



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES

ZARAGOZA

DISCUSIÓN DE LOS FENÓMENOS DE TRANSPORTE
EN UN SUELO CONTAMINADO POR BENCENO

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE
I N G E N I E R O Q U Í M I C O

P R E S E N T A

JOSÉ LUIS NAVA REBOLLAR

DIRECTOR DE TESIS
Dr. LUIS ANTONIO GARCÍA VILLANUEVA



MÉXICO, D.F. 2014



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

CONTENIDO

1	PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA	1
1.1	Objetivo general.....	3
1.2	Objetivos específicos.....	3
1.3	Alcances.....	3
2	ANTECEDENTES	4
2.1	Suelo.....	5
2.2	Formación del suelo.....	5
2.3	Horizontes.....	9
2.4	Propiedades físicas y químicas.....	10
2.4.1	Propiedades del suelo	10
2.4.2	Profundidad	10
2.4.3	Densidad.....	11
2.4.4	Porosidad.....	11
2.4.5	Permeabilidad	12
2.4.6	Materia orgánica.....	13
2.4.7	Textura	14
2.4.8	Clