (figura 9.14).
<b>Aplicabilidad</b>	Mientras los hongos descompuestos tienen la habilidad para degradar y mineralizar un número de contaminantes orgánicos incluyendo los explosivos convencionalmente predominantemente TNT(2,4,6-Trinitrotolueno), RDX (Ciclo-1,3,5-trimetileno-2,4,6-trinitramina) y HMX (1,3,5,7-Tetra-nitro-1,3,5,7-tetraazociclooctano). En resumen, los hongos blancos en descomposición tienen el potencial para degradar y mineralizar otros materiales recalcitrantes, tales como DDT, PAH (hidrocarburos poliaromáticos), PCB (bifenilos policlorados) y PCP (pentaclorofenol).
<b>Limitaciones</b>	Factores que pueden limitar la aplicabilidad y efectividad del proceso son: <ul style="list-style-type: none"> <li>• La degradación de contaminantes no ha sido suficiente para lograr los niveles de limpieza.</li> <li>• La competición de poblaciones de bacterias nativas, la inhibición tóxica y la sorción química.</li> </ul>
<b>Costos</b>	Los costos son estimados en \$98 dólares por metro cúbico.

Figura 9.14. Sistema de degradación con hongos.

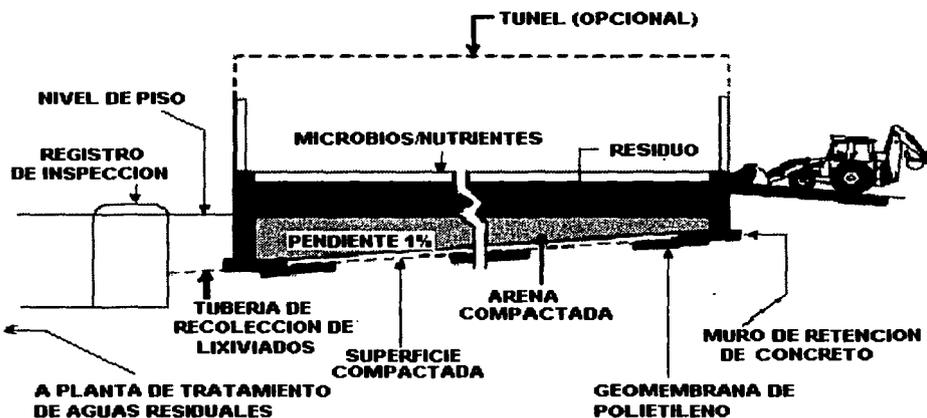


#### 9.3.4. BIOCULTIVO (LANDFARMING),<sup>3,4,12,42,55,57,60</sup>

<p><b>Descripción</b></p>	<p>El biocultivo es una tecnología de biorremediación de escala completa, la cual incorpora usualmente barreras u otros métodos para controlar el lixiviado de contaminantes, requiere excavación y ubicación del suelo contaminado, sedimentos o lodos. El medio contaminado es aplicado dentro de camas alineadas y removido periódicamente o perforado para airear el residuo. Las condiciones del suelo son a menudo controladas para optimizar la velocidad de degradación del contaminante. Las condiciones normalmente controladas incluyen (figura 9.15):</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Contenido de humedad. (usualmente por irrigación o aspersión)</li> <li>• Aireación (por perforación del suelo con una frecuencia determinada, el suelo es mezclado y aireado).</li> <li>• pH (amortiguado cerca al pH neutral por la adición de piedra caliza pulverizada o abono).</li> <li>• Otros aditivos (p. e., aglutinantes del suelo, nutrientes, etc.).</li> </ul> <p>El medio contaminado es usualmente tratado en tarimas que tienen hasta 18 pulgadas de espesor. Cuando el nivel deseado de tratamiento es alcanzado, la tarima es removida y una nueva es construida. Esto puede ser deseado solamente para remover la parte superior de la tarima remediada, entonces, construir una nueva por la adición de más medio contaminado al material restante y mezclarlo.</p> <p>Esto sirve para inocular el material fresco añadido con un cultivo microbiano activo degradador y poder reducir el tiempo de tratamiento. El biocultivo es una tecnología de duración de mediana a larga.</p>
<p><b>Aplicabilidad</b></p>	<p>El biocultivo ex situ ha sido probado exitosamente en el tratamiento de hidrocarburos del petróleo. El uso de biorremediación sobre la tierra es usualmente limitado a los hidrocarburos más pesados. Los contaminantes que han sido tratados exitosamente usando biocultivo incluyen al diesel, combustóleo, JP-5, lodos aceitosos, desechos de preservadores de la madera (PCP y creosota), desechos del coque y ciertos pesticidas.</p>
<p><b>Limitaciones</b></p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Se requiere una gran cantidad de espacio.</li> <li>• Condiciones que afectan la degradación biológica de contaminantes (por ejemplo, temperatura y lluvia), son incontrolables, lo cual aumenta la duración del tiempo para la remediación completa.</li> <li>• Los contaminantes inorgánicos no pueden ser biodegradados.</li> <li>• Los contaminantes volátiles, tales como solventes, deben ser pretratados porque ellos podrían volatilizarse dentro de la atmósfera causando la contaminación del aire.</li> <li>• El control de polvos es una consideración importante, especialmente durante la perforación y la operación del manejo de otros materiales.</li> <li>• Las instalaciones de recolección deben ser construidas y monitoreadas.</li> <li>• La topografía, la erosión, el clima, la estratigrafía del suelo y la permeabilidad del suelo en el sitio deben ser evaluadas para determinar el diseño óptimo de las instalaciones.</li> </ul>

<b>Costos</b>	Costos previos al tratamiento (suponiendo sean independientes del volumen tratado): 25,000. a 50,000 dólares para estudios de laboratorio, 100,000 a 500,000 dólares para pruebas piloto o demostraciones en campo. Costo de preparación de la cama (tratamiento ex situ y colocación del suelo sobre una barrera preparada): debajo de 100 dólares por metro cúbico.
---------------	---

Figura 9.15. Diagrama del sistema de biocultivo ex situ.

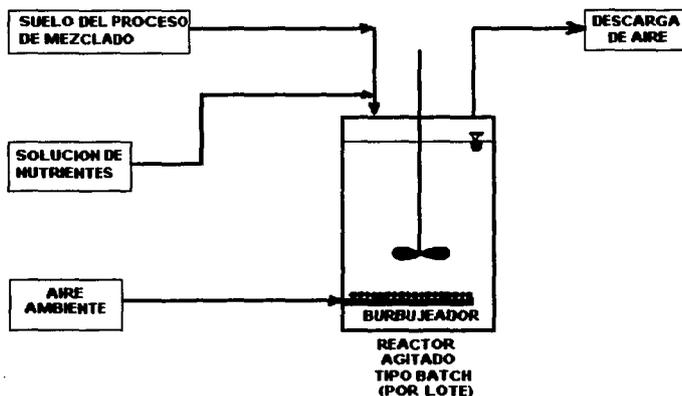


#### 9.5.5. TRATAMIENTO BIOLÓGICO EN FASE FLUIDIZADA. (SLURRY PHASE BIOLOGICAL TREATMENT).<sup>4,12,42,48,55,66,69</sup>

<b>Descripción</b>	El tratamiento biológico en fase fluidizada involucra el tratamiento controlado de suelos excavados en un bioreactor. La excavación del suelo es el primer proceso para separar físicamente piedras y goma (caucho). El suelo es entonces mezclado con agua en una concentración dependiente de la concentración de los contaminantes, la velocidad de biodegradación y la naturaleza física del suelo. Algunos procesos pre-lavan el suelo para concentrar los contaminantes. Arena limpia puede entonces ser descargada, dejando solamente polvos de contaminantes y el agua de lavado para biotratamiento. Típicamente, un lecho fluidizado (slurry) contiene desde 10 a 30% de sólidos en peso. Los sólidos son mantenidos en suspensión en un reactor y mezclados con nutrientes y oxígeno. Si es necesario, un ácido o una base pueden ser adicionados para controlar el pH. Los microorganismos también pueden ser añadidos si las poblaciones adecuadas no están presentes. Cuando la biodegradación es completada, el lecho del suelo es desecado. El mecanismo de desecado puede ser usado incluyendo clarificadores, filtros prensa, filtros de vacío, camas secadoras de arena o centrifugas. Estos reactores pueden ser clasificados como tecnologías de duración corta a mediana. (figura 9.16).
<b>Aplicabilidad</b>	Las técnicas de biorremediación han sido utilizadas exitosamente para remediar suelos, lodos y sedimentos contaminados con explosivos, hidrocarburos del petróleo, compuestos petroquímicos, solventes, pesticidas, restauradores y preservadores de la madera y otros químicos orgánicos. Los bioreactores son favorecidos sobre las tecnologías biológicas in situ para suelos heterogéneos, suelos de baja permeabilidad, áreas donde el manto freático subyacente podría ser difícil de capturar o cuando los tiempos de tratamiento más rápidos son requeridos. Los bioreactores de lecho fluidizado son usados principalmente para tratar SVOC's no halogenados y VOC's en suelos excavados o sedimentos. Los bioreactores de lecho fluidizado contienen cometabolitos y microorganismos especialmente adaptados son usados para tratar compuestos orgánicos volátiles halogenados y pesticidas y PCB's en suelos y sedimentos. Los bioreactores secuenciales de lecho fluidizado anaerobios/aerobios son usados para tratar PCB's, pesticidas halogenados SVOC's.
<b>Limitaciones:</b>	Factores que pueden limitar la aplicabilidad y efectividad del proceso son: <ul style="list-style-type: none"> <li>• La excavación del medio contaminado es requerida, excepto para la implementación de lagunas.</li> <li>• El tamaño de los materiales previo al pulverizado puede ser difícil de realizar y costoso.</li> <li>• Los suelos no homogéneos y los suelos arcillosos pueden crear serios problemas en el</li> </ul>

	<p>manejo de materiales.</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• El desecado de los finos del suelo después del tratamiento puede ser costoso.</li> </ul>
<b>Costos:</b>	El costo de tratamiento esta tecnología varía entre 130 a 200 dólares por metro cúbico. Los costos fluctúan desde 160 a 210 dólares por metro cúbico son hechos cuando la emisión de gases del reactor de lecho fluidizado han sido tratados adicionalmente por la presencia de compuestos orgánicos volátiles.

Figura 9.16. Sistema de tratamiento en fase fluidizada.



## 9.6. TRATAMIENTO FISICOQUÍMICO IN SITU.

Los tratamientos fisicoquímicos utilizan las propiedades físicas de los contaminantes o el medio en el que se encuentra el contaminante para destruirlo (por ejemplo, una conversión química), separarlo o no dejar que migre.

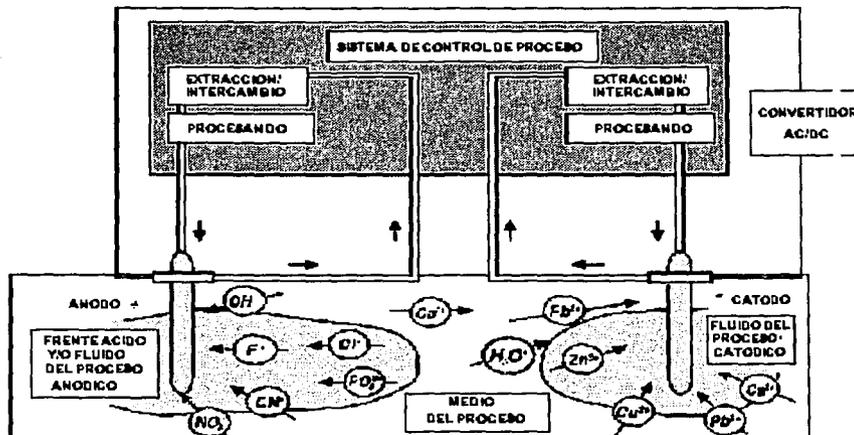
Los tratamientos físico químicos son costeables y pueden completarse en un tiempo corto (en comparación con los tratamientos biológicos). Los residuos del tratamiento en el caso de las técnicas donde involucra separación requieren tratamiento y disposición, lo cual puede incrementar el costo de proyecto y requerir permisos. Al extraer fluidos del suelo se puede incrementar la movilidad de los contaminantes, por lo que se deben tomar medidas para prevenirlo. Las tecnologías de tratamiento físico químico disponibles incluyen la separación electrocinética, extracción de vapor, lavado del suelo con agua (soil flushing), solidificación/estabilización y fracturación (fracturing), extracción de vapor del suelo (Soil Vapor Extraction, SVE). El tratamiento térmico nos ofrecen tiempos muy pequeños para la limpieza, pero es generalmente el tratamiento más costoso. La tecnología térmica disponible es la intensificación térmica SVE.

### 9.6.1. SEPARACIÓN ELECTROCINÉTICA. <sup>5,12,15,40,42,46,47,65</sup>

<b>Descripción</b>	El principio de remediación electrocinética se basa en la aplicación de una corriente directa de baja intensidad a través del suelo entre los electrodos de cerámica que están divididos dentro de una arreglo del cátodo y un arreglo del ánodo. Esto moviliza las especies cargadas, causando que los iones y el agua se muevan hacia los electrodos. Los iones metálicos, iones amonio, y compuestos orgánicos cargados positivamente se mueven hacia el cátodo. Los aniones tal como cloruro, cianuro, fluoruro, nitrato y compuestos orgánicos cargados negativamente se mueven hacia el ánodo. La corriente crea un ácido frente al ánodo y una base frente al cátodo. Esta generación de condiciones ácidas in situ podría ayudar a movilizar el metal contaminante sorbido para el transporte del sistema de colección en el cátodo. (figura 9.5)
--------------------	---

	<p>Los principales mecanismos de transporte de contaminantes a través del suelo hacia uno u otro electrodo son: electromigración y electroósmosis. En la <b>electromigración</b>, las partículas cargadas son transportadas a través del sustrato. En contraste, la <b>electroósmosis</b> es el movimiento de un líquido que contiene iones de una superficie estacionaria cargada. De los dos, la electromigración es el principal mecanismo para el proceso de remediación electrocinética. La dirección y velocidad de movimiento de una especie iónica podría depender sobre su carga, en magnitud y polaridad, así como la magnitud de la electroósmosis induce la velocidad de flujo. Especies no iónicas, orgánicas e inorgánicas, podrían también ser transportadas junto con el flujo de agua inducido por electroósmosis.</p> <p>Dos aproximaciones son tomadas durante la remediación electrocinética.</p> <p><b>"La Remoción Aumentada"</b> es lograda por el transporte electrocinético de contaminantes hacia los electrodos polarizados para concentrar los contaminantes para la remoción subsecuentes y un tratamiento ex situ. La remoción de contaminantes en el electrodo puede ser completada por algún medio entre los cuales están: electroplateado en el electrodo, precipitación o coprecipitación en el electrodo, bombeo de agua cerca del electrodo, o complejación con resinas de intercambio iónico.</p> <p><b>"El tratamiento sin remoción"</b> es logrado por transporte electroósmotico de contaminantes a través de las zonas de tratamiento localizadas entre los electrodos. La polaridad de los electrodos es cambiada periódicamente, la cual cambia la dirección de los contaminantes a través de la zona de tratamiento. La frecuencia con la cual la polaridad del electrodo es invertida esta determinada por la velocidad de transporte de contaminantes a través del suelo. Esta aproximación puede ser usada sobre la remediación in situ de suelos contaminados con especies orgánicas.</p>
<b>Aplicabilidad</b>	<p>Los contaminantes objetivo para la remoción electrocinética son: metales pesados, aniones, compuestos orgánicos polares en suelo, fango y lodos. Las concentraciones que pueden ser tratadas varia desde unas pocas partes por millón (ppm) a decenas de miles de ppm. La electrocinética es aplicada mucho en suelos de baja permeabilidad. Tales suelos son arcillosos típicamente saturados y parcialmente saturados y mezclas arcilla-sedimentos.</p>
<b>Limitaciones</b>	<p>Factores que pueden limitar la aplicabilidad y efectividad del proceso son:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• La eficiencia es fuertemente reducida para residuos con un contenido de humedad de menos del 10%. La eficiencia máxima ocurre si el contenido de humedad esta entre 14 y 18%.</li> <li>• La presencia de metales o materiales de aislamiento pueden inducir variaciones en la conductividad eléctrica del suelo.</li> <li>• Los electrodos inertes, tales como, carbón, grafito o platino, debe usarse para que ningún residuo pueda ser introducido dentro de la masa tratada del suelo. Los electrodos metálicos pueden disolverse como resultado de la electrólisis e introducir productos corrosivos dentro de la masa del suelo.</li> <li>• La Electrocinética es más efectiva en arcillas por su superficie cargada negativamente. pH extremos en los electrodos y los cambios de oxidación-reducción inducidos por el proceso de reacciones de electrodos inhiben la eficiencia de la remoción electrocinética, sin embargo las condiciones ácidas (p. ej., bajo pH) podría ayudar a remover los metales.</li> <li>• Las reacciones de oxidación / reducción pueden formar productos indeseables (p. ej., gas cloro).</li> </ul>
<b>Costos</b>	<p>Los estudios a escala piloto continuos indican que el gasto de energía en la extracción de metales del suelo podría ser 500 KWh/m<sup>3</sup> o más en el espacio de los electrodos de 1.0 a 1.5 m. Los costos directos estiman cerca de 15 dólares/m<sup>3</sup> para un gasto sugerido de energía de 0.03 dólares / KWH, podría resultar en costos directos de 50 dólares / m<sup>3</sup> o más.</p>

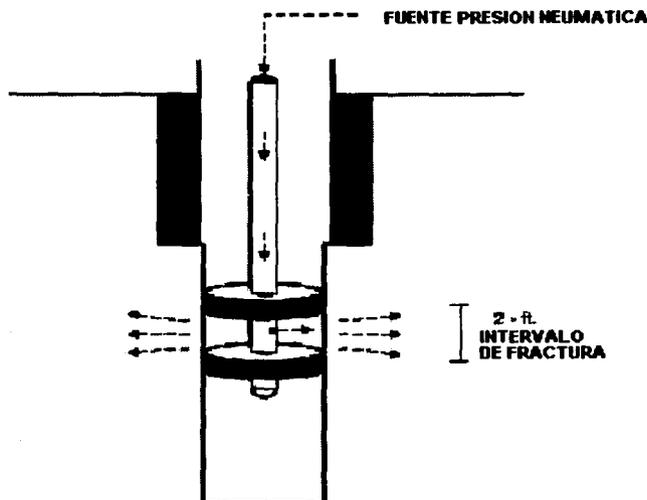
Figura 9.5. Sistema de remoción electrocinética.



9.6.2. FRACTURACIÓN (FRACTURING), 15,32,57,69

<p><b>Descripción</b></p>	<p>La fracturación es una tecnología de aumentación diseñada para incrementar la eficiencia de otras tecnologías in situ en condiciones difíciles del suelo (figura 9.6). La fracturación extiende y aumenta las fisuras existentes e introduce nuevas fracturas, principalmente en la dirección horizontal. Cuando la fracturación ha sido completada, la formación esta entonces sujeta a la extracción de vapor, ya sea por la aplicación de un vacío a todos los pozos o por la extracción de pozos selectos, mientras otros pozos son cubiertos o usados para la entrada pasiva de aire o la inyección forzada de aire.</p> <p>La tecnología es comúnmente usada en suelos fracturados incluyendo fracturación neumática, fracturación por aumento de chorro y el proceso Lasagna.</p> <p><b>Fracturación aumentada por chorro (blast-enhanced fracturing)</b> es un proceso usado en sitios con formación de capas de rocas fracturadas. El aumento del rendimiento del pozo, los valores de conductividad hidráulica y la zona de captura ocurren como resultado de la alta área fracturada creada por la detonación de explosivos en la perforación.</p> <p><b>Proceso Lasagna</b> es una tecnología de remediación in situ integrada, la cual combina la electroósmosis con la zona de tratamiento que están instaladas directamente en el suelo contaminado, la fracturación hidráulica es usada para crear zonas de sorción/degradación horizontales en la subsuperficie del suelo.</p> <p><b>Fractura neumática.</b> En este proceso, los pozos fracturados son perforados en la zona vadosa contaminada y dejados abiertos. Un sistema empacador es usado para separar pequeños intervalos (0.6 m o 2.0 pies) para que pequeños estallidos (aprox. 20 s.) de aire comprimido (menos de 10,300 mmHg o 200 psi) pueden ser inyectadas dentro del intervalo de la formación de la fractura. El proceso es repetido para cada intervalo en toda la zona contaminada.</p>
<p><b>Aplicabilidad</b></p>	<p>La tecnología es usada principalmente para sedimentos fracturados, arcilla, esquisto y rocas.</p>
<p><b>Limitaciones</b></p>	<p>Factores que pueden limitar la aplicabilidad y efectividad del proceso son:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• La tecnología no debería ser usada en áreas de alta actividad sísmica.</li> <li>• La fractura podría cerrarse en suelos no arcillosos.</li> <li>• La investigación de posibles servicios subterráneos, estructuras o trampas de productos es requerida.</li> <li>• El potencial existente para abrir nuevas rutas para los contaminantes extendidos no deseados (p. ej., líquidos densos de fase no acuosa).</li> </ul>
<p><b>Costos</b></p>	<p>El rango aproximado del costo de la fractura neumática es 9 a 13 dólares por tonelada métrica. El costo para el proceso Lasagna es estimado en 180 a 200 dólares por tonelada métrica para la remediación en un año, 110 a 130 dólares por tonelada métrica si 3 años son permitidos para la remediación.</p>

Figura 9.6. Diagrama de la técnica de fracturación.

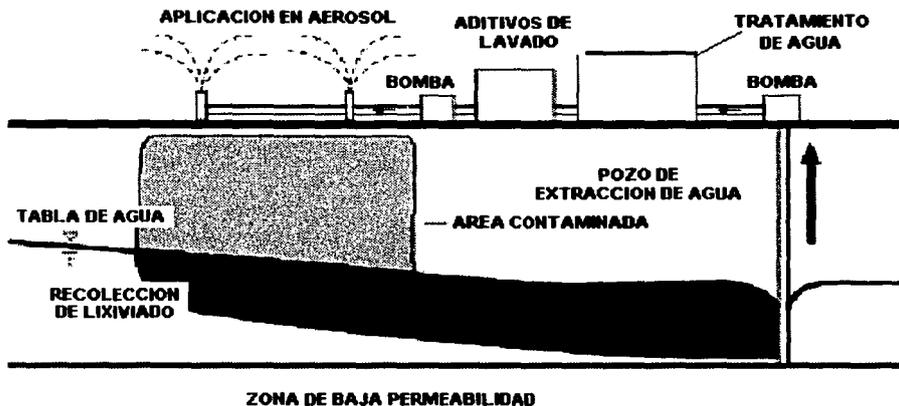


### 9.6.3. LAVADO DEL SUELO CON AGUA (SOIL FLUSHING).<sup>1,5,12,24,35,40</sup>

<p><b>Descripción</b></p>	<p>El lavado del suelo (soil flushing) in situ es la extracción de contaminantes desde el suelo con agua u otra solución acuosa indicada. El lavado de suelo esta acompañado por el paso del fluido de extracción a través del lugar en suelos usando un proceso de inyección o de filtración. Los fluidos de extracción deben ser recuperados del acuífero subyacente y cuando sea posible, reciclados (figura 9.7).</p> <p><b>Uso de cosolventes (Cosolvent enhancement).</b> El lavado cosolvente involucra la inyección de una mezcla de solventes (por ejemplo, agua más un solvente orgánico miscible tal como alcohol) dentro de de la zona vadosa, la zona saturada o ambas para extraer contaminantes orgánicos. El lavado con cosolventes puede ser aplicado a suelos para disolver ya sea la fuente de contaminación o la pluma de contaminantes emanando de él. La mezcla cosolvente es inyectada normalmente corriente arriba del área del contaminante, y el solvente con contaminantes disueltos es extraído corriente abajo y tratado sobre el suelo.</p> <p>El agua subterránea recuperada y los fluidos de lavado con el contaminante desorbido, podrían necesitar tratamiento para encontrar estándares apropiados de descarga, previos al reciclamiento o liberación para trabajos de tratamiento de aguas residuales, locales o públicas o corrientes receptoras. Para la máxima extensión práctica, los fluidos recuperados podrían ser reusados en el proceso de lavado. La separación de surfactantes desde el fluido de lavado, para el reuso en el proceso, es un factor principal en el costo del lavado del suelo. El tratamiento de los fluidos recuperados resulta en proceso de lodos y residuos sólidos, tal como carbón gastado y resina de intercambio iónico gastada, la cual debe ser tratada adecuadamente antes de su disposición. La duración del proceso de lavado del suelo es generalmente de duración corta a mediana.</p>
<p><b>Aplicabilidad</b></p>	<p>El grupo de contaminantes para esta tecnología de lavado de suelo son los contaminantes inorgánicos incluyendo a los radioactivos. La tecnología puede ser usada para tratar VOC's, SVOC's, combustibles y pesticidas, pero puede ser menor la relación costo-beneficio que para tecnologías alternativas para estos grupos de contaminantes. La adición de surfactantes ecológicamente compatibles pueden ser usados para incrementar la eficiencia de solubilidad de algunos compuestos orgánicos, sin embargo, la solución de lavado puede alterar las propiedades físicas / químicas del sistema del suelo. La tecnología ofrece el potencial para la recuperación de metales y puede movilizar un amplio rango de contaminantes orgánicos e inorgánicos de suelos de grano grueso.</p>

<b>Limitaciones</b>	<p>Los factores que pueden limitar la aplicación y la eficiencia del proceso incluyen:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Suelos heterogéneos o de baja permeabilidad son difíciles de tratar.</li> <li>• Los surfactantes pueden adherirse al suelo y reducir la eficiencia de la porosidad del suelo.</li> <li>• Las reacciones de los fluidos de lavado con el suelo pueden reducir la movilidad del contaminante.</li> <li>• El potencial de lavado del contaminante más allá de la zona de captura y la introducción de surfactantes para regular lo referente a la subsuperficie. La tecnología debe ser usada sólo cuando el lavado de contaminantes y los fluidos de lavado del suelo pueden ser contenidos y recuperados.</li> </ul>
<b>Costos</b>	Una estimación aproximada varía entre 25 a 250 dólares por yarda cúbica.

Figura 9.7. Sistema típico de Soil Flushing

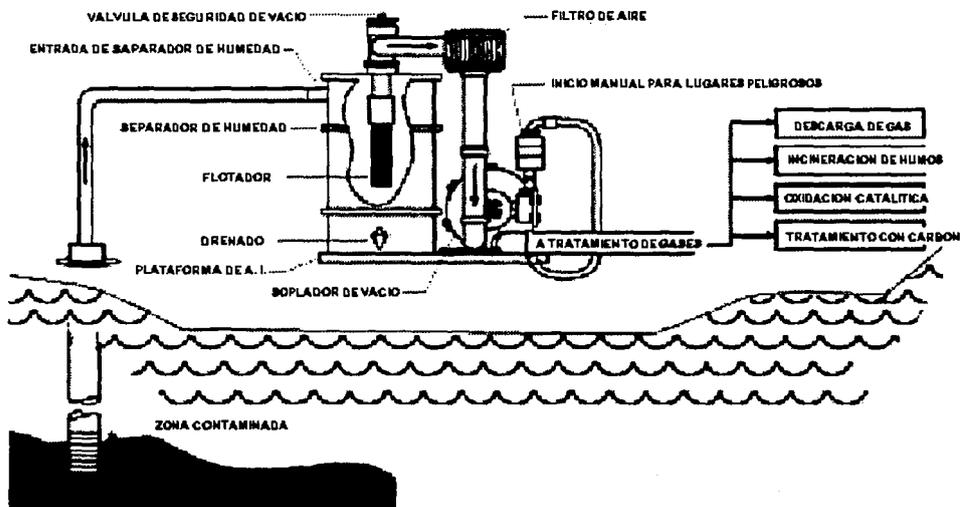


#### 9.6.4. EXTRACCIÓN DE VAPOR DEL SUELO <sup>9,25,26,44,46,53,55,56,69</sup>

<b>Descripción:</b>	<p>La extracción de vapor del suelo (SVE) es una tecnología de remediación in situ del suelo en la zona insaturada (vadosa) en la cual un vacío es aplicado al suelo para inducir el flujo controlado de aire y remover contaminantes volátiles y algunos semivolátiles del suelo. El gas sacado del suelo puede ser tratado para recuperar o destruir los contaminantes, dependiendo de las regulaciones de descarga locales o estatales. Los venteos de extracción verticales son usados típicamente a profundidades de 1.5 m o más grandes y han sido aplicados exitosamente hasta profundidades de 91 m.</p> <p>Para la superficie del suelo, cubiertas de geomembranas son a menudo colocadas sobre la superficie del suelo para prevenir corto circuito y para incrementar el radio de influencia de los pozos.</p> <p>Las bombas de depresión de agua subterránea pueden ser usadas para reducir el aumento de la fuente inducidos por el vacío o para incrementar la profundidad de la zona vadosa. La inyección de aire es eficiente para facilitar la extracción del grueso de la contaminación, la contaminación en suelos de baja permeabilidad y la contaminación en la zona saturada. La duración y mantenimiento para la SVE in situ es típicamente de duración corta a mediana. (figura 9.8)</p>
<b>Aplicabilidad</b>	<p>El grupo de contaminantes a los cuales dicha tecnología es aplicable son los VOC's y algunos combustibles. La tecnología es aplicable típicamente sólo a compuestos volátiles con una constante de ley de Henry más grande de 0.01 o una presión de vapor mayor a 0.5 mmHg (0.02 inHg). Otros factores, tal como el contenido de humedad y la permeabilidad del aire en el suelo podrían también afectar la eficiencia de la SVE in situ. La SVE in situ no puede remover aceites pesados, metales, bifenilos policlorados (PCB's) o dioxinas. Porque el proceso involucra el flujo continuo de aire a través del suelo, sin embargo, esto a menudo promueve la biodegradación in situ de compuestos orgánicos de baja volatilidad que pueden estar presentes.</p>

<b>Limitaciones</b>	<p>Los factores que pueden limitar la eficiencia y aplicación del proceso incluyen:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• El suelo que tiene un alto porcentaje de finos y un alto grado de saturación podría requerir un vacío más alto (aumentando los costos) y/o impidiendo la operación del sistema.</li> <li>• Se requieren intervalos de exploración grandes en los pozos de extracción para suelos con permeabilidades altamente variables o estratificación, lo cual de otra manera podría resultar en la distribución desigual del flujo de gas desde las regiones contaminadas.</li> <li>• Los suelos que tienen un alto contenido orgánico o son extremadamente secos tienen una alta capacidad de sorción de VOC's, lo cual resulta en velocidades de remoción reducidas.</li> <li>• Los gases de combustión del sistema de SVE in situ pueden requerir tratamiento para eliminar posibles daños a la población y al ambiente.</li> <li>• Como un resultado del tratamiento de los gases, los líquidos residuales podrían requerir tratamiento/disposición. El carbón activado gastado podría definitivamente requerir regeneración o disposición.</li> <li>• El SVE no es eficiente en la zona saturada, sin embargo, disminuyendo la tabla de agua podría exponer más contaminantes al SVE (esto podría dirigirse al asunto en lo referente a los LNAPLs).</li> </ul>
<b>Costos</b>	<p>El costo de esta tecnología es específico, dependiendo en el tamaño del sitio, la naturaleza y cantidad de la contaminación, y el arreglo hidrogeológico. Estos factores afectan el número de pozos, la capacidad del ventilador y el nivel de vacío requerido, y la duración del tiempo requerido para remediar el sitio. Un requerimiento del tratamiento de los gases de combustión aumenta significativamente el costo. El agua es también extraída frecuentemente durante el proceso y usualmente requiere tratamiento previo a la disposición, lo que aumenta el costo. El costo estimado para la extracción de vapor del suelo fluctúa entre 10 y 50 dólares por metro cúbico del suelo. El monitoreo piloto típicamente cuesta 10,000 a 100,000 dólares.</p>

Figura 9.8. Diagrama del sistema de extracción de vapor (SVE)

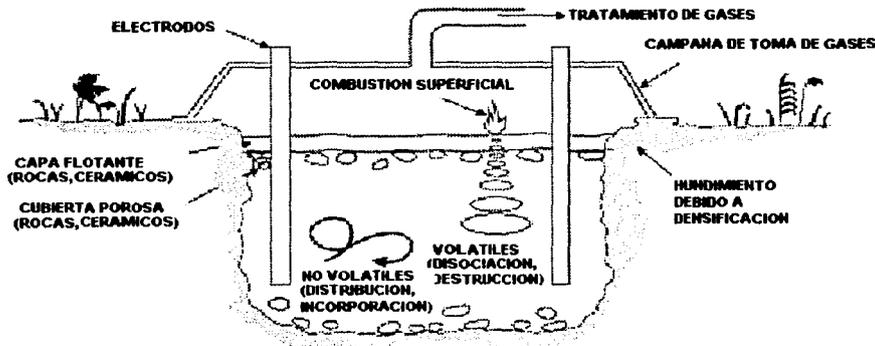


### 9.6.5. SOLIDIFICACIÓN/ESTABILIZACIÓN. 13,29,30,33,40,43,45

<b>Descripción</b>	<p>La solidificación/estabilización (S/E) reduce la movilidad de sustancias peligrosas y contaminantes en el ambiente a través de ambos medios físicos y químicos. A diferencia de otras tecnologías de remediación, S/E busca atrapar o inmovilizar contaminantes dentro de su medio "huésped" (esto es, el suelo, arena y/o materiales de construcción que los contienen), en lugar de removerlos a través del tratamiento físico o químico. Pruebas de lixiviación se desarrollan típicamente para medir la inmovilización del contaminante. La técnica S/E puede ser usada sola o combinada con otros</p>
--------------------	---

	<p>métodos de tratamiento o de disposición para producir un producto o material adecuado para disposición o, en otros casos, que puedan ser aplicados para un uso benéfico. Esta tecnología ha sido usada tanto como medida de remediación final o intermedia. Los sistemas auger/caisson y el sistema inyector de cabeza son técnicas usadas en S/E del suelo. Estas aplican agentes S/E a suelos para atrapar o inmovilizar contaminantes. Las barreras inferiores son barreras subsuperficiales horizontales que previenen la migración vertical por proveer un piso de material impermeable debajo del residuo. La implementación de esta tecnología es altamente dependiente sobre las propiedades físicas del suelo.</p> <p><b>Vitrificación in situ (ISV)</b>, es otro proceso S/E in situ el cual usa una corriente eléctrica para fundir el suelo u otros materiales de la tierra a temperaturas extremadamente altas (1600 a 2000 °C) y de este modo inmovilizar más contaminantes inorgánicos y destruir contaminantes orgánicos por pirolisis. Los contaminantes inorgánicos son incorporados dentro de la masa cristalina y el vidrio vitrificado. El vapor de agua y los productos orgánicos de la combustión de la pirolisis son capturados en una campana, la cual conduce los contaminantes dentro de un sistema de tratamiento de gases que remueve partículas y otros contaminantes del gas. El producto de la vitrificación es un producto químicamente estable, resistente a lixiviar, vidrio y material cristalino similar a la obsidiana o la roca de basalto. El proceso destruye y/o remueve materiales orgánicos. Los radioactivos y los metales pesados son retenidos dentro del suelo fundido. El tiempo de duración para un S/E in situ es de corto a mediano, mientras que para la ISV in situ es típicamente corto. (figura 9.9.)</p>
<b>Aplicabilidad</b>	<p>El grupo de contaminante a los que aplica esta tecnología es generalmente inorgánicos (incluyendo radioactivos). Los sistemas Auger/Caisson y Reactivo/Inyector de Cabeza tienen limitada eficiencia contra SVOC's y pesticidas y con eficiencia baja contra VOC's.</p> <p>El proceso ISV puede destruir o remover orgánicos e inmovilizar muchos contaminantes inorgánicos en suelos, lodos u otros materiales de tierra. El proceso ha sido evaluado sobre un amplio rango de SVOC's y VOC's, otros orgánicos incluyendo dioxinas y PCB's y con más prioridad en metales contaminantes y radioactivos.</p>
<b>Limitaciones</b>	<p>Los factores que pueden limitar la eficiencia y aplicación del proceso incluyen:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• La profundidad de contaminantes podría limitar algunos tipos de procesos de aplicación.</li> <li>• El uso futuro del sitio podría interemperizar los materiales y afectar la capacidad para mantener la inmovilización de los contaminantes.</li> <li>• Algunos procesos resultan en un aumento significativo en el volumen (hasta el doble del volumen original).</li> <li>• La distribución de reactivos y la efectividad del mezclado son más difíciles que para las aplicaciones ex situ.</li> <li>• El proceso de contaminación debajo de la tabla de agua puede requerir desecación.</li> </ul>
<b>Costos</b>	<p>Las técnicas in situ mezclado de suelo/auger cuestan en promedio 50 a 80 dólares por metro cúbico para las aplicaciones superficiales y 190 a 330 dólares por metro cúbico para las aplicaciones más profundas.</p> <p>La técnica de mezclado superficial del suelo procesa 36 a 72 toneladas métricas por hora y la técnica de mezclado de suelos más profundos 18 a 45 toneladas métricas por hora en promedio. El factor principal que conduce el proceso de selección más allá de la compatibilidad básica del residuo es la capacidad de los reactivos disponibles. Los sistemas de los procesos Auger/Caisson y Reactivo/Inyector de cabeza requiere que grandes volúmenes potenciales de la masa de reactivos y los aditivos sean transportados al sitio del proyecto. Los costos de transportación pueden dominar la economía del proyecto y puede rápidamente llegar a ser antieconómico en casos donde las fuentes de materiales locales o regionales son no disponibles.</p> <p>El costo para la inyección de lixiviados varía dependiendo de las condiciones específicas del sitio. Los costos para la perforación pueden variar de \$50 a \$150 dólares por pie y lixiviados desde \$50 a \$75 dólares, sin incluir la movilización, disposición del lavado o gastos de las condiciones adversas del sitio.</p>

Figura 9.9. Esquema de la tecnología de vitrificación in situ.



### 9.6.6. INTENSIFICACIÓN TÉRMICA DE LA EXTRACCIÓN DE VAPOR DEL SUELO.<sup>16,25,37,39,44,46</sup>

<p><b>Descripción</b></p>	<p>La intensificación térmica del SVE es una tecnología de escala completa que usa el calentamiento de resistencia eléctrica/frecuencia electromagnética/fibras ópticas/radiofrecuencia o la inyección de aire caliente/vapor para incrementar la velocidad de volatilización de semivolátiles y facilitar su extracción. El proceso es similar al SVE estándar, pero requiere pozos de extracción resistentes al calor. Esta tecnología es normalmente de duración de corta a mediana.</p> <p><b>Calentamiento por resistencias eléctricas.</b> Este proceso usa una corriente eléctrica para calentar suelos menos permeables tales como arcillosos y sedimentos de granos finos además de agua y contaminantes atrapados en estas regiones relativamente conductoras y son vaporizados y listos para la extracción al vacío. Los electrodos son colocados directamente dentro de la matriz del suelo menos permeable y activados para que la corriente eléctrica pase a través del suelo, creando una resistencia la cual entonces calienta el suelo. El calor seca al suelo causándole fractura. Esta fractura hace al suelo más permeable permitiendo el uso de SVE para remover los contaminantes. (figura 9.10).</p> <p><b>Calentamiento por radio frecuencia/electromagnético.</b> El calentamiento por radio frecuencia (RFH) es un proceso in situ que usa la energía electromagnética para calentar el suelo y aumentar la extracción de vapor del suelo (SVE). La técnica RFH calienta un volumen discreto de suelo usando filas de electrodos verticales clavados en el suelo (u otro medio). El volumen de suelo calentado es unido por 2 filas de electrodos de tierra con energía aplicada a la tercera fila a la mitad del camino entre las filas de tierra. Cuando la energía es aplicada al arreglo de electrodos, inicia el calentamiento en la parte más alta del centro y procede verticalmente hacia abajo y lateralmente hacia fuera a través del volumen del suelo. La técnica puede calentar suelos a más de 3000 °C. La RFH aumenta la SVE en cuatro formas: (1) la presión de vapor del contaminante y la difusividad son aumentadas por el calentamiento, (2) la permeabilidad del suelo es aumentada por el secado, (3) un incremento en la volatilidad del contaminante, y (4) una disminución en la viscosidad la cual aumenta la movilidad. El vapor extraído puede ser entonces ser tratado por una variedad de tecnologías existentes, tales como carbón activado granular o incineración.</p> <p><b>Inyección de aire caliente.</b> Aire caliente o vapor es inyectado debajo de la zona contaminada para calentar el suelo contaminado. El calentamiento aumenta la liberación de contaminantes desde la matriz del suelo. Algunos VOC's y SVOC's son enriquecidos desde la zona contaminada y conducidos a la superficie a través de la extracción de vapor de suelo.(figura 9.11).</p>
<p><b>Aplicabilidad</b></p>	<p>El contenido alto de humedad es una limitación de la SVE estándar que el aumento térmico podría ayudar a vencerla. El calentamiento, especialmente el de radiofrecuencia y la resistencia eléctrica pueden mejorar el flujo de aire en suelos con alta humedad por la evaporación de agua. El sistema es diseñado para tratar SVOC's pero podría por consiguiente tratar VOC's. La tecnología es también efectiva en el tratamiento de algunos pesticidas y combustibles, dependiendo de las temperaturas alcanzadas por el sistema. Después de la aplicación de este proceso, las condiciones de la subsuperficie son excelentes para la biodegradación de contaminantes residuales.</p>

<b>Limitaciones</b>	<p>Factores que pueden limitar la aplicabilidad y efectividad del proceso son:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Los escombros u otros objetos grandes en el medio pueden causar problemas de operación.</li> <li>• El desarrollo en la extracción de ciertos contaminantes varia dependiendo de la máxima temperatura alcanzada en el proceso seleccionado.</li> <li>• El suelo que es impermeable o tiene un alto contenido de humedad tiene una permeabilidad reducida del aire, impidiendo la operación del SVE aumentado térmicamente y requiriendo mas entrada de energía para aumentar el vacío y la temperatura.</li> <li>• El suelo con permeabilidades altamente variables podría resultar en una distribución desigual del flujo de gas en las regiones contaminadas.</li> <li>• Los suelos que tienen un alto contenido orgánico tiene una capacidad de sorción alta de VOC's, el cual resulta en velocidades de remoción reducidas.</li> <li>• Las emisiones de aire podrían necesitar ser reguladas para eliminar posibles daños a la población y el ambiente. El tratamiento de aire y el permiso podría incrementar el costo del proyecto.</li> <li>• Los residuos líquidos y el carbón activado podría requerir tratamiento posterior.</li> <li>• La SVE térmicamente aumentada no es efectiva en la zona saturada, sin embargo, disminuyendo el acuífero podría exponer más suelo al SVE (esto podría ser concerniente a los LNAPLs).</li> <li>• La inyección de aire tiene la limitación debida a la baja capacidad térmica del aire.</li> </ul>
<b>Costos</b>	<p>Los datos disponibles indican que el costo total para esta tecnología es aproximadamente 30 a 130 dólares por metro cúbico.</p>

Figura 9.10. Diagrama del sistema del calentamiento por resistencias.

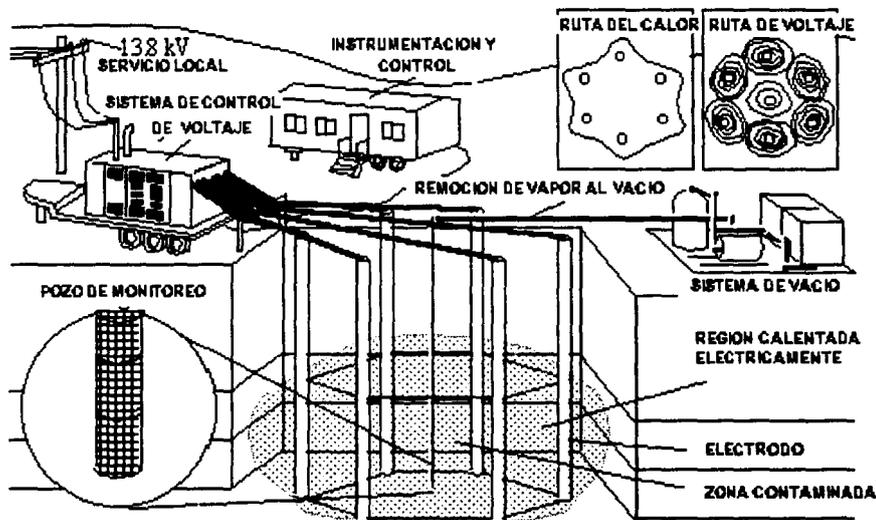
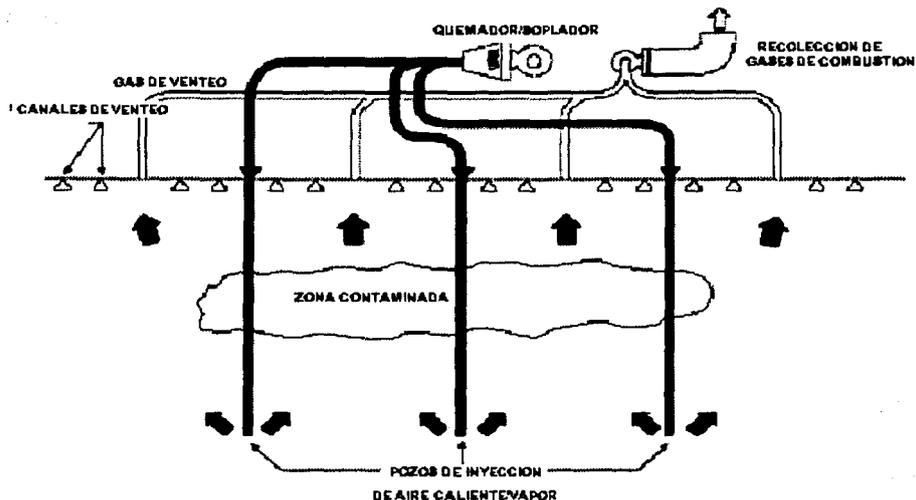


Figura 9.11. Esquema del proceso de inyección de aire caliente.



### 9.7. TRATAMIENTO FISCOQUÍMICO EX SITU (ASUMIENDO EXCAVACIÓN).

Los tratamientos fisicoquímicos usan las propiedades físicas de los contaminantes o el medio en el cual se encuentra el contaminante para destruir (convertir químicamente), separar o inmovilizar la contaminación. La reducción/oxidación químicas y deshalogenización son tecnologías destructivas. El lavado del suelo, y la extracción de solventes son técnicas de separación y la solidificación/estabilización es una técnica de inmovilización.

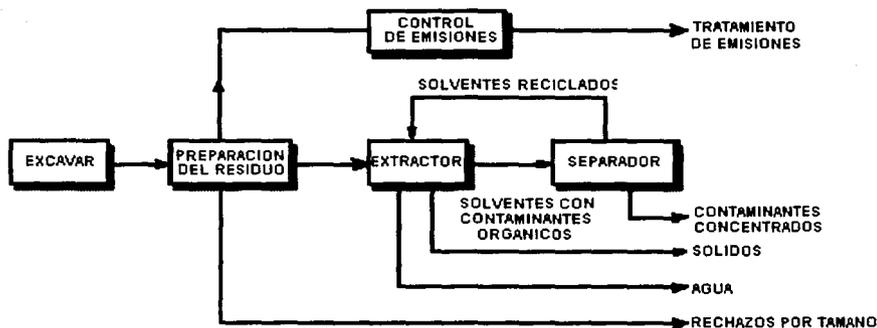
Los tratamientos fisicoquímicos se completan en tiempos cortos (en comparación con los tratamientos biológicos). El equipo necesario para esta tecnología es de fácil adquisición y no se necesitan cálculos de ingeniería complejos. Se requiere tratamiento o disposición de residuos para las técnicas de separación lo cual incrementa el costo total del proyecto además de que puede requerir permisos. Las tecnologías de tratamiento fisicoquímico incluyen la extracción química, reducción/oxidación química, deshalogenización, separación, el lavado del suelo, detoxificación solar, y la extracción de solventes.

Los tratamientos térmicos ofrecen tiempos cortos de limpieza pero son típicamente el grupo de tratamientos más costosos. Los procesos térmicos utilizan el calor para incrementar la volatilidad (separación); quemado, descomposición o detonación (destrucción); o mezclado (inmovilización) de los contaminantes. Las tecnologías de separación incluyen la descomposición térmica. Las tecnologías de destrucción incluyen la incineración y la pirólisis.

**9.7.1. EXTRACCIÓN QUÍMICA.** 4,20,48,55

<b>Descripción</b>	<p>La extracción química no destruye residuos pero es un medio de separación de contaminantes peligrosos de suelos, lodos y sedimentos, de esta manera reduciendo el volumen de residuos peligrosos que deben ser tratados. La tecnología usa un agente de extracción y difiere del lavado del suelo, el cual generalmente usa agua o agua con aditivos.</p> <p>Los pasos de separación química son a menudo usados antes de la extracción química para clasificar al suelo dentro de las fracciones gruesas y finas, con la suposición de que los finos contienen mucha de la contaminación. La separación física de puede también aumentar la cinética de extracción por la separación de las partículas de metales pesados, si estas están presentes en el suelo (figura 9.17).</p> <p><b>Extracción ácida.</b> La extracción ácida usa el ácido clorhídrico para extraer metales pesados de suelos contaminados. En este proceso, el suelo primero es revisado para remover sólidos gruesos. El ácido clorhídrico es entonces introducido de la unidad de extracción del suelo. El tiempo de residencia en las unidades de variación depende del tipo del suelo, los contaminantes y su concentración, pero generalmente varía entre 10 a 40 minutos.</p> <p>La mezcla suelo-medio de extracción es bombeada continuamente fuera del tanque de mezclado, y son separados usando hidrociclones. Cuando la extracción es completada, el suelo es transferido dentro del sistema de enjuague.</p> <p>El suelo es enjuagado con agua para remover el ácido remanente y los metales. La solución de extracción y el agua de enjuague son regeneradas usando precipitadores tales como hidróxido de sodio, cal, u otras formulaciones, junto con floculantes que remueven el metal y regeneran el ácido. Los metales pesados son concentrados en una forma adecuada para la recuperación. Durante el paso final, el suelo es secado y mezclado con cal y fertilizantes para neutralizar cualquier residuo de ácido.</p> <p><b>Extracción con solventes.</b> La extracción con solventes es una forma común de extracción química usando solventes como fluido de extracción. Estos son usados comúnmente en combinación con otras tecnologías, tal como la estabilización/solidificación, incineración o lavado del suelo, dependiendo de las condiciones específicas del sitio. Metales unidos orgánicamente pueden ser extraídos junto el contaminante orgánico de interés, de este modo creando residuos con requerimientos especiales de manejo. La duración de la operación y el mantenimiento para la extracción química es de mediana duración.</p>
<b>Aplicabilidad</b>	<p>La extracción con solventes ha mostrado ser efectiva en el tratamiento de sedimentos, lodos y suelos que contienen contaminantes orgánicos principales tales como PCB's, VOC's, solventes halogenados y residuos del petróleo.</p> <p>El proceso ha mostrado ser aplicable para la separación de los contaminantes orgánicos en residuos de pinturas, residuos del proceso de gomas sintéticas, desechos de alquitrán del carbón, residuos de tratamiento de la madera, separación de lodos, residuos de pesticidas/insecticidas y residuos aceitosos de refinerías de petróleo. La extracción ácida es adecuada para tratar sedimentos, lodos y suelos contaminados con metales pesados.</p>
<b>Limitaciones</b>	<p>Factores que pueden limitar la aplicabilidad y efectividad del proceso son:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Algunos tipos de suelos y los niveles del contenido de humedad podrían impactar adversamente en el funcionamiento del proceso.</li> <li>• Los metales unidos orgánicamente pueden ser extraídos junto con los contaminantes de interés, lo cual restringe el manejo de los residuos.</li> <li>• La presencia de detergentes y emulsificadores puede influir desfavorablemente en el funcionamiento de la extracción.</li> <li>• Trazas de solventes pueden permanecer en el suelo tratado, la toxicidad del solvente es una consideración importante.</li> <li>• La extracción con solventes es generalmente menos efectiva sobre sustancias orgánicas de alto peso molecular y muy hidrofílicas.</li> <li>• Después de la extracción ácida, cualquier ácido residual en el suelo tratado necesita ser neutralizado.</li> </ul>
<b>Costos</b>	<p>El costo estimado para esta tecnología varía desde 110 a 440 dólares por tonelada métrica, dependiendo del volumen de suelo tratado.</p>

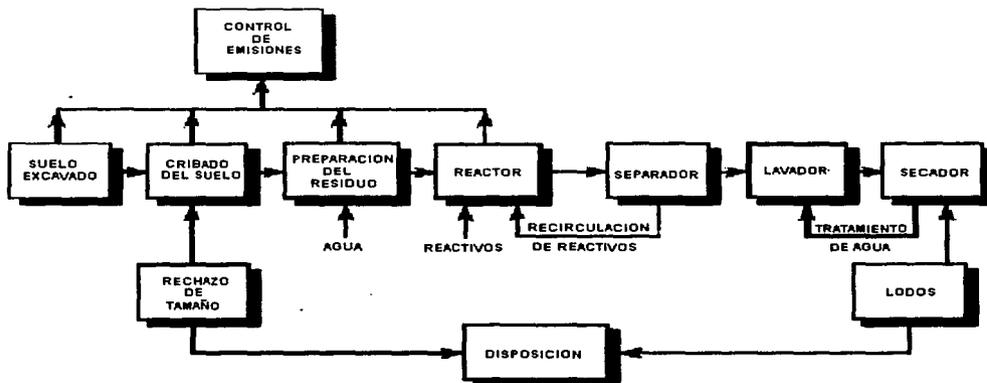
Figura 9.17. Diagrama del sistema de extracción.



### 9.7.2. REDUCCIÓN QUÍMICA/OXIDACIÓN, 4,9,23,48,57

<b>Descripción</b>	Las reacciones Redox convierten químicamente contaminantes peligrosos a no peligrosos o menos tóxicos que son más estables, menos móviles y/o inertes. Estas reacciones involucran las transferencias de electrones desde un compuesto a otro. Específicamente, un reactivo es oxidado (pierde electrones) y uno es reducido (gana electrones). Los agentes oxidantes más comúnmente usados para el tratamiento de contaminantes peligrosos son ozono, peróxido de hidrógeno, hipoclorito, cloro y dióxido de cloro. La química redox es una tecnología de escala completa, usada para la desinfección de agua potable y aguas residuales y es un tratamiento común para residuos de cianuros. La reducción/oxidación química es una tecnología de duración corta a mediana. (figura 9.18).
<b>Aplicabilidad</b>	El grupo de contaminantes de interés para la química redox son los inorgánicos. La tecnología puede ser usada pero puede ser menos eficiente contra VOC's no halogenados y SVOC's, hidrocarburos combustibles y pesticidas.
<b>Limitaciones</b>	Factores que pueden limitar la aplicabilidad y efectividad del proceso son: <ul style="list-style-type: none"> <li>• La oxidación incompleta o la formación de contaminantes intermitentes podría ocurrir dependiendo de los contaminantes y los agentes oxidantes utilizados.</li> <li>• El proceso no es rentable para concentraciones altas de contaminantes por las grandes cantidades de agentes oxidantes requeridos.</li> <li>• Aceite y grasa en el medio podrían minimizar la eficiencia optima de operación.</li> </ul>
<b>Costos</b>	El costo estimado varia entre 190 a 660 dólares por metro cúbico.

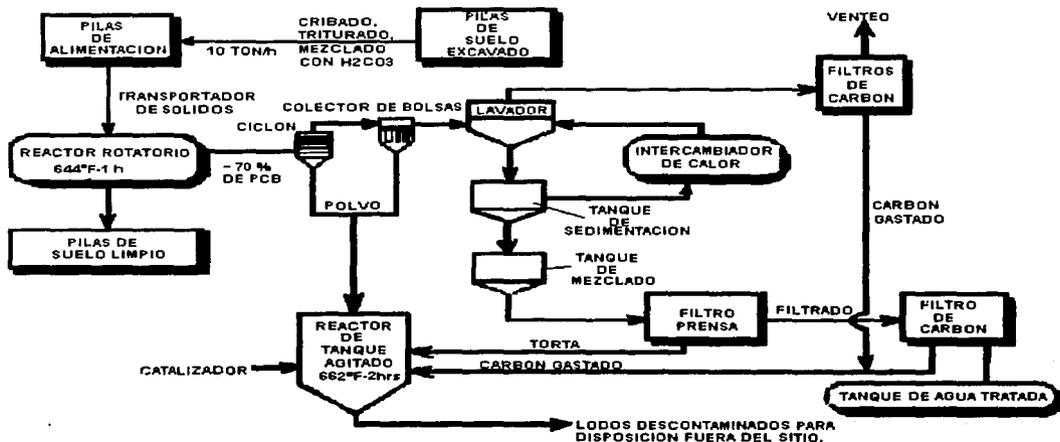
Figura 9.18. Diagrama de flujo del sistema redox.



9.7.3. DESHALOGENIZACIÓN. 17,18,21,34

<b>Descripción</b>	<p>El proceso de deshalogenización es logrado ya sea por el intercambio de moléculas de halógeno o la descomposición y volatilización parcial de los contaminantes (figura 9.19).</p> <p><b>Descomposición catalizada por bases. (BCD).</b> El proceso de descomposición catalizada por bases (BCD) fue desarrollado por el Laboratorio de Ingeniería y Reducción de Riesgos de la EPA (RREL), en cooperación con el Centro Naval de Servicios Ingeniería y Edificación Naval (NFESC) para remediar suelos y sedimentos contaminados con compuestos orgánicos clorados, especialmente PCB's, dioxinas y furanos. El suelo contaminado es cribado, procesado en un triturador y un molino y mezclado con bicarbonato de sodio. La mezcla es calentada a cerca de 330°C en un reactor para descomponer parcialmente y volatilizar los contaminantes. El contaminante volatilizado es capturado, condensado y tratado por separado.</p> <p><b>Glicolato/polietilenglicol Alcalino(APEG).</b> El glicolato es una tecnología de escala completa en la cual un reactivo de polietilenglicol es usado. El polietilenglicol de potasio (KPEG) es el reactivo APEG más común. Los suelos contaminados y el reactivo son mezclados y calentados en recipientes de tratamiento. En el proceso APEG, la reacción causa que la molécula de polietilenglicol reemplace la molécula de halógeno y hace al compuesto no peligroso o menos tóxico. El reactivo (APEG) deshalogeniza el contaminante para formar éter glicólico y/o compuestos hidróxidos y una sal básica de un metal, los cuales son subproductos solubles en agua. La deshalogenización (APEG/KPEG) es considerada generalmente sólo una tecnología de demostración, sin embargo, puede ser usada en combinación con otras tecnologías. La deshalogenización es un proceso de duración de corto a mediano plazo.</p>
<b>Aplicabilidad</b>	<p>El grupo de contaminantes de interés para el tratamiento de deshalogenización son los SVOC's halogenados y los pesticidas. La deshalogenización APEG es uno de los pocos procesos que han sido evaluados exitosamente en campo en el tratamiento de PCB's. La BCD puede también ser usada para tratar VOC's halogenados pero podría generalmente ser más costosa que otras tecnologías de tratamiento alternativas.</p>
<b>Limitaciones</b>	<p>Factores que pueden limitar la aplicabilidad y efectividad del proceso son:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Alto contenido de humedad y arcilla pueden incrementar los costos.</li> <li>• La tecnología APEG/KPEG no es rentable para grandes volúmenes de residuos.</li> <li>• La concentración de orgánicos clorados más grande del 5% requiere grandes volúmenes de reactivos.</li> <li>• Con el proceso BCD, la captura y tratamiento de residuos (contaminantes volátiles capturados, polvo y otros condensados) puede ser difícil, especialmente cuando el suelo contiene niveles altos de finos y humedad.</li> </ul>
<b>Costos</b>	<p>El costo de la operación a gran escala es estimado en un rango entre 220 a 550 dólares por tonelada métrica y no incluye excavación, relleno, disposición de residuos o costos analíticos.</p>

Figura 9.19. Diagrama del sistema de deshalogenización.



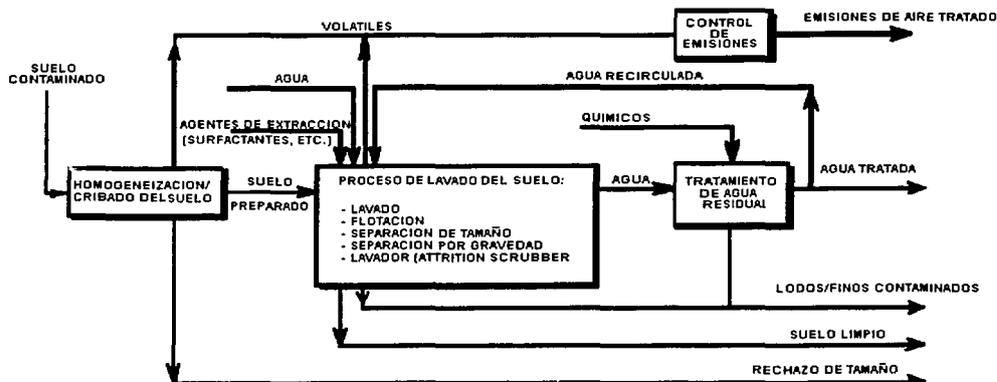
**9.7.4. SEPARACIÓN. 9.11.48**

<b>Descripción</b>	<p>La separación ex situ puede ser desarrollada por muchos procesos. La separación por gravedad y la separación física/cribado son dos procesos bien desarrollados que han sido métodos utilizados desde hace tiempo para el tratamiento de aguas residuales. La separación magnética, por otro lado, es con mucho el proceso más nuevo que esta siendo evaluado.</p> <p><b>Separación por gravedad.</b> La separación por gravedad es un proceso de separación sólido/líquido, el cual aprovecha la diferencia de densidades entre dos fases. El tamaño del equipo y la eficiencia de la separación por gravedad depende de la velocidad de sedimentación del sólido, la cual es una función del tamaño de partícula, la diferencia de densidad, la viscosidad del fluido y la concentración de partículas (la dificultad de sedimentación). La separación por gravedad es usada también para remover fases inmiscibles de fases aceitosas y para la clasificación cuando las partículas de diferentes tamaños son separadas.</p> <p><b>Separación magnética.</b> La separación magnética es usada para extraer partículas radioactivas ligeramente magnéticas desde materiales huéspedes tales como agua, suelo o aire. Todos los compuestos de uranio y plutonio son ligeramente magnéticos mientras muchos materiales huéspedes son no magnéticos. El proceso opera por el paso del fluido contaminado a través de volumen magnetizado. El volumen magnetizado contiene una matriz de material magnético tal como virutas de acero que extraen las partículas de contaminantes ligeramente magnéticas desde el lecho.</p> <p><b>Cribado/separación física.</b> Los procesos de cribado y de separación física usan diferentes tamaños de tamices y cribas para concentrar eficientemente los contaminantes dentro de volúmenes más pequeños. La separación física esta basada en el hecho de que muchos contaminantes orgánicos e inorgánicos tienden a unirse, ya sea química o físicamente, a la fracción fina del suelo (esto es, arcilla y sedimento). Las partículas de arcilla y sedimentos están, unidas físicamente a la arena más gruesa y las partículas de grava por compactación y adhesión. De este modo, separando la arcilla fina y las partículas de sedimento de la arena más gruesa y las partículas de grava podrían concentrar eficientemente los contaminantes dentro del volumen más pequeño de suelo que puede ser entonces tratada posteriormente o dispuesta.</p>
<b>Aplicabilidad</b>	<p>Estas tecnologías están diseñadas para los siguientes contaminantes: SVOC's, combustibles e inorgánicos (incluyendo radioactivos). La tecnología puede ser usada sobre algunos VOC's y pesticidas. La separación magnética es usada específicamente sobre metales pesados, radioactivos y partículas radiactivas magnéticas, tales como compuestos de uranio y plutonio. La separación física a menudo precede a los tratamientos de extracción química basadas en la suposición que muchos de los contaminantes están unidos a la fracción fina del suelo. La separación es también útil cuando los contaminantes de metales pesados están presentes como partículas.</p>
<b>Limitaciones</b>	<p>Factores que pueden limitar la aplicabilidad y efectividad del proceso son:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Alto contenido de arcilla y de humedad puede incrementar los costos de tratamiento.</li> <li>• El proceso de separación por gravedad se basa en la diferencia en las densidades de las fases sólidas y líquidas. El peso específico de las partículas podría afectar la eficiencia del proceso y la velocidad de sedimentación. Adicionalmente, la velocidad de sedimentación es dependiente de la viscosidad del fluido suspendido, la cual debería ser conocida para estimar la eficiencia del proceso y el tamaño del equipo.</li> <li>• Se requieren medidas especiales para mitigar problemas de olor, resultado de las condiciones sépticas de lodos orgánicos.</li> </ul>
<b>Costos</b>	No disponible

### 9.7.5. ENJUAGE DEL SUELO (SOIL WASHING). 4.19.43

<b>Descripción</b>	<p>El lavado de suelo es un proceso en base agua ex situ para remover contaminantes. El proceso remueve contaminantes del suelo en una de las dos formas siguientes (figura 9.20):</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Disolviendo o suspendiéndolos en la solución de lavado (la cual puede ser continuado por manipulación química del pH por un periodo de tiempo).</li> <li>• Concentrándolos dentro del volumen más pequeño del suelo a través de la separación del tamaño de partículas, separación por gravedad y agotando el lavado (similar a aquellas técnicas usadas en operaciones con arena y grava).</li> </ul> <p>El sistema de lavado del suelo incorpora muchas de las técnicas de remoción, ofrece la promesa más grande para la aplicación de suelos contaminados con una amplia variedad de contaminantes como metales pesados, radioactivos y compuestos orgánicos.</p> <p>El concepto de reducción de la contaminación a partir del uso de la separación del tamaño de partículas está basado sobre el hecho de que muchos contaminantes orgánicos e inorgánicos tienden a adherirse, ya sea química o físicamente, a arcilla, limo y partículas orgánicas del suelo. El limo y la arcilla, son unidos a las partículas de arena y grava por procesos físicos, principalmente la compactación y la adhesión. El proceso de lavado que separa las partículas finas de arcilla y limo de la arena y la grava más gruesa separa eficientemente y concentra los contaminantes dentro del volumen más pequeño del suelo que puede ser posteriormente tratados o dispuestos.</p> <p>La separación por gravedad es eficiente para remover partículas de gravedades específicas altas o bajas tales como compuestos que contienen metales pesados (plomo, óxido de radio, etc.). La solución gastada remueve películas contaminadas adheridas a las partículas más gruesas. Sin embargo esta solución puede incrementar los finos en suelos procesados. La fracción más gruesa, limpiada puede ser regresada al sitio para continuar su uso.</p> <p>Mezclas complejas de contaminantes en el suelo (tales como una mezcla de metales, orgánicos no volátiles y SVOC's) y la composición heterogénea de contaminantes a través de suelo mezclado es difícil de formular una solución simple de lavado que pueda remover consistentemente y realmente todos los diferentes tipos de contaminantes. Para estos casos, el lavado secuencial, usando diferentes formulaciones de lavado y/o diferentes relaciones de fluidos de lavado, podrían ser requeridos. La duración del lavado del suelo es típicamente de corta a mediana.</p>
<b>Aplicabilidad</b>	<p>Los contaminantes de interés para esta tecnología son SVOC's, combustibles y metales pesados. La tecnología puede ser usada sobre algunos VOC's y pesticidas. La tecnología ofrece la capacidad de recuperar metales y puede limpiar un amplio rango de contaminantes orgánicos e inorgánicos de suelos de grano grueso.</p>
<b>Limitaciones</b>	<p>Factores que pueden limitar la aplicabilidad y efectividad del proceso son:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Mezclas de residuos complejas (por ejemplo, metales con orgánicos) hacen difícil formular fluidos de lavado.</li> <li>• El contenido húmico alto en el suelo podría requerir pretratamiento.</li> <li>• La corriente acuosa podría requerir tratamiento y desmovilización.</li> <li>• Los pasos adicionales de tratamiento pueden requerir niveles de peligrosidad del solvente de lavado remanente en los residuos tratados.</li> <li>• Pueden ser difíciles de remover orgánicos adsorbidos sobre las partículas del tamaño de arcilla.</li> </ul>
<b>Costos</b>	<p>El costo promedio para el uso de esta tecnología, incluyendo excavación es aproximadamente 170 dólares por tonelada dependiendo sobre las condiciones específicas del sitio y la cantidad y concentración del contaminante de interés.</p>

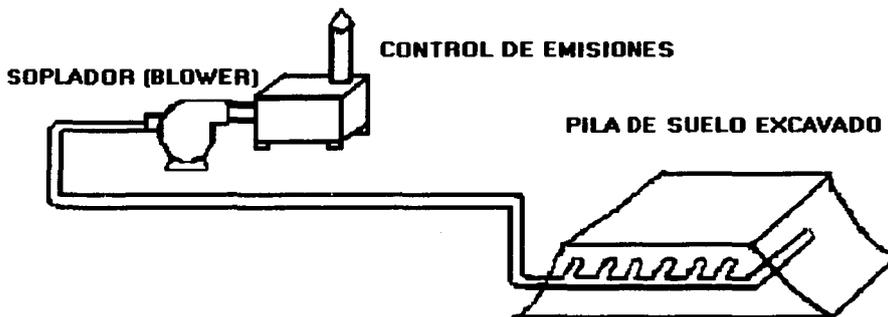
Figura 9.20. Diagrama de flujo de la técnica de lavado del suelo.



9.7.6. EXTRACCIÓN DE VAPOR DEL SUELO. 4,9,25,44,47,48,69

<b>Descripción</b>	La extracción de vapor del suelo (SVE) ex situ es una tecnología de escala completa en la cual el suelo es excavado y colocado sobre una red de tuberías sobre el suelo a la cual se le aplica vacío para estimular la volatilización de orgánicos. Las pilas de suelo son cubiertas generalmente con una geomembrana para prevenir la emisión de volátiles y que el suelo llegue a ser saturado por la precipitación. El proceso incluye un sistema de manejo de gases. Las ventajas sobre su contraparte in situ incluye que el proceso de excavación forma un aumento del número de pasillos, los acuíferos confinados no limita el proceso, la colección de lixiviados es posible y el tratamiento es más uniforme y fácilmente monitoreado. La principal desventaja sobre la SVE in situ es el aumento de los costos de excavación. La longitud de las operaciones y el mantenimiento para la SVE ex situ es de media a larga duración. (figura 9.21).
<b>Aplicabilidad</b>	Los compuestos a los que aplica esta tecnología son los VOC's.
<b>Limitaciones</b>	Factores que pueden limitar la aplicabilidad y efectividad del proceso son: <ul style="list-style-type: none"> <li>• Emisiones de aire ocurren durante la excavación y el manejo de materiales, posiblemente requiriendo tratamiento.</li> <li>• El contenido alto de humedad, el alto contenido húmico o los suelos compactos inhiben la volatilización.</li> <li>• En resumen a la emisión de aire/tratamiento de gases, los líquidos residuales y el carbón activado gastado podría requerir tratamiento, aumentando el costo del proyecto.</li> <li>• Se requiere una gran cantidad de espacio.</li> </ul>
<b>Costos</b>	El costo total para la SVE ex situ es debajo de 110 dólares por tonelada métrica, incluyendo el costo de excavación pero excluyendo el tratamiento de gases y la recolección de agua.

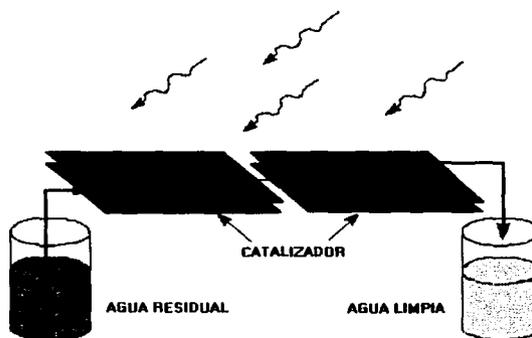
Figura 9.21. Diagrama de la SVE ex situ



### 9.5.7. DESTOXIFICACIÓN SOLAR (SOLAR DETOXIFICATION),<sup>22,67</sup>

<b>Descripción</b>	En este proceso, la extracción al vacío es usada para remover contaminantes desde el suelo. Después de la condensación, los contaminantes son mezclados con un catalizador semiconductor (por ejemplo, dióxido de titanio), y alimentado a través de un reactor el cual es iluminado por luz solar. La luz ultravioleta activa el catalizador, el cual resulta en la formación de químicos reactivos conocidos como "radicales". Estos radicales son oxidantes poderosos que rompen los contaminantes a subproductos no tóxicos tales como dióxido de carbono y agua. (figura 9.22) Una gran ventaja de la detoxificación solar sobre los procesos de tratamiento convencionales tales como aquellos que usan carbón activado granular o enriquecedores de aire es que destruye completamente el compuesto tóxico en lugar de removerlo simplemente o desplazarlo. El proceso solar no tiene emisiones a la atmósfera.
<b>Aplicabilidad</b>	Esta tecnología es aplicable a VOC's, SVOC's, solventes, pesticidas y tintas. El proceso también puede remover algunos metales del agua.
<b>Limitaciones</b>	Factores que pueden limitar la aplicabilidad y efectividad del proceso son: <ul style="list-style-type: none"> <li>• Puede ser efectivo utilizado solamente durante el día con intensidad del sol normal.</li> <li>• El ensuciamiento biológico o físico con sólidos suspendidos o hierro precipitado podría limitar su efectividad.</li> </ul>
<b>Costos</b>	No disponible.

Figura 9.22. Detoxificación solar.



### 9.7.8. SOLIDIFICACIÓN/ESTABILIZACIÓN. <sup>4,14,29,45,48</sup>

<b>Descripción</b>	Como la tecnología in situ, la Solidificación/Estabilización (S/S) ex situ los contaminantes son unidos físicamente o confinados dentro de una masa estabilizadora, o las reacciones químicas son inducidas entre el agente estabilizante y los contaminantes para reducir su movilidad. La S/S ex situ, sin embargo requiere típicamente disposición de los materiales resultantes. Muchas de las innovaciones son modificaciones de los procesos probados y están dirigidos a la encapsulación o inmovilización de los constituyentes dañinos e involucran el procesamiento del agua o el suelo contaminado. La S/S típica ex situ es una tecnología de duración corta a mediana. Nueve procesos innovadores distintos o grupos de procesos se describen a continuación: <b>Bituminización.</b> En proceso de bituminización, los residuos son colocados en bitumen fundido y encapsulados cuando se enfría. El proceso de combinar bitumen calentado y material de desecho concentrado, usualmente en la forma de lecho fluidizado, en un extrusor calentado conteniendo tornillos sin fin que mezclan el bitumen y el residuo. El agua es evaporada de la mezcla a cerca de 0.5% de humedad. El producto final es una mezcla homogénea del suelo extrusado y el bitumen.
--------------------	---

**Asfalto emulsificado.** Las emulsiones de asfalto son gotas muy finas de asfalto dispersadas en agua que son estabilizadas por agentes químicos emulsificantes. Las emulsiones pueden ser catiónicas o aniónicas. El proceso de emulsificación del asfalto involucra la adición de emulsificantes teniendo la carga apropiada para residuos líquidos hidrofílicos o semilíquidos a temperatura ambiente. Después del mezclado, la emulsión se rompe, el agua en el residuo es liberada, y la fase orgánica forma una matriz continua de asfalto hidrofóbica alrededor de los residuos sólidos. En algunos casos, agentes neutralizantes adicionales, tal como limo o yeso, pueden ser requeridos.

**Cemento modificado por azufre (Modified Sulfur Cement).** El cemento de modificado por azufre es un material termoplástico disponible comercialmente. Se funde fácilmente (127 a 149°C) y es mezclado con el residuo para formar una mezcla homogénea la cual es descargada a contenedores adecuados para su enfriamiento, almacenamiento, y disposición. El uso de temperaturas relativamente bajas limita la emisión de dióxido de azufre y de ácido sulfhídrico a valores permisibles.

**Extrusión de Polietileno.** El proceso de extrusión de polietileno involucra el mezclado de endurecedores de polietileno y material de desecho seco utilizando un cilindro de calentamiento conteniendo un tornillo de transporte/mezclado (sin fin). La mezcla homogénea calentada pasa por el cilindro a través de un dado y cae dentro de un molde, cuando este se enfría y solidifica. Las propiedades del polietileno producen un producto solidificado muy estable. El proceso ha sido probado sobre residuos de sales de nitratos a escala de planta, estableciendo su viabilidad, y sobre otros residuos a escalas piloto y de laboratorio.

**Cemento Pórtland/Pozzolan.** El proceso Cemento Pórtland/Pozzolan consiste principalmente de silicatos de materiales pozzolanicos como ceniza, polvo de horno, piedra pómez, o escorias de los hornos y materiales de cemento como el cemento Pórtland. Estos materiales reaccionan químicamente con el agua para formar una matriz de cemento que provee las características físicas al residuo. Esto también aumenta el pH del agua el cual puede ayudar a precipitar e inmovilizar algunos metales pesados. Los agentes adhesivos basados en cemento Pórtland y Pozzolanicos son adecuados típicamente para contaminantes inorgánicos. La eficiencia de estos agentes con contaminantes orgánicos es variable.

**Solidificación de residuos radiactivos.** En el tratamiento de solidificación de residuos radiactivos, los aditivos de solidificación son usados para formar una matriz uniforme y estable para encapsular los materiales residuales radioactivos. El equipo incluye bombas para líquidos o transportadores para lodos o sólidos, silos de almacenamiento, alimentadores, tuberías, mezcladores y sitios disposición o almacenamiento.

**Estabilización de lodos.** El proceso de estabilización de lodos es la adición de un reactivo, ya sea materiales cementantes o escorias, a lodo para transformar el material que tiene constituyentes peligrosos a su forma menos tóxica o móvil. El lodo el cual lixivía metales pesados u otros contaminantes son a menudo estabilizados para inmovilizar los constituyentes peligrosos.

**Fosfatos Solubles.** El proceso de fosfatos solubles involucra la adición de varias formas de fosfatos y bases para controlar el pH así como también para la formación de moléculas complejas de metales de baja solubilidad para inmovilizar (insolubilizar) los metales sobre un amplio rango de pH. A diferencia de muchos otros procesos de estabilización, el proceso de fosfatos solubles no convierte el residuo dentro de una masa monolítica, endurecida. Una aplicación de los fosfatos solubles y el limo es en la estabilización de ceniza por inmovilización del plomo y el cadmio en la ceniza.

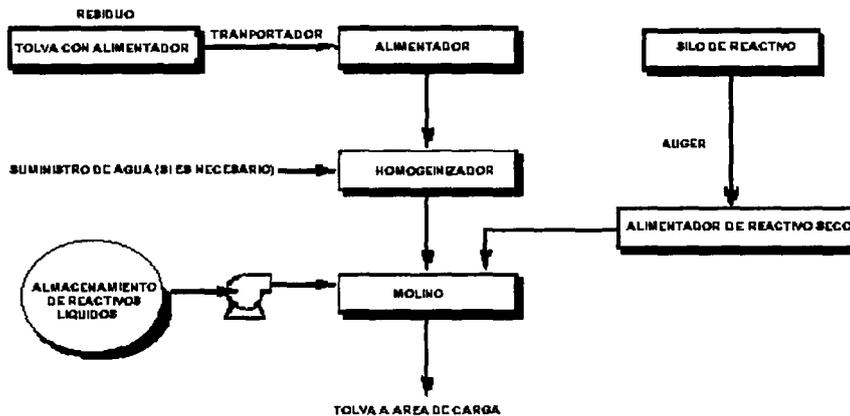
**Vitrificación/fundido en vidrio.** El Proceso de vitrificación, o fundido en vidrio, es un método de solidificación que emplea calor arriba de 1200°C para fundir y convertir los materiales de desecho dentro de vidrio o otros productos cristalinos del vidrio. La alta temperatura destruye cualquier constituyente orgánico con muy pocos subproductos. Los materiales, tales como metales pesados y radioactivos, son incorporados dentro de la estructura del vidrio lo cual es, generalmente, un material durable, relativamente duro, que resiste a lixiviar. Adicionalmente a los sólidos, el material de desecho puede ser líquidos, lodos seco o húmedos o materiales combustibles. El borosilicato y el limo-sosa son los principales formadores de vidrio y proveen la matriz base del producto vitrificado. (figura 9.23)

**Aplicabilidad**

Los contaminantes a los que esta dirigida estas tecnologías son: compuestos inorgánicos, incluyendo radiactivos, excepto la vitrificación la cual destruye muchos contaminantes orgánicos.

<b>Limitaciones</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Las condiciones ambientales pueden afectar la duración de los contaminantes inmovilizados.</li> <li>Algunos procesos resultan en un incremento significativo en volumen (hasta el doble del volumen original).</li> <li>Ciertos residuos son incompatibles con diferentes procesos. Los estudios de tratabilidad son requeridos.</li> <li>Los compuestos orgánicos no son generalmente inmovilizados.</li> <li>No ha sido demostrada una larga duración para muchas combinaciones de proceso/contaminantes.</li> </ul>
<b>Costos</b>	Los procesos de solidificación/estabilización ex situ están entre las tecnologías de remediación más maduras. El costo total representativo de más de una docena de vendedores indica y costo aproximado debajo de 110 dólares /por tonelada métrica, incluyendo la excavación.

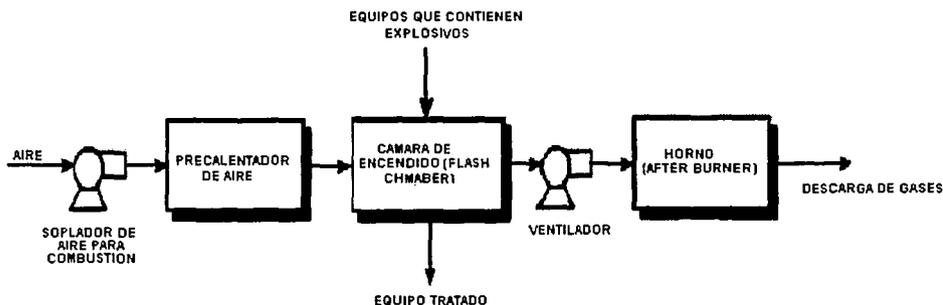
Figura 9.23. Diagrama del sistema de estabilización/solidificación ex situ.



### 9.7.9. DESCONTAMINACIÓN CON GAS CALIENTE (HOT GAS DECONTAMINATION).<sup>62</sup>

<b>Descripción</b>	Este proceso involucra el aumento de la temperatura del equipo contaminado o material a 260°C para un período específico de tiempo. El efluente de gas del material es tratado en un sistema de quemado posterior para destruir todos los contaminantes volátiles. El método elimina un residuo que corrientemente es almacenado y requiere disposición como residuo peligroso. Este método podría permitir reutilizarlo o disponer del residuo como material no peligroso.(figura 9.24). Esta tecnología también puede ser utilizada para la descontaminación de mampostería contaminada con explosivos o estructuras metálicas. El método involucra sellado y aislamiento de estructuras, calentando con una corriente de gas caliente a 260°C por un periodo de tiempo recomendado, volatizando los contaminantes explosivos y destruyéndolos en un quemador posterior.
<b>Aplicabilidad</b>	El método es aplicable para equipos de proceso requiriendo descontaminación para la reutilización. Es también aplicable para los explosivos, tal como minas y granadas o material de desperdicio contaminado con explosivos. El método puede ser utilizado también para edificios o estructuras asociadas con plantas de municiones, arsenales, y depósitos involucrados en la manufactura, procesamiento, carga y almacenamiento de pirotécnicos, explosivos y propulsores.
<b>Limitaciones</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>El costo de este método es más alto que el del quemado abierto.</li> <li>El diseño de la cámara de encendido debe ser tomado dentro de las consideraciones de explosiones posibles de minas o granadas inadecuadamente desmilitarizadas.</li> <li>La velocidad a la cual el equipo o material puede ser descontaminada es más lenta que para el quemado abierto.</li> </ul>
<b>Costos</b>	El costo de la descontaminación puede variar con la aplicación, dependiendo sobre el tamaño y geometría del equipo o material a ser descontaminado y la temperatura y la toma de tiempo requerida para la descontaminación. No han sido completados análisis de costos específicos.

Figura 9.24. Diagrama de bloques del sistema de descontaminación de gas caliente.

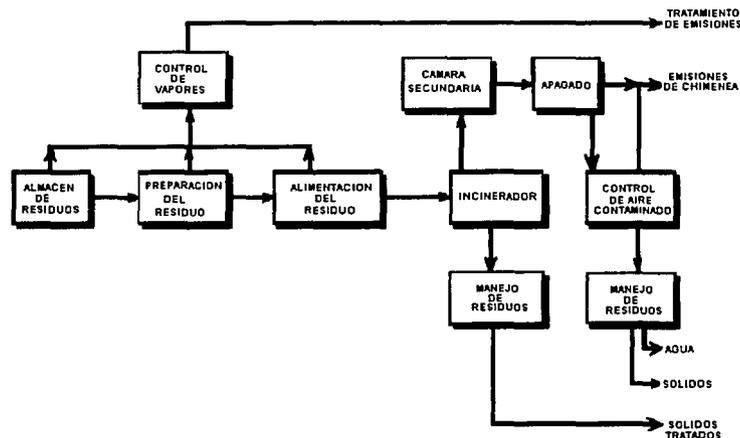


### 9.7.10. INCINERACIÓN, 15,39,49

Descripción	<p>Altas temperaturas, 870 a 1200°C, son usadas para la volatilización y la combustión (en presencia de oxígeno) de compuestos orgánicos halogenados y otros compuestos orgánicos refractarios en residuos peligrosos. A menudo los combustibles auxiliares son empleados para iniciar y mantener la combustión.</p> <p>La eficiencia de destrucción y de remoción (DRE) para incineradores operados adecuadamente excede el 99.99% del requerimiento para residuos peligrosos y pueden ser operadas para encontrar el 99.9999% del requerimiento para PCB's y dioxinas. Los gases de combustión y los residuos de combustión generalmente requieren tratamiento. (figura 9.25).</p> <p><b>Combustor de Cama Circular (CBC).</b> El combustor de cama circular usa aire a alta velocidad a la entrada de sólidos y crea una zona de combustión altamente turbulenta que destruye los hidrocarburos tóxicos. El CBC opera a temperaturas más bajas que los incineradores convencionales (760 a 880°C). El CBC de alta turbulencia produce una temperatura uniforme alrededor de la cámara de combustión y el ciclón caliente.</p> <p>El CBC también mezcla completamente el residuo durante la combustión. La eficiencia de mezclado y la temperatura de combustión baja reduce los costos operativos y las emisiones potenciales de gases como óxido de nitrógeno (Nox) y monóxido de carbono (CO).</p> <p><b>Cama fluidizada.</b> La cama fluidizada circular (CFB) utiliza aire a alta velocidad para circular y suspender las partículas de residuos en un ciclo de combustión y opera a temperaturas hasta 870°C (1600°F). Otra unidad experimental, la unidad infrarroja utiliza resistencia eléctrica como elemento de calentamiento o serpentines de calentamiento directo para calentar el material que pasa a través de la cámara sobre una cinta transportadora y opera a temperaturas hasta de 870°C (1600°F).</p> <p><b>Combustión Infrarroja.</b> La tecnología de combustión infrarroja es un proceso térmico móvil que utiliza barras de polvo de carburo de silicio para calentar eléctricamente residuos orgánicos a la temperatura de combustión. El residuo es alimentado dentro de un cámara principal y expuesto a calentamiento por radiación infrarroja (hasta 1010°C) suministrado por las barras de carburo de silicio sobre la cinta transportadora. Un soplador suministra aire a locaciones seleccionadas entre la cinta para controlar la velocidad de oxidación de la alimentación del residuo. El combustible residual es incinerado en un quemador posterior.</p> <p><b>Hornos rotatorios.</b> Los incineradores comerciales diseñados son hornos rotatorios, equipados con un horno posterior, un apagador y un sistema de control de aire contaminado. El horno rotatorio es un cilindro rotatorio ligeramente inclinado, revestido con refractarios que sirve como una cámara de combustión y operan a temperaturas hasta de 980°C (1800°F). Los gases de combustión de la incineración requieren tratamiento por un sistema de control de la contaminación del aire para remover partículas y neutralizar y remover gases ácidos (HCl, NOx y SOx). Los colectores de bolsas, los lavadores venturi y los precipitadores electrostáticos remueven partículas y los lavadores empacados remueven gases ácidos.</p> <p>El tiempo de duración de esta tecnología varía entre corto a mediano.</p>
-------------	---

<b>Aplicabilidad</b>	La incineración es usada para restaurar suelos contaminados con explosivos y residuos peligrosos, particularmente hidrocarburos clorados, PCB's y dioxinas.
<b>Limitaciones</b>	Factores que pueden limitar la aplicabilidad y efectividad del proceso son: <ul style="list-style-type: none"> <li>• Solamente es permitido un incinerador fuera del sitio para quemar PCB's y dioxinas.</li> <li>• El tamaño de la alimentación y los requerimientos del manejo de materiales pueden impactar en la aplicabilidad o el costo en sitios específicos.</li> <li>• Los metales pesados pueden producir en el fondo ceniza que requiere estabilización.</li> <li>• Los metales pesados volátiles, incluyendo plomo, cadmio, mercurio, arsénico, dejan la unidad de combustión con los gases de combustión y requiere la instalación de sistemas de limpieza de gases para la remoción.</li> <li>• Los metales pueden reaccionar con otros elementos en la corriente de alimentación, tal como cloro o azufre, formando más compuestos volátiles y tóxicos que las especies originales. Tales compuestos son comúnmente reacciones intermedias de vida media que pueden ser destruidos en un apagador (quenck) cáustico.</li> <li>• El sodio y el potasio forman cenizas de punto de fusión medio que pueden atacar el revestimiento de los ladrillos (bloques) y formar partículas.</li> </ul>
<b>Costos:</b>	El costo de tratamiento del suelo en incineradores fuera del sitio varía entre 220 a 1,100 dólares por tonelada métrica de suelo, incluyendo todo el costo del proyecto. Las unidades móviles que pueden ser operadas en el sitio podrían reducir los costos de transportación del suelo. Los suelos contaminados con PCB's o dioxinas cuestan 1650 a 6600 dólares/ ton. para incinerarlos.

Figura 9.25. Diagrama de flujo de la técnica de incineración.

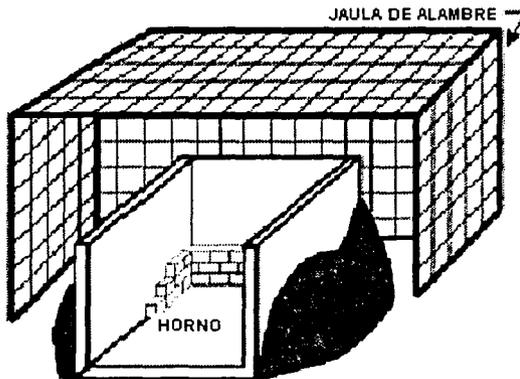


### 9.7.11. QUEMA ABIERTA/DETONACIÓN ABIERTA (OPEN BURN/OPEN DETONATION).<sup>40</sup>

<b>Descripción</b>	Las operaciones de quemado abierto (OB) (figura 9.26) y la detonación abierta (OD) son conducidas para destruir el exceso, de municiones inservibles y materiales energéticos. En las operaciones OB, los energéticos o las municiones son destruidas por su propia combustión, la cual es encendida por una fuerza externa, tal como flama, calor, u onda de detonación. En este caso, un combustible auxiliar puede ser adicionado para iniciar y mantener la combustión de los materiales. En las operaciones OD, los explosivos detonantes y las municiones son destruidos por una detonación, la cual es generalmente iniciada por la detonación de una carga energética. En el pasado, OB/OD sucedían generalmente en la superficie de la tierra o en los hoyos. Recientemente, los trenes de quemado y las cajas de cargas explosivas han sido utilizadas en un intento de controlar y contener la destrucción de energéticos y las emisiones de contaminantes. En el proceso de detonación la caja de explosivos puede estar debajo y cubrirse con suelo para minimizar posteriormente la liberación de emisiones. Las operaciones OB/OD pueden destruir muchos tipos de explosivos, pirotécnicos y propulsores. Las áreas para OB deben ser capaces de
--------------------	---

	<p>soportar una detonación accidental de cualquiera o todos los energéticos que están siendo destruidos.</p> <p>La OB y la OD pueden ser iniciados ya sea por electricidad, quemado o cambio energético en el sistema de ignición. En general, los sistemas eléctricos son preferibles por que proveen un mejor control sobre el tiempo de iniciación. En un sistema eléctrico, la corriente eléctrica calienta un puente de alambre, el cual hace la ignición de un explosivo principal o pirotécnico, este se enciende o detona el material para ser quemado o detonado.</p>
<b>Aplicabilidad</b>	La OB/OD puede ser usada para destruir las municiones inservibles o en exceso, componentes de materiales energéticos, así también conio, medios contaminados con energéticos.
<b>Limitaciones</b>	<p>Factores que pueden limitar la aplicabilidad y efectividad del proceso son:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Las emisiones de las operaciones OB/OD son difíciles para capturar suficientemente para tratamiento y podría no ser permitida en áreas con límites de emisión, sin embargo los procesos subsuperficiales minimizan las liberaciones de emisiones.</li> <li>• En las operaciones OB/OD, vientos prevalecientes pueden transportar chispas, flamas, humos y neblinas tóxicas a edificios cercanos. Las operaciones OB/OD nunca deben ser conducidas durante fuertes tormentas de arena, eléctricas o de nieve, que pueda producir electricidad estática, la cual causaría una detonación prematura.</li> <li>• Las OB/OD requieren un permiso de RCRA de la suparte X.</li> </ul>
<b>Costos</b>	No disponible.

Figura 9.26. Esquema de la detonación abierta.

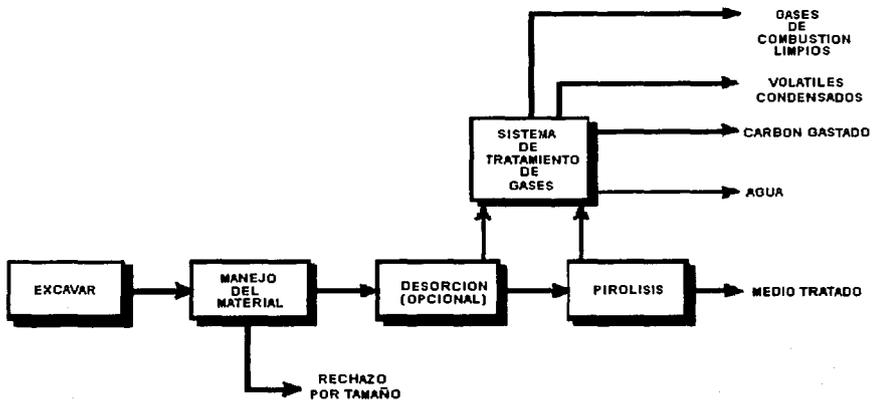


#### 9.7.12. PIROLISIS.15,27,48,57

<b>Descripción</b>	<p>La pirolisis es definida formalmente como la descomposición química inducida en materiales orgánicos por calentamiento en ausencia de oxígeno. En la práctica, no es posible lograr una atmósfera libre de oxígeno, los sistemas actuales de pirolisis son operados con menos de las cantidades estequiométricas de oxígeno. Porque algo de oxígeno podría estar presente en cualquier sistema pirolítico, la oxidación nominal podría ocurrir. Si los materiales volátiles o semivolátiles están presentes en el residuo, la desorción térmica podría también ocurrir. (figura 9.27). La pirolisis transforma contaminantes orgánicos peligrosos en componentes gaseosos, pequeñas cantidades de líquidos, y un residuo sólido (coque) que contiene el carbón fijado como ceniza. La pirolisis de materiales orgánicos produce gases de combustión, incluyendo monóxido de carbono, hidrógeno, metano y otros hidrocarburos, si los gases de combustión son enfriados, los líquidos condensados producen residuos de aceites/alquitran y agua contaminada. La pirolisis típicamente sucede bajo presión y la temperatura de operación sobre 430°C. Los gases de pirolisis requieren tratamiento posterior. Los gases emitidos son tratados en una cámara de combustión, encenderse y condensarse parcialmente. El equipo de remoción de partículas tal como filtros colectores o lavadores de gases también son requeridos.</p> <p>Los métodos convencionales de tratamiento térmico, tales como hornos rotatorios, hornos de centro rotatorio, hornos de lecho fluidizado son usados para la pirolisis de residuos.</p>
--------------------	--

	<p><b>Horno rotatorio.</b> El horno rotatorio es un cilindro rotatorio recubierto con material refractario, ligeramente inclinado que sirve como cámara de calentamiento.</p> <p><b>Horno de lecho fluidizado.</b> Los hornos de lecho fluidizado con recirculación utilizan aire a alta velocidad para circular y suspender las partículas de residuos en un ciclo de calentamiento y opera a temperaturas de hasta 430°C.</p> <p><b>Destrucción de sales fundidas.</b> En esta tecnología, un incinerador usa una cama de sales fundida, tales como carbonato de sodio, como un medio de transferencia de calor y de reacción/lavado para destruir los materiales peligrosos. Los residuos sólidos pulverizados son inyectados con aire debajo de la superficie de la sal fundida. Los gases calientes son compuestos principalmente de dióxido de carbono, vapor y componentes del aire no reactivos aumentan a través del baño de sal, pasando a través de una zona secundaria de reacción y a través de un sistema de limpieza de gases antes de descargarlos a la atmósfera. Otros subproductos de la pirolisis reaccionan con la sal alcalina fundida para formar productos inorgánicos que son retenidos en el fundido. La sal fundida gastada que contiene cenizas es sacada del reactor, enriada y colocada en un relleno sanitario.</p>
<b>Aplicabilidad</b>	<p>Los contaminantes a los que aplica esta tecnología son los SVCO's y los pesticidas. El proceso es aplicable para la separación de orgánicos de los residuos de refineras, residuos de alquitrán, residuos de materiales para el tratamiento de la madera, suelos contaminados con creosota, suelos contaminados con hidrocarburos, mezcla de residuos (radioactivos y peligrosos), residuos de procesos de gomas sintéticas y residuos de pinturas.</p> <p>La pirolisis muestra una esperanza en el tratamiento de contaminantes en suelo y lodos aceitosos. Los contaminantes químicos para los cuales los datos de tratamiento existentes incluyen PCB's, dioxinas, Hidrocarburos poliarómicos y muchos otros orgánicos. La pirolisis no es efectiva ya sea destruyendo o separando físicamente inorgánicos desde el medio contaminado. Los metales volátiles pueden ser removidos como resultado de las temperaturas más altas asociadas con el proceso pero no son destruidos similarmente.</p>
<b>Limitaciones</b>	<p>Factores que pueden limitar la aplicabilidad y efectividad del proceso son:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Existen un tamaño específico y requerimiento de manejo de materiales que impactan en la aplicabilidad o el costo en sitios.</li> <li>• La tecnología requiere secado del suelo para lograr un contenido de humedad bajo (&lt;1%).</li> <li>• La alimentación altamente abrasiva puede dañar potencialmente las unidades de proceso.</li> <li>• El contenido de humedad alto incrementa los costos de tratamiento.</li> <li>• El medio tratado que contiene metales pesados puede requerir estabilización.</li> </ul>
<b>Costos</b>	<p>El costo total para la remediación de aproximadamente 18,200 toneladas métricas de medio contaminado es estimado aproximadamente en 330 dólares por tonelada métrica.</p>

Figura 9.27. Diagrama de Flujo del proceso de pirólisis.



### 9.7.13. DESORCIÓN TÉRMICA.<sup>7,31</sup>

<p><b>Descripción</b></p>	<p>La desorción térmica es un proceso físico de separación y no está diseñado para destruir compuestos orgánicos. Los residuos son calentados para volatilizar agua y contaminantes orgánicos. Un gas acarreador o sistema de vacío transporta el agua volatilizada y los compuestos orgánicos al sistema de tratamiento de gases. La temperatura de la cámara y el diseño del tiempo de residencia dentro de estos sistemas podría volatilizar los contaminantes seleccionados pero típicamente no los oxidan. Los dos diseños comunes de desorción térmica son el secador rotatorio y el tornillo térmico. Los secadores rotatorios son cilindros horizontales que pueden ser de quemado directo o indirecto. El secador es inclinado y rotado. Para las unidades de tornillo térmico, el tornillo transportador o perforador auger son usados para transportar el medio hasta el confinamiento. El aceite caliente o la corriente circula a través del auger para calentar al medio indirectamente. Todos los sistemas de desorción térmica requieren el tratamiento de los gases de salida para remover partículas y contaminantes. Las partículas son removidas por los equipos convencionales de remoción de las mismas, tal como lavadores de gases y colectores de bolsas. Los contaminantes son removidos a través de la condensación seguidos por la adsorción de carbón, o son destruidos en una cámara secundaria de combustión o un oxidador catalítico. Mucha de estas unidades son transportables. (figuras 9.28 y 9.29). Son disponibles tres tipos de desorción térmica y son descritos brevemente de la siguiente manera:</p> <p><b>Fuego directo:</b> El fuego es aplicado directamente sobre una superficie del medio contaminado. El propósito principal del fuego es desorber los contaminantes del suelo a través de algunos contaminantes pueden ser oxidados térmicamente.</p> <p><b>Fuego indirecto:</b> Un secador rotatorio con fuego directo calienta una corriente de aire la cual, por contacto directo, desorbe el agua y los contaminantes orgánicos del suelo. La Aireación Térmica a Alta Temperatura (LLTA) desarrollada por Canonie Environmental Service Corporation es un buen ejemplo de los sistemas de calentamiento indirecto los cuales han sido utilizados exitosamente para remover la familia de compuestos de DDT del suelo.</p> <p><b>Calentamiento indirecto:</b> Un secador rotatorio calentado externamente volatiliza el agua y los compuestos orgánicos desde el medio contaminado dentro de una corriente de gas inerte acarreador. El gas acarreador es tratado posteriormente para remover o recuperar los contaminantes. El sistema de desorción térmica XTRAX es un proceso que utiliza la desorción por calentamiento indirecto seguido por un tratamiento de lavado de gases de alta energía, el cual remueve exitosamente más del 99% de PCB's del suelo contaminado.</p> <p>Basándose en la temperatura de operación del desorbedor, el proceso de desorción térmica puede ser clasificado dentro de 2 grupos: desorción térmica a alta temperatura (HTTD) y la desorción térmica a baja temperatura (LTTD).</p> <p><b>Desorción Térmica a Alta Temperatura (HTTD).</b> Este proceso es una tecnología a escala completa en la cual los residuos son calentados de 320 a 560°C. La HTTD es usado frecuentemente en combinación con la incineración, solidificación/estabilización o deshalogenización, dependiendo de las condiciones específicas del sitio. La tecnología puede producir un nivel de concentración final de contaminante debajo de 5 mg/kg para los contaminantes de interés.</p> <p><b>Desorción Térmica a Baja Temperatura (LTTD).</b> En LTTD, los residuos son calentados entre 90 y 320°C. La LTTD es una tecnología de escala completa que ha sido probada con éxito para la remediación de los hidrocarburos del petróleo en todos los tipos de suelo. La eficiencia de destrucción de contaminantes en los quemadores posteriores de estas unidades son más grandes del 95%. El suelo descontaminado retiene sus propiedades físicas. A menos que sean calentados a un rango de temperatura más grande que al final de la LTTD, los compuestos orgánicos en el suelo no son dañados, lo cual le permite al suelo tratado de mantener la capacidad de soportar la actividad biológica futura.</p>
<p><b>Aplicabilidad</b></p>	<p>Los compuestos de interés para la LTTD son los VOC's no halogenados y los combustibles. La tecnología puede ser usada para tratar SVOC's a eficiencias reducidas. En el caso de HTTD son SVOC's, compuestos poliarómicos, PCB's, sin embargo, VOC's y los combustibles también pueden ser tratados, pero el tratamiento puede tener una rentabilidad menor. Los metales volátiles pueden ser removidos por el sistema HTTD. La presencia de cloro puede afectar la volatilización de algunos metales, tal como plomo.</p> <p>El proceso es aplicable para la separación de compuestos orgánicos de residuos de refinerías, del</p>

	tratamiento de la madera, suelos contaminados con creosota y con hidrocarburos, residuos de mezclas (radioactivos y peligrosos), residuos del procesamiento de goma de caucho, pesticidas y residuos de pinturas.
<b>Limitaciones</b>	Factores que pueden limitar la aplicabilidad y efectividad del proceso son: <ul style="list-style-type: none"> <li>• La deshidratación puede ser necesaria para lograr el nivel del contenido de humedad adecuado.</li> <li>• Alimentaciones altamente abrasivas pueden potencialmente dañar las unidades de proceso.</li> <li>• Los metales pesados en la alimentación pueden producir un residuo del suelo tratado que requiere estabilización.</li> <li>• Los suelos arcillosos y sedimentos y el alto contenido húmico aumenta el tiempo de reacción como resultado de la unión de los contaminantes.</li> </ul>
<b>Costos</b>	La velocidad de carga para remediar suelos contaminados con hidrocarburos del petróleo varía desde 45 a 330 dólares por tonelada métrica de suelo. De este costo, aproximadamente 25 a 35 dólares por tonelada métrica es requerido para los costos directos de operación tal como consumos y reparación. Los costos de instalación y de transportación son típicamente 3.30 a 5.50 dólares por tonelada métrica, excediendo rara vez un costo de movilización de 200,000 dólares. La excavación de suelos contaminados y el cambio del suelo tratado cuesta aproximadamente 6 a 11 dólares por tonelada métrica.

Figura 9.28. Proceso de Desorción Térmica a Baja Temperatura.

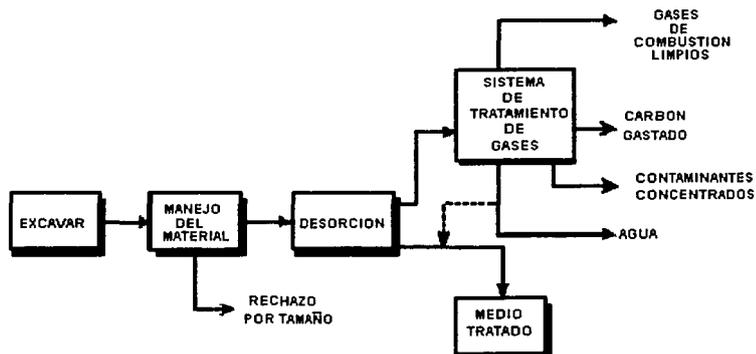
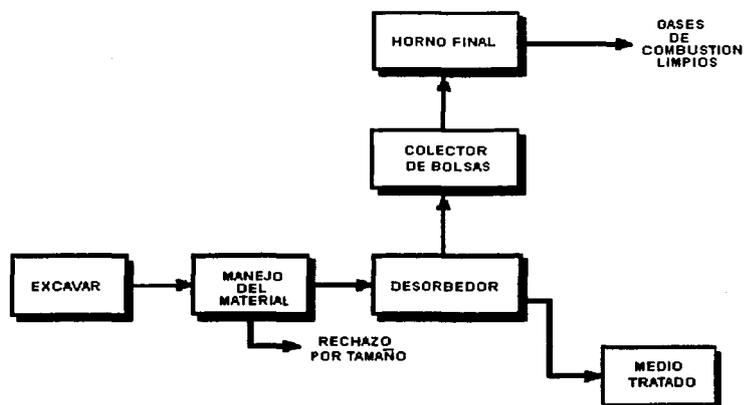


Figura 9.29. Proceso de Desorción Térmica de Alta Temperatura.



## **BIBLIOGRAFÍA.**

- 1.- AATDF, 1997. Technology Practices Manual for Surfactants and Cosolvents, Technical Report, Document No. TR-97-2.
- 2.- AFCEE, 1994. Bioventing Performance and Cost Summary, Draft. Brooks AFB, TX.
- 3.- Alexander, Martin, 1999. Biodegradation and Bioremediation by (May 1999) Academic Pr; NY
- 4.- Alleman, Bruce C and Andrea Leeson, 1999. Bioreactor and Ex Situ Biological Treatment Technologies. Battelle Pr;
- 5.- Alleman, Bruce C and Andrea Leeson, 1999. Bioremediation of Metals and Inorganic Compounds. Battelle Pr.
- 6.- American Society For Testing and Materials (ASTM), 1998, Guide for Remediation by Natural Attenuation,
- 7.- Anderson, W.C., 1993. Innovative Site Remediation Technology Thermal Desorption, American Academy of Environmental Engineers.
- 8.- Battelle, 1997. Physical Separation and Acid Leaching: A Demonstration of Small-Arms Range Remediation at Fort Polk, Louisiana. Final report prepared for Naval Facilities Engineering Service Center (NFESC) and U.S. Army
- 9.- Boulding, J. R., 1995. Practical Handbook of Soil, Vadose Zone and Groundwater Contamination, Prevention Assessment and Restoration, Lewis Publishers, Boca Raton, FL.
- 10.- Boyajian, G. E. and Devedjian, D. L., 1997. "Phytoremediation: It Grows on You", Soil & Groundwater Cleanup, February/March, pp. 22-26.
- 11.- Coyne Prenger, 1995. High Gradient Magnetic Separation (HGMS), Los Alamos National Laboratory (LANL), LALP-94-264.
- 12.- Crawford, Ronald L and Don L. Crawford, 1997. Bioremediation : Principles and Applications (Biotechnology Research Series, 6) Cambridge Univ Pr
- 13.- DOE, 1992. In Situ Vitrification, Technology Transfer Bulletin, prepared by Battelle's Pacific Northwest Laboratories for DOE, Richland, WA.
- 14.- DOE, 1993. "Technology Name: Polyethylene Encapsulation", Technology Information Profile (Rev. 2) for ProTech,
- 15.- DOE ProTech Database, TTP Reference No. BH-321201.
- 16.- DOE, 26 February 1993. "Technology Name: Thermal Enhanced Vapor Extraction System," in Technology Information Profile (Rev. 2) for ProTech, DOE ProTech Database, TTP Reference No.: AL-221121.
- 17.- EPA, 1989. Innovative Technology - Glycolate Dehalogenation, EPA, OSWER, Washington, DC, Directive 9200 5-254FS.
- 18.- EPA, 1990. Chemical Dehalogenation Treatment: APEG Treatment, Engineering Bulletin, EPA, OERR and ORD, Washington, DC, EPA/540/2-90/015.
- 19.- EPA, 1990. Soil Washing Treatment, Engineering Bulletin, EPA, OERR, Washington, DC, EPA/540/2-90/017. Available from NTIS, Springfield, VA, Order No. PB91-228056.
- 20.- EPA, 1990. Solvent Extraction Treatment, Engineering Bulletin, EPA, OERR and ORD, Washington, DC, EPA/540/2-90/013.
- 21.- EPA, 1990. Treating Chlorinated Wastes with the KPEG Process, Project Summary, EPA RREL, Cincinnati, OH, EPA/600/S2-90/026.
- 22.- EPA, 1991. BCD: An EPA-Patented Process for Detoxifying Chlorinated Wastes, EPA, ORD.
- 23.- EPA, 1991. Chemical Oxidation Treatment, Engineering Bulletin, EPA, OERR and ORD, Washington, DC, EPA/530/2-91/025.

- 24.- EPA, 1991. In Situ Soil Flushing, Engineering Bulletin, EPA/540/2-91/021.
- 25.- EPA, 1991. Soil Vapor Extraction Technology Reference Handbook, EPA, RREL, Cincinnati, OH, T.A. Pederson and J.T. Curtis, Editors, EPA/540/2-91/003.
- 26.- EPA, 1992. Evaluation of Soil Venting Application, EPA/540/S-92/004; NTIS: PB92-232362.
- 27.- EPA, 1992. Pyrolysis Treatment, Engineering Bulletin, EPA, OERR, Washington, DC, EPA/540/S-92/010.
- 28.- EPA, 1993. Fungal Treatment Technology, EPA RREL, Demonstration Bulletin, EPA/540/MR-93/514.
- 29.- EPA, 1993. Solidification/Stabilization and Its Application to Waste Materials, Technical Resource Document, EPA, ORD, Washington, DC, EPA/530/R-93/012.
- 30.- EPA, 1994. Innovative Site Remediation Technology: Solidification/Stabilization, Vol. 4, EPA OSWER 542/B-94/001.
- 31.- EPA, 1994. Thermal Desorption Treatment, Engineering Bulletin, EPA/540/5-94/501.
- 32.- EPA, 1995. In Situ Remediation Technology Status Report: Hydraulic and Pneumatic Fracturing, EPA/542/K-94/005.
- 33.- EPA, 1995. Remediation Case Studies: Thermal Desorption, Soil Washing, and In Situ Vitrification, Federal Remediation Technologies Roundtable, Report, EPA/542/R-95/005.
- 34.- EPA, 1996. A Citizen's Guide to Chemical Dehalogenation, EPA/542/F-96/004.
- 35.- EPA, 1996. A Citizen's Guide to In Situ Soil Flushing, Technology Fact Sheet, EPA/542/F-96/006.
- 36.- EPA, 1996. Composting, Engineering Bulletin, EPA/540/5-96/502.
- 37.- EPA, 1997. Analysis of Selected Enhancements for Soil Vapor Extraction, EPA OSWER, EPA/542/R-97/007.
- 38.- EPA, 1997. On-Site Incineration: Overview of Superfund Operating Experience.
- 39.- EPA, 1997. Steam Injection for Soil and Aquifer Remediation, EPA/540/S-97/505.
- 40.- EPA, 1997. Technology Alternatives for the Remediation of Soils Contaminated with As, Cd, Cr, Hg, and Pb, Engineering Bulletin, EPA/540/R-97/008.
- 41.- EPA, 1998. Issues Associated With Natural Attenuation, EPA/OUST.
- 42.- Federal Remediation Technologies Roundtable, 1995. Remediation Case Studies: Bioremediation, EPA/542/R-95/002.
- 43.- Federal Remediation Technologies Roundtable, 1995. Remediation Case Studies: Thermal Desorption, Soil Washing, and In Situ Vitrification, EPA/542/R-95/005.
- 44.- Federal Remediation Technologies Roundtable, 1995. Remediation Case Studies: Soil Vapor Extraction, EPA/542/R-95/004.
- 45.- Federal Remediation Technologies Roundtable, 1997. Remediation Case Studies: Bioremediation and Vitrification, EPA/542/R-97/008.
- 46.- Federal Remediation Technologies Roundtable, 1997. Remediation Case Studies: Soil Vapor Extraction and Other In Situ Technologies, EPA/542/R-97/00
- 47.- Federal Remediation Technologies Roundtable, 1998. Remediation Case Studies: In Situ Soil Treatment Technologies (Soil Vapor Extraction, Thermal Processes), EPA/542/R-98/012
- 48.- Federal Remediation Technologies Roundtable, 1998. Remediation Case Studies: Ex Situ Soil Treatment Technologies (Bioremediation, Solvent Extraction, Thermal Desorption), EPA/542/R-98/011.
- 49.- Federal Remediation Technologies Roundtable, 1998. Remediation Case Studies: On-Site Incineration, EPA/542/R-98/016.

- 50.- Fiorenza, Stephanie, Carroll L. Oubre, C.Herb Ward, M. K. Banks, Stephanie, 2000. *Phytoremediation of Hydrocarbon-Contaminated Soil*. Lewis Publishers, Inc, ed. Arcadys
- 51.- Hichee, R. E. and Leeson, Andrea, 1996. *Soil Bioventing : Principles and Practice*. Lewis Publishers, Inc., NY
- 52.- Hinchee, Robert E., 1995. *Applied Bioremediation of Petroleum Hydrocarbons*. Battelle Pr;
- 53.- Hinchee, R.E., 1993. "Bioventing of Petroleum Hydrocarbons," *Handbook of Bioremediation*, Lewis Publication, Boca Raton, FL, pp. 39-59.
- 54.- Leeson, A., and Hinchee, R.E, 1996. *Principles and Practices of Bioventing, Volume I: Bioventing Principles*, prepared by Battelle Memorial Institute for U.S. Air Force and U.S. EPA.
- 55.- Mulligan, Catherine N., 2001. *Environmental Biotreatment : Technologies for Air, Water, Soil, and Waste*. Government Institute
- 56.- Norris, Robert D., Hinchee, Brown, McCarty, Semprini, Wilson, 1994. *Handbook of Bioremediation*. Lewis Publishers, Inc.; Boca Raton, FL.
- 57.- Nyer, Evan N., 1998. *Groundwater and Soil Remediation: Practical Methods and Strategies*. Lewis Publishers, Inc, ed. Arcadys
- 58.- Rumer, R. and J.K., Mitchell (eds.), 1995. *Assessment of Barrier Containment Technologies - a Comprehensive Treatment for Environmental Remediation Applications*, International Containment Technology Workgroup, BA.
- 59.- Schnoor, J.L., L.A. Licht, S.C. McCutcheon, N.L. Wolfe, and L.H. Carreira. 1995. "Phytoremediation of organic and nutrient contaminants," *Environ. Sci. Technol.* 29:318A-323A.
- 60.- Teer, R.G., R.E. Brown, and H.E. Sarvis, June 1993. Status of RCRA Permitting of Open Burning and Open Detonation of Explosive Wastes, Presented at Air and Waste Management Association Conference, 86th Annual Meeting and Exposition, Denver, CO.
- 61.- Terry, Norman, 1999. *Phytoremediation of Contaminated Soil and Groundwater*. Ed. Chilton/Haynes
- 62.- TVA, 1995. *Hot Gas Decontamination of Explosives Contaminated Items, Process and Facility Conceptual Design*, AEC Report No. SFIM-AEC-ET-CR-94118.
- 63.- USACE, 1996. *Champion International Superfund Site, Libby, Montana: Bioremediation Field Performance Evaluation of the Prepared Bed Land Treatment Systems*, EPA/600/R-95/156.
- 64.- USACE, 1998. "Bioremediation of Soils Using Windrow Composting", *Guide Specifications for Military Construction*, CEGS-02191.
- 65.- USAEC, 1997. "In-situ Electrokinetic Remediation for Metal Contaminated Soils" in *Innovative Technology Demonstration, Evaluation and Transfer Activities, FY 96 Annual Report*, Report No. SFIM-AEC-ET-CR-97013.
- 66.- USAEC, 1997. "Soil Slurry Treatment" in *Innovative Technology Demonstration, Evaluation and Transfer Activities, FY 96 Annual Report*, Report No. SFIM-AEC-ET-CR-97013, pp. 95-97.
- 67.- USAEC, 1997. "Solar Detoxification of Soil" in *Innovative Technology Demonstration, Evaluation and Transfer Activities, FY 96 Annual Report*, Report No. SFIM-AEC-ET-CR-97013, pp. 99-100.
- 68.- Von Fahnestock, F.M., et al., 1996. *Biopile Design and Construction Manual*, Naval Facilities Engineering Service Center Technical Memorandum, Port Hueneme, CA, TM-2189-ENV.
- 69.- Wise, D. and Debra J. Trantolo, 1994. *Remediation of Hazardous Waste Contaminated Soils*. Marcel Dekker, Inc. NY.

## 10.0. CASOS PRÁCTICOS.

### 10.1. CASOS DE ESTUDIOS INDIVUALES. <sup>2</sup>

A continuación se presenta una especie de ficha técnica en la cual se abordan los resultados más relevantes de la tecnología(s) aplicada(s) a un caso en particular:

#### 10.1.1. DESORCIÓN TÉRMICA, LAVADO DE SUELO Y VITRIFICACIÓN IN SITU DESARROLLADO EN LA EMPRESA PRISTINE, INC.

<b>Nombre del sitio:</b> Sitio superfondo Pristine, Inc. <b>Ubicación:</b> Reading, Ohio.	<b>Contaminantes:</b> Compuestos clorados alifáticos, Hidrocarburos aromáticos polinucleares(PAHs) y metales. Compuestos orgánicos volátiles (VOC) hasta 0.14 ppm. Compuestos orgánicos semivolátiles hasta 130 ppm. 4,4-DDT variando entre 0.11 a 8.2 ppm. Plomo entre 26 a 1100 ppm.	<b>Periodo de operación:</b> 12/93 a 03/94 <b>Tipo de limpieza:</b> completa
<b>Vendedor:</b> Joseph Hurton Soil Tech ATP System, Inc. 800 Canonie, Drive Porter, IN 46304 (219) 926-86-51	<b>Tecnología:</b> Desorción térmica. -Desorbendor del Horno rotatorio con adecuado sellado de arena. -Temperatura de la zona de retorta 1009.9 a 1034.1 °F -Control de emisiones de gases usando colectores de bolsas, lavadores de gases, condensadores de fraccionamiento y separadores de aceite-agua. -Tratamiento de agua en el sitio usando separación de agua-aceite, oxidación con peróxido de hidrógeno, filtración con arena y adsorción con carbón.	<b>Autoridad de limpieza:</b> CERCLA <b>Punto de contacto:</b> Tom Alcamo Responsable del proyecto de restauración. US EPA-Región 5 230 South Dearborn Street, Chicago, IL 60604 (312) 886-7278
<b>Fuente de residuos:</b> Cisternas/Contenedores: Planta de tratamiento de residuos.	<b>Tipo y cantidad del medio tratado:</b> Suelo. -Aproximadamente 12800 toneladas. -12-25% de humedad; pH de 1-2 para algunos suelos alimentados	<b>Factores de costos:</b>  No existen datos disponibles.
<b>Objetivos de los requerimientos regulatorios de limpieza:</b>		
-Suelo- Objetivos de limpieza numéricos identificados para 11 constituyentes, incluyendo hidrocarburos poli aromáticos, dioxinas, benceno y alifáticos clorados: objetivos de limpieza varían desde 0.99 a 3.244 µg/kg. -Aire- Dioxinas y furanos totales: <30 mg/m <sup>3</sup> std día: 0.015 g/ft <sup>3</sup> std día y otros cuatro parámetros de emisión en chimeneas.		
<b>Resultados:</b>		
-Suelo- Los objetivos de limpieza para todos los constituyentes se lograron en todas las pilas de suelo evaluadas: 6 de 11 de los constituyentes se removieron a niveles en o debajo del límite de detección. -Aire- Los requerimientos de los gases de las chimeneas se lograron para las emisiones de partículas y dioxinas y furanos.		
<b>Descripción:</b>		
Pristine, Inc., desarrollo operaciones de disposición de líquidos en el sitio desde 1974 a 1981. Los derrames y los residuos tratados dispuestos sobre el sitio lograron la contaminación del suelo. Los suelos en el sitio Pristine fueron contaminados con compuestos orgánicos volátiles y semivolátiles, hidrocarburos aromáticos polinucleares (PAHs), pesticidas y metales. El suelo puede también contener más de 2% de azufre. Esta aplicación fue importante para tratar el suelo con un amplio rango de pH y de humedad. El Proceso Térmico Anaerobio (ATP) de Soil Tech mueve 10 Ton/h fue usado para tratar suelos contaminados en el sitio de interés. Este sistema incluye un sistema de alimentación, la unidad ATP (horno rotatorio de desorción térmica), un sistema de recuperación de vapores, un sistema de tratamiento de gases de combustión y un sistema de manejo de residuos. El agua residual del sistema de recuperación de vapor fue tratada en un sistema de tratamiento de aguas residuales en el sitio. El sistema ATP fue operado en el sitio Pristine desde 1 de Noviembre de 1993 hasta el 4 de marzo de 1994 y fue usado para tratar aproximadamente 12,800 toneladas de suelo contaminado. El sistema ATP trata contaminantes en el suelo hasta niveles debajo de los objetivos de limpieza. Los niveles de 6 a 11 de los contaminantes de interés fueron reducidos a concentraciones en o debajo de los límites de detección reportados. Todas las emisiones de gases de la chimenea desarrollaron estándares encontrados en esta aplicación. La cantidad de materia prima promedio fue aproximadamente 6.5 ton/h y el promedio de biodisponibilidad en línea fue aproximadamente 62 %.		

**10.1.2. BIORREMEDIACIÓN. COMPOSTEO EN HILERAS DE SUELOS CONTAMINADOS CON EXPLOSIVOS EN EL DEPÓSITO DE ACTIVIDAD UMANTILA DEL EJÉRCITO.**

<p><b>Nombre del sitio:</b> Depósito de actividad umantila del ejército, lagunas de explosivos fuera de operación, unidad operable de suelos CERCLA</p>	<p><b>Contaminantes:</b> Explosivos. -Contaminantes principales del suelo incluyen 2,4,6-trinitrotolueno (TNT); hexahidro-1,3,5-trinitro-1,3,5-triazina (RDX) y octahidro-1,3,5,7-tetranitro-1,3,5,7-tetrazocina (HMX). -Los niveles de contaminantes &gt;100 ppm limitan al suelo en los 2 a 4 pies debajo de la superficie de la laguna.</p>	<p><b>Período de operación:</b> 05/92 a 11/92</p>
<p><b>Ubicación:</b> Hermiston, Oregon.</p>	<p><b>Tecnología:</b> Composteo -Suelo excavado y mezclado y mezclado con nutrientes para el suelo. -Hileras aireadas y no aireadas por 40 días. -Suelo tratado mezclado con la parte superior del suelo y reforestado, redepositado en áreas excavadas o rellenos sanitarios. -Las hileras contienen suelo contaminado (30%), estiércol de vaca (21%), alfalfa (18%), aserrín (18%), papas (10%) y estiércol de gallina (3%). -Mezclado de 3 a 7 veces por semana, temperatura de 60 °C, oxígeno hasta 21 %, humedad 30-40 %, pH de 5 a 9.</p>	<p><b>Tipo de limpieza:</b> Demostración en campo.</p>
<p><b>Vendedor:</b> Roy F. Weston, Inc.</p>	<p><b>Tecnología:</b> Composteo -Suelo excavado y mezclado y mezclado con nutrientes para el suelo. -Hileras aireadas y no aireadas por 40 días. -Suelo tratado mezclado con la parte superior del suelo y reforestado, redepositado en áreas excavadas o rellenos sanitarios. -Las hileras contienen suelo contaminado (30%), estiércol de vaca (21%), alfalfa (18%), aserrín (18%), papas (10%) y estiércol de gallina (3%). -Mezclado de 3 a 7 veces por semana, temperatura de 60 °C, oxígeno hasta 21 %, humedad 30-40 %, pH de 5 a 9.</p>	<p><b>Autoridad de limpieza:</b> CERCLA</p>
<p><b>Fuente de residuos:</b> Lagunas / impedimentos superficiales.</p>	<p><b>Tecnología:</b> Composteo -Suelo excavado y mezclado y mezclado con nutrientes para el suelo. -Hileras aireadas y no aireadas por 40 días. -Suelo tratado mezclado con la parte superior del suelo y reforestado, redepositado en áreas excavadas o rellenos sanitarios. -Las hileras contienen suelo contaminado (30%), estiércol de vaca (21%), alfalfa (18%), aserrín (18%), papas (10%) y estiércol de gallina (3%). -Mezclado de 3 a 7 veces por semana, temperatura de 60 °C, oxígeno hasta 21 %, humedad 30-40 %, pH de 5 a 9.</p>	<p><b>Punto de contacto:</b> Deposito de actividad umantila del ejército. Responsable del proyecto de restauración.</p>
<p><b>Propósito/Sentido de la aplicación:</b> Demostración en campo del composteo en hileras para biodegradar suelos contaminados con explosivos</p>	<p><b>Tipo y cantidad del medio tratado:</b> Suelo. -224 yardas cúbicas (8 hileras, 28 yardas cúbicas cada una) -Predominantemente arena fina y arena fina margosa.</p>	
<p><b>Objetivos de los requerimientos regulatorios de limpieza:</b> -Concentraciones de explosivos en suelo están debajo de 30 ppm; los compuestos de interés son TNT y RDX. -La parte superior de 5 pies debajo de las lagunas sean excavadas, tratadas y regresadas al área de excavación.</p>		
<p><b>Resultados:</b> -El funcionamiento del composteo en hileras (windrow composting) después de 40 días de tratamiento reducidos generalmente a los niveles de los explosivos de interés debajo de los objetivos de limpieza. -El TNT se redujo desde 1600 a 4 ppm (aireada y no aireada). -El RDX se redujo desde 1000 a 7 ppm (aireada) y 2 ppm (no aireada) -El HMX se redujo desde 200 a 47 ppm (aireada) y 5 ppm (no aireada)</p>		
<p><b>Factores de costos:</b>-Los costos no fueron disponibles para las demostraciones en campo. Los costos proyectados para el composteo en hileras a escala completa: -Los costos de capital para las actividades de tratamiento- 1,840,000 dólares (incluyendo equipos, edificios, estructuras mecánicas / tuberías e instalaciones eléctricas). -Costos de operación de 5 años- 2,000,000 de dólares (incluyendo potencia, rectificaciones, combustibles, sueldos y mantenimiento. Los costos de escala completa asumen 20,000 toneladas de suelos con una duración del proyecto de 5 años, hileras no aireadas, mezcladas diariamente, 30% de carga de suelo, periodos de tratamientos de 30 días y en acuerdo con los estándares de los residuos de las instalaciones de las pilas del RCRA.</p>		
<p><b>Descripción:</b> Desde aproximadamente 1995 a 1965 esta unidad del ejército (UMDA) opera con residuos de municiones en las instalaciones en Hermiston, Oregon, fueron usadas agua caliente y vapor para remover explosivos desde los cuerpos de municiones. Cerca de 85 millones de galones de agua de lavado contaminada fueron descargados a dos lagunas de sedimentación en el sitio. Los suelos subyacentes y el agua subterránea fueron determinados contaminados con compuestos explosivos principalmente TNT, RDX, y HMX. El composteo con hileras fue usado en una demostración en campo en UMDA desde mayo a noviembre de 1992 para tratar 244 yardas cúbicas de suelo contaminado. Las hileras aireadas y no aireadas fueron tratadas por 40 días , usando algunos modificadores del suelo y analizados para la contaminación residual. El TNT fue reducido desde 1600 a 4 ppm (aireados y no aireados), el RDX de 1000 a 7 ppm (no aireados) y 2 ppm (aireados) y HMX de 200 a 47 ppm (aireados) y 5 ppm (no aireados) en el periodo de tratamiento de 40 días. Con excepción de HMX (aireados), estos niveles están debajo de los niveles de limpieza del suelo de 30 ppm. Los costos no son disponibles para las demostraciones en campo. El costo para la aplicación a escala completa del composteo en hileras en el sitio Umantila fue estimado suponiendo el tratamiento de 20,000 toneladas de suelo en un proyecto con una duración de 5 años, las hileras no aireadas, mezcladas diariamente, 30% de carga del suelo, periodos de 30 días de tratamiento y estándares de las instalaciones de las pilas de residuos del RCRA. El costo de capital de la aplicación a escala completa fue estimado de 2,118,000 dólares y los costos anuales de operación de 527,000 dólares.</p>		

**10.1.3. DESORCIÓN TÉRMICA, LAVADO DEL SUELO Y VITRIFICACIÓN IN SITU, EN EL SITIO DE SUPERFONDO DE LA CORPORACIÓN TÉCNICA REY DE PRUSIA, EN NUEVA JERSEY.**

<p><b>Nombre del sitio:</b> Sitio Superfondo de la corporación técnica rey de prusia</p>	<p><b>Contaminantes:</b> Metales. -Berilio, cromo, cobre, níquel, zinc, plomo y mercurio.</p>	<p><b>Periodo de operación:</b> 06/93 a 10/93</p>
<p><b>Ubicación:</b> Municipio Winslow, Nueva Jersey</p>	<p>-Las concentraciones más alta de metales en sedimentos- cromo (8010 mg/kg), cobre (9070 mg/kg), mercurio (100 mg/kg). -Concentraciones más altas en lodos- cromo (11300 mg/kg), cobre (16300 mg/kg), plomo (389 mg/kg), níquel (11100 mg/kg).</p>	<p><b>Tipo de limpieza:</b> Completa.</p>
<p><b>Vendedor:</b> Mike Mann Alternative Remediation Technologies, Inc. 14497 Dale Mabry Highway Tampa, FL 33618 (813) 264-3506</p>	<p><b>Tecnología:</b> Lavado del suelo. Manejo de materiales. -Excavación selectiva de suelos contaminados con metales usando inspección visual, confirmando usando fluorescencia de Rayos X en el sitio. Sistemas de lavado del suelo.</p>	<p><b>Autoridad de limpieza:</b> CERCLA</p>
<p><b>Fuente de residuos:</b> Lagunas / impedimentos superficiales.</p>	<p>-Cuatro componentes –cribado, separación, flotación por espuma, manejo de lodos: velocidad de capacidad de alimentación de 25 ton/h. -Cribado- cribas múltiples: criba gruesa (&gt;8 in) y proceso sobre tamaño (&gt;2 in); cribado húmedo de &gt;2 in de materiales -Separación- Hidrociclones separa materiales de grano fino y grueso.</p>	<p><b>Punto de contacto:</b> John Gorin Responsable del proyecto de restauración. US EPA-Región 2 26 Federal Plaza New York, NY (202) 264-7592</p>
<p><b>Propósito / Sentido de la aplicación:</b> La primera aplicación completa de EPA de lavado del suelo para remediar un sitio superfondo. Técnicas innovadoras de monitoreo en el sitio; técnicas de excavación selectiva, incluyendo fluorescencia de rayos X, para cribado del suelo para remediación.</p>	<p>-Flotación por espuma- unidades de tratamiento de flotación por aire. -Manejo de lodos- sobre flujo desde hidrociclones enviados a través de un clarificador, espesador de lodos, filtro prensa, disposición de la torta del filtro fuera del sitio, el agua es reusada para el cribado húmedo.</p>	<p><b>Tipo y cantidad del medio tratado:</b> Suelo y lodos. -19200 toneladas de suelo y lodos. -Contenido de humedad de aproximadamente 15 %. -pH de aproximadamente 6.5.</p>
<p><b>Objetivos de los requerimientos regulatorios de limpieza:</b> En 1990 ROD identifico los niveles de limpieza del suelo para 11 metales.</p>		
<p>-Arsénico (190 mg/kg), berilio (485 mg/kg), cadmio (107 mg/kg), cromo (483 mg/kg), cobre (3571 mg/kg), mercurio (1 mg/kg), níquel (1935 mg/kg), plomo (500 mg/kg), selenio (4 mg/kg), plata (5 mg/kg), zinc (3800 mg/kg).</p>		
<p><b>Resultados:</b> -Se lograron los objetivos de limpieza para los 11 metales -Los objetivos de limpieza fueron logrados en menos de 4 meses.</p>		
<p><b>Factores de costos:</b> -El costo total de 7,700,000 dólares (incluyendo el costo de disposición fuera del sitio).</p>		
<p><b>Descripción:</b> El sitio superfondo de la corporación técnica rey de prusia (KOP) ha sido usada como una instalación de reciclaje de residuos de 1971 a 1974. Un estimado de 15 millones de galones de residuos industriales líquidos fueron procesados en seis lagunas. Estas actividades resultaron en la contaminación de lodos y suelo en el sitio. Los principales constituyentes de interés fueron el cromo (en niveles de hasta 11300 mg/kg), cobre (en niveles de hasta 16300 mg/kg), y níquel (en niveles de hasta 11100 mg/kg). El sistema de lavado del suelo en KOP fue seleccionado basado en los resultados del estudio de tratabilidad y datos de una corrida de demostración usando el suelo de KOP en una tecnología de escala completa en Holanda. El sistema de lavado del suelo fue operado en KOP desde Junio a Octubre de 1993. El sistema consistió de una serie de hidrociclones (hydroclones), acondicionadores y celdas de flotación por espuma. Aproximadamente 19200 toneladas de suelos y lodos contaminados fueron tratados durante esta aplicación. El sistema del lavado del suelo alcanza los niveles de limpieza específicos para los 11 metales y el suelo tratado fue usado como relleno. El costo total para esta aplicación fue 7,700,000 dólares incluyendo la disposición fuera del sitio para la torta de residuo. La excavación selectiva reduce los costos totales para la aplicación reduciendo la cantidad de suelo requerido para tratamiento por un factor de 2. Posteriormente, los datos de la corrida de demostración expide la cédula de diseño para la unidad de escala completa por más de un año.</p>		

## 10.2. TECNOLOGÍAS COMPLETADAS HASTA 1997 EN LOS ESTADOS UNIDOS.<sup>1,2</sup>

En la tabla siguiente se presentan algunas de las tecnologías que han sido completadas hasta el año de 1997.

Tabla 10.1. Programa de Proyectos de Demostración Completados In Situ Hasta Diciembre de 1996.

DESARROLLADOR	TECNOLOGÍA / LOCALIZACIÓN	CONTACTO	ADMINISTRADOR DEL PROYECTO (EPA)	MEDIO DE RESIDUO	RESIDUO APLICABLE	
					INORGÁNICO	ORGÁNICO
Accutech Remedial Systems, Inc. Keyport, NJ (005)* Fecha de demostración: Julio - Agosto 1992	Fracturación neumática Extracción and Oxidación catalítica / New Jersey Environmental Cleanup Responsibility Act (ECRA). Localizado en Hillsborough, NJ	John Liskowitz (908) 739-6444	No Disponible	Suelo, Rocas, acuíferos	No Aplicable	VOCs and SVOCs Halogenados y no halogenados
Berkeley Environmental Restoration Center, Berkeley, CA (005)	Proceso de Extracción aumentada por vapor in situ / Lawrence Livermore National Laboratory en Altamont Hills, CA	Kent Udell (510) 642-2928	Steve Collings (510) 643-1300	Suelo, Rocas, acuíferos	No Aplicable	VOCs and SVOCs, hidrocarburos, solventes
Billings and Associates, Inc. Albuquerque NM (007)	Sistema de ventilación y volatilización (SVVS)/ Ubicado en Buchanan, MI	Gale Billings (505) 345-1116 Don Brennehan (713) 676-5324	Paul dePercin (513) 569-7797	Suelo, Sedimentos, lodos	No Aplicable	BTEX, Hidrocarburos
Bio-Rem, Inc. Butler, IN (006). Fecha de demostración: Mayo 1992 - Junio 1993	Proceso de bioremediación subsuperficial aumentada in situ / Williams AFB en Phoenix, AZ	David O. Mann (219) 868-5823 (800) 428-4626	Teri Richardson (513) 569-7328	Agua, Suelo	No Aplicable	Hidrocarburos halogenados y no halogenados
BioGenesis Enterprises, Inc. Des Plaines, IL (005). Fecha de demostración: Noviembre 1992	Proceso BioGenesis <sup>SM</sup> de lavado de suelo/ Refinería en Minnesota	Charles Wilde (703) 913-9700	Annette Gatchett (513) 569-7697	Suelo, Sedimentos, lodos	Inorgánicos no específicos	Hidrocarburos volátiles, PCBs, Orgánicos no específicos
COGNIS, Inc. (009)/(E05)	TERRAMET Soil Remediation System/ Twin Cities Army Ammunition Plant in New Brighton, MN	Not Available	Michael Royer (908) 321-6633	Suelo, Sedimentos, lodos	Plomo, metales pesados	No Aplicable
Commodore Environmental Services, Inc. Columbus, OH (010)	Sistema de Remediación por solvatación de electrones/ Construcción Battalion Supply Center en Por Hueneme, CA	Neil Drobny (614) 297-0365	Paul dePercin (513) 569-7797	Suelo, Sedimentos, lodos, aceites, manejo de herramientas, ropa de protección personal	No Aplicable	PCBs, compuestos pesticidas halogenados
ELI Eco Logic International, Inc. Rockwood, Ontario, Canada (006) Fecha de demostración: Octubre - Noviembre 1992	Unidad de desorción térmica / Relleno sanitario en Bay City, MI	Jim Nash (519) 856-9591	Gordon Evans (513) 569-7684	Suelo, lodos y líquidos	No Aplicable	PCBs, PAHs, Dioxinas y dibenzofuranos clorados y solvents clorados y clorofenoles
National Risk Management Research Laboratory and INTECH 180 Corporation, Cincinnati, OH (006)	Tecnología de tratamiento por hongos / sitio de tratamiento de la madera en Brookhaven, MS	John Glaser (513) 569-7568 Richard Lamar (801) 753-2111	Teri Richardson (513) 569-7949	Suelo	NO aplicable	PCP, PAHs, Orgánicos clorados

Tabla 10.1. (continuación)

DESARROLLADOR	TECNOLOGÍA / LOCALIZACIÓN	CONTACTO	ADMINISTRADOR DEL PROYECTO (EPA)	MEDIO DE RESIDUO	RESIDUO APLICABLE	
					INORGÁNICO	Orgánico
National Risk Management Research Laboratory, University of Cincinnati, and FRX, Inc., Cincinnati, OH (005)	Fracturación hidráulica / Xerox Corporation ubicada en Oak Brook, IL y un sitio de derrame de tanques de almacenamiento en Dayton, OH	William Slack (513) 469-6040	Michael Roulier (513) 569-7796	Suelo, agua subterránea	Inorgánicos	Orgánicos
New York State Department of Environmental Conservation/ R.E. Wright Environmental, Inc., Albany, NY (009)	Sistema de tratamiento de biovente in situ / Suecia 3- sitio Chapman en Sweden, NY	Nick Kolak (518) 457-3372 Richard Crouce (717) 944-5501	Greg Sayles (513) 569-7607	Suelo	No aplicable	VOCs and SVOCs Halogenados y no halogenados
Phytotech, Monmouth Junction, NJ	Fitorremediación / sitio DOE en Ashtabula, Ohio y Chemobyl	Michael Blaylock or John Ehrlie (908) 438-0900	Steven Rock (513) 569-7149	Suelo, agua subterránea y lodos	Metales pesados, Radioactivos	No aplicable
Solidtech, Inc. Houston, TX (002) Demonstration Date: December 1988	Solidificación y estabilización / Imperial Oil Company/ Champion Chemical Company Sitio Superfondo en Morganville, NJ	No disponible	Jack Hubbard (513) 569-7507	Suelo, lodos	Metales, Inorgánicos	Orgánicos, grasas y aceites

\* Solicitation Number.

<sup>b</sup> From Emerging Technology Program.

### 10.1.3. TECNOLOGÍAS REALIZADAS EN MÉXICO HASTA EL 2001.<sup>3</sup>

En la tabla 14.1 se presenta un resumen de la información contenida en el RDR hasta el primer semestre del 2001. Ahí se muestra que las cantidades de suelos restaurados se han ido incrementando lenta pero paulatinamente.

Registro de Restauraciones (RDR)	
Número	155
En proceso	69
Concluidas	86
Metros Cúbicos	805,609
Toneladas	1'288,000
Empresas	37
Tecnologías	11

Técnicas incluidas en el RDR	
▪ <b>Físicas</b>	
	Excavación y Confinamiento
	Extracción de vapores
	Lavado
	Tratamiento Térmico(Desorción, Incineración, Pozos Térmicos)
▪ <b>Químicas</b>	
Neutralización	
	Oxidación
	Ozonización
	Estabilización/Solidificación (excepto hidrocarburos)
▪ <b>Biológicas</b>	
Composteo	
	Bioestimulación/Degradación
	Biopilas

## **BIBLIOGRAFIA.**

- 1.- EPA, 1997. Superfund Innovative Technology Evaluation Program, Technology Profiles, Ninth Edition, EPA CRD, EPA/540/R-97/502.
- 2.- Innovative Treatment Technologies: Annual Status Report (EPA, Eighth Edition, Nov. 1996). Completed North American Innovative Remediation Technology Demonstration Projects (EPA, Aug.1996).
- 3.- Dirección General de Manejo de Contaminantes, 2001. SEMARNAT.

## **11.0. ANALISIS DE LAS TECNOLOGÍAS.**

### **11.1. CRITERIOS PARA LA ELECCIÓN DE UNA TECNOLOGÍA DE RESTAURACIÓN DE SUELOS CONTAMINADOS.**

#### **11.1.1. ELEMENTOS PARA ELEGIR UNA TÉCNICA DE RESTAURACIÓN**

Para la elección de una técnica de restauración existen elementos básicos que deben ser tomados en consideración, entre ellos están:

- Comprender la función que desempeña el suelo en el sitio afectado
- Conocer lo más completamente posible el problema de contaminación con información reciente
- Identificar la técnica de restauración más apropiada, y conocer sus ventajas, desventajas y limitaciones
- Definir claramente el uso que se le dará al suelo después de su restauración.

Los dos primeros puntos están dirigidos básicamente a la caracterización del sitio, la cual se hace de manera cualitativa y cuantitativa, para conocer la magnitud del daño causado por la contaminación, el riesgo que se deriva por efecto de la misma, así como las necesidades de restauración. Este trabajo requiere de conocimiento experto, tiempo y recursos; Por lo que respecta a las técnicas de restauración, existen disponibles una gran variedad de opciones, sus variantes y combinaciones de ellas. Establecer los requisitos que deben cumplir para que sean consideradas ambientalmente aceptables:

- Deben reducir efectiva y cuantificablemente la concentración de los contaminantes como respuesta directa de su aplicación.
- No deben transferir íntegros los contaminantes de una matriz a otra, o de un medio a otro.
- Deben ser irreversibles, esto es, no permitir que los contaminantes, después de cierto tiempo, vuelvan a reaparecer en el lugar como si nada se hubiera hecho
- No deben crear mayores disturbios ambientales que los propios de la contaminación
- Deben ser tecnologías integrales que incluyan el tratamiento de los residuos en caso de que sean generados.
- No deben aumentar los volúmenes de entornos afectados a través de la dilución.
- No deben utilizar o generar sustancias de mayor peligrosidad

#### **11.1.2. ELEMENTOS QUE DEFINEN EL ÉXITO DE UNA RESTAURACIÓN**

Al hablar del éxito de la restauración, pueden existir diversos enfoques, entre ellos:

- Alcanzar los niveles de limpieza establecidos por las autoridades
- Reducir el riesgo a la salud y al ambiente
- Reducir niveles de contaminación, sin importar el efecto sobre el suelo mismo y los alrededores del sitio
- Alcanzar los objetivos en el mínimo tiempo posible
- Realizar los trabajos al menor costo posible

### **11.1.3. Criterios de Restauración**

Con base en las concentraciones iniciales del material derramado presentadas en la Evaluación de Daños y en la eficiencia esperada de la metodología seleccionada, es obligación del responsable presentar una propuesta de los niveles de restauración que pretende alcanzar estos niveles de restauración pueden ser determinados de alguna de las siguientes maneras:

- A "Niveles de Fondo".- Que son las concentraciones de la sustancia en el medio que se encontraban antes del evento. Tienen el inconveniente de que, en la mayoría de los casos son cero, por lo que es muy difícil alcanzar este nivel.
- A los límites de detección de la técnica de laboratorio usada.
- A los niveles alcanzables por la tecnología seleccionada.- Se basa en las experiencias obtenidas en aplicaciones anteriores de la metodología en condiciones similares.
- A niveles determinados por el uso o vocación del suelo (Agrícola, Industrial, habitacional, comercial, etc.)
- A estándares, normas o lineamientos existentes.- En ausencia de normatividad nacional, se están aplicando los "Criterios Internos" de restauración emitidos por el "Grupo de Trabajo sobre Restauración de Suelos Contaminados".
- A través de Evaluaciones de Riesgo a la Salud.- Son la herramienta idónea para la determinación de estándares, pero requieren de la participación de equipos multidisciplinarios de especialistas, lo que aumenta su costo y tiempo de ejecución, en los casos en los que la magnitud de la afectación o el tiempo de la misma lo requieran, podrá ser una metodología exigible por la PROFEPA.

### **11.2. TABLAS COMPARATIVAS DE LAS TECNOLOGÍAS DE REMEDIACIÓN DE SUELO.**

Para poder realizar un análisis serio a cerca de la efectividad de las tecnologías de restauración de suelos contaminados se presenta a continuación las tablas siguientes:

- Tablas 11.1 y 11.2 en donde se indican el significado, simbología y definición de los factores que pueden alterar el proyecto de remediación.
- Asimismo en la tabla 11.3 se indican la influencia de las características de la matriz que deben ser documentados en las tecnologías a escala completa que pueden afectar los costos de tratamiento o su desarrollo.
- En la tabla 11.4 se indican los factores de operación principales que pueden incidir directamente en el desarrollo de la operación o en los costos del proyecto.
- En la tabla 11.5 se hace una comparación de cada tecnología agrupada por tipo de tratamiento y si el este es realizado en el sitio o fuera del sitio, incluyendo todos los factores relevantes y el tipo de compuesto que son susceptibles de sufrir tratamiento.

Estas tablas tienen la finalidad de ser una guía rápida en lo referente a la selección de tipo de técnica en función del contaminante y de las características del suelo a tratar, nos muestra los factores más importantes a considerar en las etapas iniciales del proyecto.

Por último, cabe hacer mención de que en la tabla 5 se presentan tecnologías para el tratamiento de aguas subterráneas o acuíferos, estas son las tecnologías a escala completa más utilizadas y se considera para aquellos casos en que el contaminante haya alcanzado el manto freático.

Tabla 11.1. Definiciones de las Leyendas Usadas en la Matriz de Tecnologías de Tratamiento.

Factores	Definiciones			
	C		P	
<b>Estado de desarrollo</b> Estado de la tecnología disponible.	Escala completa. La tecnología ha sido utilizada en una remediación en un sitio real.		Escala piloto: Los estudios son conducidos en el campo o en laboratorio para afinar el diseño de la tecnología.	
<b>Tren de tratamiento</b> Es la tecnología efectiva sólo como parte de un tren de tratamiento.	Y		N	
<b>Residuos producidos</b> Residuos que necesitan ser tratados.	S Sólido	L Líquido	V Vapor	N Ninguno
Operación y mantenimiento o costos de inversión Partes principales del costo de inversión	O&M Costos de operación y mantenimiento.	Cap Inversión de capital.	A Ambos	N Ninguno

Tabla 11.2. Definiciones de Símbolos Usados en las Matriz de la Tecnología de Tratamiento.

Factores y definiciones	Peor △	Promedio ○	Mejor ■	Otros ◆
<b>Disponibilidad</b> Numero de vendedores que la diseñan, construyen y mantienen la tecnología.	Menos de dos vendedores	2-4 vendedores	Más de 4 vendedores	No aplica
<b>Contaminantes tratados</b> Los Contaminantes son clasificados en los ocho grupos siguientes: - VOCs halogenados; - VOCs no halogenados; - SVOCs halogenados; - SVOCs no halogenados; - Combustibles; - Inorgánicos; - Radioactivos; - Explosivos.	Efectividad no esperada	Ya sea efectividad limitada o sin objetivos (p. ej., tratamiento de VOC por SVE aumentada)	Este grupo de contaminantes son el objetivo de esta tecnología.	Esta tecnología es efectiva solo a ciertos contaminantes, pero no todos los demás en el grupo.
<b>Rentabilidad y mantenimiento del sistema.</b> El grado de rentabilidad del sistema y el nivel de mantenimiento requerido cuando se usa esta tecnología.	Baja rentabilidad y alto mantenimiento.	Rentabilidad promedio y mantenimiento promedio.	Alta rentabilidad y mantenimiento bajo.	No aplica.
<b>Tiempo de limpieza</b> El Tiempo requerido para la limpieza en un sitio "estándar" usando la tecnología. El sitio "estándar" se asume son 18,200 toneladas métricas para suelos	Más de 3 años para suelos in situ.	1-3 años	Menos de 1 año.	Contaminantes específicos
	Más de 1 años para suelos ex situ.	0.5-1 años	Menos de 0.5 años	Contaminantes específicos
<b>Costos Totales</b> Los costos de diseño, construcción, operación y mantenimiento del núcleo del proceso que define cada tecnología, excluyendo la movilización, desmovilización y pre a post tratamiento. Para tecnologías ex situ de suelos, lodos y sedimentos, asumen que los costos de excavación promedio son 50 dólares/tonelada métrica.	Más de 330 dólares / tonelada métrica (\$300/ton) para suelos	\$110-\$330 dólares / toneladas métricas.	Menos de \$110 dólares / toneladas métricas.	Contaminantes específicos

Tabla 11.3 : Parámetros Sugeridos para Documentar las Aplicaciones de las Tecnologías a Escala Completa: Características de la Matriz que Afectan el Desarrollo o el Costo del Tratamiento

	Tipos de suelo	Propiedades de agregados del suelo	Orgánicos	Misceláneos	Clasificación del suelo	Contenido de arcilla y/o distribución del tamaño de partículas	Conductividad iónica / permeabilidad del agua	Contenido de humedad	Permeabilidad del aire	pH	Porosidad	Transmitividad	Carbono orgánico total	Grasa y asfalto o TPH's	Líquidos de sus no acuosos	
<b>Remediación in situ del suelo</b>																
Bioventeo	X	X			X	X	X	X				X		X		
Lavado del suelo con agua (Soil Flushing)	X	X	X					X				X	X	X		
Extracción de vapor del suelo (Soil Vapor Extraction)	X	X			X	X		X				X		X		
<b>Remediación ex situ del suelo</b>																
Composteo	X	X							X							
Biocultivo (Landfarming).	X	X							X							b
Tratamiento biológico de lecho fluidizado (Slurry Phase Biol. Treat.)	X	X														
Lavado del suelo (Soil Washing)	X	X										X				b
Solidificación / Estabilización.	X	X			X			X				X	X			b
Desorción térmica	X	X			X								X			
Incineración	X	X			X							X				b
<b>Remediación de aguas subterráneas</b>																
Biorremediación aumentada (Enhanced Bioremediation)	X	X	X					X		X	X	X		X		
Inyección de aire (Air Sparging)	X	X	X						X						X	
Bombeo de agua subterránea	X	X	X								X		X	X		

\*Las características de la matriz muestran para el bombeo y tratamiento son para el bombeo de agua / extracción. El proceso de selección de tratamiento podría afectar la lista deseable de características a ser documentadas.

\*Las características misceláneas de la matriz incluyen la capacidad de campo para el tratamiento; capacidad de intercambio catiónico para el lavado del suelo de residuos que contiene metales; valores en Btu, contenido de halógenos, contenido de metales por incineración, y densidad másica y límite de exposición más bajo para la desorción térmica.

Tabla 11.4: Parámetros Sugeridos para Documentar las Aplicaciones de Tecnologías a Escala: Parámetros de Operación que Afecten el Costo y Desarrollo del Tratamiento.

Parámetro del sistema	Actividad biológica	Velocidad de flujo de aire	Velocidad de mezcla / frecuencia	Contenido de humedad	Presión de operación / vacío	pH	Velocidad de bombeo	Tiempo de residencia	Ultrasonidos primarios	Temperatura	Componentes de la solución de lavado / sulfuros y óxido	Concentración de nutrientes	Actividad microbiana	Velocidad de flujo de vapor	Exposición al O <sub>2</sub>	Presión de operación / vacío	Reducción / recuperación del suelo	Costo de operación	
<b>Remediación del suelo in situ</b>																			
Bioventeo		X		X	X					X				X	X	X	X		
Lavado del suelo (Soil Flushing)						X	X				X								
Extracción de vapor del suelo (Soil Vapor Extraction)		X			X														
<b>Remediación del suelo ex situ</b>																			
Tratamiento del suelo (Land Treatment)			X	X		X		X		X							X	X	
Composteo		X	X	X		X		X		X				X			X	X	X
Tratamiento biológico de lecho fluidizado (Slurry Phase Bioremediation)		X	X	X		X		X	X	X		X					X	X	
Lavado del suelo (Soil Washing)						X			X		X								
Dorsorción Térmica								X	X	X									
Incineración		X						X	X	X									
Estabilización*										X									
<b>Remediación de agua subterránea</b>																			
Biorremediación in situ		X				X						X							X
Inyección de aire (Air Sparging)		X			X														
Bombeo de agua subterránea							X												

\*Los parámetros adicionales de operación para la estabilización incluyen: aditivos y dosis, tiempo de curado, esfuerzo de compresión, aumento de volumen, densidad másica y permeabilidad.

Tabla 11.5: Revisión de la Matriz de las Tecnologías de Tratamiento

Códigos de variación ■ - Mejor; ○ - Promedio; △ - Peor. ◆ - Ver definición tabla -11.2 Y - Sí; N - No. C - Completa; P - Piloto. S - Sólido; L - Líquido; V - Vapor. NA - No Aplicable I - Inadecuado. O&M - Operación & Mantenimiento; Cap - Capital; A - Ambos	Estado de desarrollo	Tipo de tratamiento (archivando el tratamiento de gases)	Residuos producidos	Operación y mantenimiento	Disponibilidad	Rentabilidad y capacidad de mantenimiento del sistema	Tiempo de limpieza	Costos totales	VOC's no halogenados	VOC's halogenados	Semivolátiles no halogenados	Semivolátiles no halogenados	Combustibles	Compuestos inorgánicos	Radioactivos	Explosivos
<b>Tratamiento biológico in situ</b>																
Bioventeo (Bioventing)	C	N	N	N	◆	◆	◆	■	■	◆	◆	◆	◆	△	◆	I
Bioremediación aumentada (Enhanced Bioremediation)	C	N	N	O&M	◆	◆	◆	■	■	◆	◆	◆	■	◆	■	■
Tratamiento del suelo (land treatment)	C	N	N	N	◆	◆	◆	■	■	◆	◆	◆	■	△	◆	◆
Atenuación Natural (Natural Attenuation)	C	N	N	O&M	◆	◆	△	◆	■	◆	◆	◆	◆	◆	◆	◆
Fitoremediación (Phytoremediation)	P	N	N	N	△	○	△	■	○	○	○	○	■	△	△	■
<b>Tratamiento Fisicoquímico in situ</b>																
Separación Electrocinética	C	Y	L	O&M	■	○	○	○	○	○	○	○	△	■	○	△
Lavado del suelo (Soil Flushing)	C	N	L	O&M	■	○	△	△	■	■	○	○	○	■	△	△
Extacción de vapor del suelo (Soil Vapor Extraction)	C	N	L	O&M	■	■	○	■	■	■	○	○	■	△	△	△
Fracturación (Fracturing)	C	Y	N	O&M	△	○	○	○	○	○	○	○	○	○	△	○
Solidificación /Estabilización	C	N	S	A	○	○	○	○	■	■	■	■	△	■	■	△
<b>Tratamiento Térmico in situ</b>																
Extracción de vapor del suelo aumentada térmicamente (Thermally Enhanced Soil Vapor Extraction)	P	N	N	N	△	■	△	■	○	○	■	■	■	△	△	△
Biopilas	C	N	N	N	■	■	○	■	■	■	◆	◆	■	◆	△	■
Composteo (Composting)	C	N	N	N	■	■	○	■	■	■	◆	◆	■	◆	△	■

Tabla 11.4 : Revisión de la Matriz de las Tecnologías de Tratamiento

Códigos de variación - Mejor; ○ - Promedio; △ - Peor; ◆ - Ver definición tabla -11.2 Y - Sí; N - No. C - Completa; P - Piloto. S - Sólido; L - Líquido; V - Vapor. NA - No Aplicable   - Inadecuado. O&M - Operación & Mantenimiento; Cap - Capital; A - Ambos	Estado de desarrollo	Tipo de tratamiento (excluyendo el tratamiento de gases)	Residuos producidos	Operación y mantenimiento	Disponibilidad	Rentabilidad y capacidad de mantenimiento del sistema	Tiempo de limpieza	Costos totales	VOC's no halogenados	VOC's halogenados	Semihalófilos no halogenados	Semihalófilos no halogenados	Combustibles	Compuestos inorgánicos	Radioactivos	Explosivos
	<b>Tratamiento Biológico ex situ (asumiendo excavación)</b>															
Bioremediación con hongos (Fungal Biodegradation)	C	N	N	O&M	△	△	△	■	◆	◆	◆	◆	◆	△	△	■
Biocultivo (Landfarming)	C	N	N	N	■	■	△	■	■	■	◆	◆	■	◆	△	◆
Tratamiento Biológico en lecho fluidizado (Slurry Phase Biological Treatment)	C	N	N	A	○	○	○	■	■	◆	◆	■	◆	△	■	
<b>Tratamiento Fisicoquímico ex situ (asumiendo excavación)</b>																
Extracción Química (Chemical Extraction)	C	Y	L	A	○	○	△	△	○	○	■	■	○	■	○	■
Reducción química/Oxidation	C	Y	S	N	■	■	■	○	○	○	○	○	○	■	△	△
Deshalogenización (Dehalogenation)	C	N	V	A	△	△	△	△	○	○	○	○	△	△	△	△
Separación	F	Y	S	O&M	■	○	■	○	○	○	○	○	■	■	△	△
Lavado del suelo (Soil Washing)	F	Y	S L	A	■	○	■	○	○	○	■	■	■	■	△	■
Extracción de vapor del suelo (Soil Vapor Extraction)	F	N	L	N	■	■	○	■	■	■	○	○	○	△	△	△
Destoxificación Solar (Solar Detoxification)	P	N	N	Cap.	○	○	○	■	■	■	■	■	■	△	△	■
Solidificación / Estabilización	F	N	S	Cap.	■	■	■	○	△	△	○	○	△	■	■	△
<b>Tratamiento Térmico ex situ</b>																
Descontaminación con gas caliente (Hot Gas Decontamination)	P	N	N	A	○	■	■	■	△	△	△	△	△	△	△	■
Incineración	F	N	L S V	A	■	○	■	△	■	■	■	■	■	△	△	■
Quema abierta / Detonación Abierta Open Burn/Open Detonation	F	N	S	A	■	■	■	■	△	△	△	△	△	△	△	■
Pirólisis	F	N	L S	A	△	I	■	△	○	○	■	■	○	△	△	I
Desorción Térmica Alta Temperatura Baja Temperatura	F	Y	L S	A	■	○	■	○	■	■	■	■	■	△	△	■

### 11.3. SITUACIÓN ACTUAL EN MEXICO

En los últimos años se ha puesto énfasis en el establecimiento de medidas preventivas con el fin de reducir o eliminar la descarga de materiales extraños al medio ambiente; sin embargo, la contaminación por prácticas pasadas conocida como pasivo ambiental persiste aun en muchas ocasiones.

La concentración de la población en sitios determinados, normalmente junto a cuerpos de agua dulce, ha traído como consecuencias la inevitable transformación de su ambiente circundante y el deterioro de los recursos naturales, entre ellos el suelo.

El crecimiento poblacional, ha aumentado la demanda de servicios y la actividad industrial. Por ende, se ha incrementado la generación de subproductos y residuos, mismos que se pueden clasificar en sólidos municipales e industriales.

Este aumento en la generación de residuos, sin el aumento proporcional en la capacidad de sitios de vertimiento, propició su depósito en forma accidental o intencional en sitios inapropiados, lo que ha provocado un deterioro gradual e incontrolado de las condiciones naturales del entorno, particularmente del suelo, con repercusiones adversas para la salud humana y el ambiente.

Con base en lo anterior, y ante la inmensa superficie de zonas afectadas por la actividad humana, surge la necesidad de tomar acciones para controlar la dispersión de contaminantes y buscar su eliminación. En los últimos años se han desarrollado técnicas para la restauración de suelos, sin embargo, dado que cada sitio dañado constituye una problemática particular, se requiere (i) el establecimiento de criterios generales y (ii) el acopio de gran cantidad de información para decidir cómo controlar y eliminar los contaminantes para cada caso en particular.

En ausencia de normatividad nacional que establezca niveles de limpieza a alcanzar en los suelos contaminados, durante el saneamiento de los mismos, se habían venido utilizando las referencias internacionales disponibles. Lo anterior en virtud de que no existen criterios fundamentados para elegir entre un valor y otro, por lo que es difícil establecer si una concentración fijada antes de algún tratamiento es tan rigurosa que será difícil alcanzarla, o bien, es tan alta que aún representa un riesgo a la salud o el ambiente.

La experiencia documentada en la materia sugiere la necesidad de realizar estudios de evaluación de riesgo para cada caso particular; sin embargo, se enfrenta nuevamente la falta de una reglamentación propia que establezca un procedimiento uniforme para realizar dichos estudios.

De acuerdo con las antes expuesto, se formó en el año de 1998 un grupo de trabajo (GDT), compuestos por las siguientes instituciones: Procuraduría de Protección al Ambiente (PROFEPA), Instituto Nacional de Ecología (INE), Comisión Nacional del Agua (CNA), Gobierno del Distrito Federal (GDF), UNAM, CINVESTAV-IPN, ITESM y CINAM, cuyos principales objetivos de trabajo se enuncian a continuación:

- Redactar y presentar la política en la materia.
- Definir criterios, lineamientos y niveles de limpieza.
- Definir técnicas y métodos de análisis de laboratorio.
- Documentar métodos exitosos y no.
- Preparar y mantener el Registro de Restauraciones RDR.
- Definir programas de seguimiento posteriores al tratamiento.

Partiendo de estos objetivos, se formaron dos grupos en los cuales se lograron los siguientes avances:

**Primer Grupo III reunión GDT, 15 de abril de 1998.** En esta reunión, se consultaron las estadísticas realizadas por la PROFEPA a partir de 1997. Se pudo concluir que las sustancias que más frecuentemente estaban involucradas en emergencias o contingencias ambientales eran, en orden de ocurrencia son: petróleo crudo, combustóleo, diesel, gas LP, Amoníaco, gasolina nova y magna, ácido sulfúrico, cloro y aceites residuales.

Para la definición de los criterios interinos de limpieza, se tomaron como base cinco aspectos principales:

1. Dar énfasis a la presencia de compuestos químicos indicadores de toxicidad y su efecto en la salud, por ejemplo benceno para gasolinas e Hidrocarburos aromáticos polinucleares para diesel y residuos aceitosos.
2. Considerar la concentración de HC's como un parámetro de control en la restauración del suelo.
3. Aplicar criterios en función del uso del suelo (ver tabla 11.5)
4. Tomar como base las concentraciones alcanzadas en casos reales de restauración realizados en México, con la intención de evitar la aplicación de procedimientos agresivos al suelo y al ambiente en general.
5. El parámetro de control para la restauración de suelos contaminados con ácidos o álcalis será el pH.

Con base en lo anterior se establecieron los criterios interinos de limpieza para suelos contaminados que se presentan en la Tabla 12.14. Estos criterios deberán ser aplicados por pares según lo establecido en los puntos 1 y 2 de la definición de criterios, durante el procedimiento administrativo correspondiente. Lo anterior, obedecerá al resultado del análisis de evaluación de daños ambientales y de la propuesta de restauración para cada caso en particular.

**Tabla 11.6.** Criterios interinos de limpieza para suelos contaminados

NOMENCLATURA:	SUELO 1	SUELO 2	SUELO 3
Uso del suelo:	Agricultura Forestal Recreativo de Conservación	Residencial Comercial	Industrial
<b>CONTAMINANTE: (CONCENTRACIONES EXPRESADAS EN mg/kg, ppm)</b>			
<b>GASOLINA</b>			
HCs	200	200	500
Benceno*	20	20	50
Tolueno	40	40	100
Xilenos	40	40	100
<b>DIESEL</b>			
HCs	1,000	1,000	2,000
benzo(a)pireno*	0.08	0.08	0.80
benzo(a)antraceno*	0.80	0.80	8.0
benzo(b)fluoranteno*	0.80	0.80	8.0
benzo(k)fluoranteno*	8.00	8.00	80.0
criseno*	80.0	80.0	800.0
<b>RESIDUOS ACEITOSOS</b>			
HCRs	1,000	1,000	2,000
benzo(a)pireno*	0.08	0.08	0.75
benzo(a)antraceno*	0.80	0.80	7.5
benzo(b)fluoranteno*	0.80	0.80	7.5
benzo(k)fluoranteno*	8.00	8.00	75.0
criseno*	80.0	80.0	750.0

\*compuestos cancerígenos

**Segundo Grupo XXII reunión GDT, 5 de noviembre de 1999.** Se definieron los criterios internos para "Compuestos Inorgánicos Tóxicos", comúnmente conocidos como Metales Pesados; sin embargo, es pertinente aclarar que no todos ellos son metales propiamente hablando, por lo que se considera que se definen mejor a través de la característica tóxica y la naturaleza inorgánica que todos ellos comparten. Partiendo de lo anterior, se tomaron en consideración los siguientes aspectos:

1. Usos del suelo: se consideraron los mismos que para el primer grupo de criterios interinos: Residencial, Agrícola e Industrial; los límites para suelos agrícolas se consideraron más estrictos que para suelos de uso industrial.
2. En lo que se refiere a CIT's (metales pesados) se consideraron, en función de su riesgo, como totales y extraíbles. Los primeros son los que se cuantifican por digestión ácida de las muestras, mientras que los segundos, como su nombre lo indica, son aquellos que pueden ser extraídos por una solución con pH ligeramente ácido, simulando condiciones ambientales en caso de lluvia ácida. La fracción extraíble es la más riesgosa ya que podría ser arrastrada hacia el subsuelo y alcanzar los mantos acuíferos, que en muchos casos constituyen la fuente de abastecimiento de agua para consumo humano. También se considera a esta fracción extraíble como la más riesgosa debido a que es la que puede estar biodisponible. Estos procedimientos se mencionan en el método SW 846 de la EPA.
3. Debido a que los metales son constituyentes naturales del suelo, se consideró necesario incluir muestras limpias como "control o testigo", las cuales representarán el contenido natural del suelo. Estos resultados serán los "valores de fondo" de la zona de estudio, por lo que se debe tener especial cuidado de que guarden las características granulométricas, físicas y químicas más parecidas a las del suelo natural no contaminado.
4. Los valores de fondo de aquellos Inorgánicos Tóxicos que se encuentren de manera natural en los suelos a ser restaurados, en caso de existir, deberán ser considerados en la definición de los niveles de restauración correspondientes.

Las concentraciones que finalmente quedaron establecidas como Criterios Interinos de limpieza para CIT's (metales pesados) se presentan en la Tabla 11.7. Es necesario hacer notar que en la tabla solo aparecen los límites referidos a los metales totales, los extraíbles o biodisponibles serán determinados casuísticamente.

Tabla 11.7. Criterios Interinos de Restauración de suelos contaminados con Inorgánicos Tóxicos (Metales Pesados) y otros compuestos

CONTAMINANTE	USO RESIDENCIAL mg/kg (ppm)	USO AGRICOLA mg/kg (ppm)	USO INDUSTRIAL mg/kg (ppm)
Arsénico total	20	20	40
Bario total	750	150	1,500
Cadmio total	20	20	100
Cromo total	375	75	750
Mercurio total	20	20	100
Níquel total	150	75	700
Plomo total	200	100	1,500
Selenio total	20	20	100
Zinc total	800	300	1,500
Cianuro	50	5	500
Acritamida	0.2	0.02	2.4
Acritonitrilo	1.4	0.02	4.8
Plomo orgánico	0.5	0.1	1
Arominas y otros disolventes	40	40	100

## **Registro de Restauraciones**

Una de las principales consecuencias de los trabajos del GDT fue la creación y actualización constante, dentro de la PROFEPA, del Registro de Restauraciones (RDR), como un instrumento que permitirá controlar la aplicabilidad de los criterios interinos, su uniformidad, las restauraciones exitosas y las no exitosas, el volumen de suelo contaminado y el de suelo restaurado. Actualmente, la SEMARNAT, a través de la Dirección General de Manejo de Contaminantes, en cooperación con el Grupo de Trabajo antes mencionado es la encargada del Registro de Restauraciones (RDR). En resumen, permitirá conocer a detalle y de forma regular una restauración desde su inicio hasta su conclusión. Para realizar esta tarea, se seleccionaron los datos que debería incluir el Registro; datos que permitieran analizar el comportamiento de las actividades inherentes a la restauración, de un suelo contaminado:

- Número de Referencia o Control;
- Ubicación del siniestro;
- Empresa responsable de la contaminación;
- Empresa encargada de la restauración;
- Sustancia(s) involucrada(s);
- Cantidad derramada;
- Área o volumen de afectación;
- Uso del suelo;
- Concentración inicial del contaminante(s);
- Técnicas analíticas empleadas;
- Técnica(s) de restauración empleada(s);
- Tiempo de ejecución de la restauración;
- Límites de limpieza ordenados;
- Concentración final del contaminante;
- Niveles de fondo (en el caso de Inorgánicos Tóxicos (Metales Pesados))
- Situación actual; y
- Observaciones

Se decidió que, por comodidad y accesibilidad, el RDR incluyera, en un principio, las restauraciones de suelos contaminados a consecuencia de Emergencias Ambientales, Auditorías Ambientales y las notificadas voluntariamente. Se está trabajando para complementar la información referente a los suelos detectados durante las visitas de inspección y la correspondiente a los sitios abandonados, con el fin de que estos datos sean incluidos en el RDR.

Como se puede observar, los fines estadísticos e informativos que se persiguen con la creación de este registro son muy importantes dado que, por primera vez, se puede cuantificar: el volumen de suelo restaurado; el número de empresas que han restaurado con éxito; el número de las que no han logrado este objetivo; las técnicas que se han empleado en estas restauraciones y los métodos de laboratorio que se han instrumentado.

Es preciso hacer mención que el objetivo central de la sistematización de esta información es la retroalimentación principalmente a las áreas normativas de la SEMARNAT con el fin de la ulterior determinación de instrumentos normativos y operativos.

Al primer semestre del 2000, y con los datos que se han incluido, el Registro de Restauraciones consta de 155 (ciento cincuenta y cinco) restauraciones, de las cuales 86 (ochenta y seis) se encuentran concluidas y 69 (sesenta y nueve) en proceso. El volumen de suelo involucrado en las 155 restauraciones mencionadas es de 805,609 m<sup>3</sup>, que equivalen a más de 1'288,000 toneladas. Estas restauraciones han sido llevadas a cabo por 37 empresas, utilizando un total de 11 tecnologías genéricas o sus variantes. Conforme avance el proceso de registro y se afinen los procedimientos, estos volúmenes se verán sensiblemente incrementados. (ver capítulo 10)

Las actividades referentes a la Restauración de Suelos Contaminados y su correspondiente Registro se han venido adecuando debido a las circunstancias y decisiones que se han tomado en el seno del GDT desde su creación a la fecha.

Con la información contenida en el RDR hasta la fecha ya es posible construir una matriz que relacione cada una de las técnicas que han sido probadas, con los contaminantes que han sido removidos y con los varios tipos de suelos involucrados. Esta matriz puede servir como herramienta preliminar de toma de decisiones. Un uso extra propuesto es el de servir como referencia para las concentraciones de contaminantes que pueden ser alcanzados por los métodos probados, y para condiciones específicas. Es pertinente mencionar que el RDR también podría servir como referencia para los interesados cuando se quisiera consultar cuáles de las técnicas disponibles han demostrado su eficacia con anterioridad.

#### **11.4. TENDENCIAS.**

Como consecuencia de los cambios a nivel institucional realizados por parte de la SEMARNAT en el presente año en lo referente a las tecnologías de restauración de suelos contaminados, se vislumbra que partiendo del análisis caso por caso, las tecnologías futuras deberán ser planteadas como tecnologías combinadas, esto es aprovechar los tratamientos fisicoquímicos como pretratamiento, seguidos de una tratamiento biológico, o viceversa, esto es, para minimizar la afectación del suelo y de los mantos freáticos y minimizar la generación de residuos y de emisiones a la atmósfera. Un ejemplo puede ser la utilización combinada de la la extracción de vapores o bien el bioventeo con un tratamiento biológico, para lograr abarcar tanto los compuestos volátiles como los semivolátiles en la matriz del suelo. Las tecnologías que pueden tener un gran campo de aplicación en México son: los tratamientos biológicos como fitorremediación y la rizoremediación (restauración a nivel de la rizosfera) y la desorción térmica y la extracción de vapores en el caso de los fisicoquímicos.

## **11.5. COMENTARIOS.**

De las tablas anteriores en las que se plantea un análisis de las limitaciones, requisitos y tipos de contaminantes a tratar se desprende lo siguiente:

Las tecnologías de biorestauración son aplicables a la gran mayoría de compuestos orgánicos, como son hidrocarburos, especialmente compuestos solubles en agua y en niveles bajos de compuestos que pueden ser difíciles de remover por otros medios. No es aplicable a compuestos recalcitrantes (PAH mayores a 5 anillos), metales y compuestos que no son biodegradables. Tiene la ventaja de destruir al contaminante y en muchos casos no genera compuestos residuales.

En el caso de los tratamientos fisicoquímicos, su efectividad es limitada en el caso de compuestos orgánicos, tienen un mejor funcionamiento para metales, explosivos, compuestos recalcitrantes y compuestos radiactivos. Generalmente son utilizados como pretratamiento a tratamientos biológicos, ya que favorecen la biodegradación del contaminante.

Para todas las investigaciones y sitios a tratar, el perfil horizontal y vertical de la contaminación, la determinación de características de hidrogeológicas y geoquímicas del área deben ser determinadas tanto como sea posible. La información sobre el intervalo total y la diversidad de los contaminantes entre el sitio es crítica para la selección de la tecnología de tratamiento. Obtener esta información generalmente requiere la toma de muestra y la determinación de sus características físicas y químicas. Esto permite la optimización completa de todas las acciones de restauración seleccionadas, la máxima predicción de la efectividad de la restauración, los costos menores de restauración y estimaciones de los costos más reales. La práctica de la restauración ha dejado como enseñanza que entre mayores esfuerzos sean dedicados a la caracterización del sitio, mayor conocimiento se tendrá del problema de contaminación y la probabilidad de resolverlo será mayor. De lo anterior se concluye que el aspecto más importante durante la restauración de un sitio, es conocer la concentración mínima de contaminantes que se alcanza con la técnica de restauración elegida, la cual debe ser congruente con los límites de limpieza establecidos para el sitio en particular.

Por último, con la generación y actualización del Registro de restauraciones, tienen los siguientes beneficios:

- Procedimientos estandarizados
- Seguimiento
- Qué tan limpio es limpio
- Técnicas demostradas a nivel práctico
- Validación

## 12.0. CONCLUSIONES.

1. Es necesaria una revisión integral de la legislación ambiental del país en materia de restauración de sitios contaminados, particularmente en el caso de los suelos y los mantos freáticos.
2. Adicionalmente, se debe generar una cultura integral y eliminar el concepto de restauración "a fin de tubo", es decir, lograr una mejor eficiencia del proceso, reutilización de materiales, la creación de una nueva cultura ambiental entre los productores para reducir los posibles efectos al ambiente.
3. En el caso de las empresas que son fuentes potenciales de contaminación del suelo, se debe de dar una supervisión rigurosa y estricta, antes, durante y después de la restauración del sitio contaminado por parte de la autoridad correspondiente (SEMARNAT; PROFEPA) para evitar que se den tratos desiguales entre las empresas lo cual puede conllevar a ganancias de unos y pérdidas de otros.
4. Para lograr una selección adecuada de la tecnología de restauración de suelo, es conveniente de una caracterización completa del sitio, esto es, de la estructura física, química y biológica del suelo, la profundidad del manto freático y la delimitación de la pluma de contaminantes.
5. También es necesaria la determinación de la composición, edad, concentración, fases presentes y distribución de los contaminantes en el subsuelo, ya que las tecnologías basan su aplicabilidad al grupo de contaminantes para los cuales se diseñaron.
6. Para tal efecto, la planeación y selección de los programas de monitoreo son los factores limitantes en la selección de la tecnología a remediar. Ya que una caracterización no adecuada nos arrojaría datos falsos o incompletos que pueden verse reflejados en una limpieza inadecuada o por encima de los criterios de limpieza o bien que no sean tratados los contaminantes en su conjunto, haciendo incosteable su restauración.
7. Como medidas complementarias se deben determinar los riesgos potenciales del personal involucrado en las etapas iniciales de proceso de caracterización, en la puesta en marcha y en la clausura de la misma, con el objeto de implementar las medidas de seguridad e higiene a seguir para el personal que participara en dicho proyecto. Estas medidas representan un costo que debe ser contemplado en el costo final del proyecto.
8. Previo al montaje del tren de tratamiento seleccionado se deben de hacer las pruebas de tratabilidad, las cuales pueden ser a nivel laboratorio, a escala piloto o completa; esto sirve para determinar las condiciones de operación, su duración y el nivel de limpieza a alcanzar, el tipo de equipo requerido y el costo de su implementación, esto proporciona los criterios de ingeniería a seguir.
9. En México es necesaria la formación de especialistas de todos los campos de interés (geología, hidrología, biotecnología, biología, ingeniería ambiental, etc.) para formar grupos multidisciplinarios que permitan el desarrollo de nuevas tecnologías y la apropiación de las ya existentes para lograr revertir el problema de la contaminación.
10. En resumen, la restauración del sitio contaminado es función de las condiciones del lugar y que cada sitio debe ser considerado como un caso único, la elección de la metodología o de la tecnología de limpieza debe ser un trabajo multidisciplinario y requiere de la participación activa de todos los sectores involucrados: gobierno, iniciativa privada, grupos de investigación y desarrollo, organizaciones ecológicas, empresas prestadoras de servicios y colegios de profesionistas (por ejemplo, colegio de ingenieros civiles, de químicos, etc.).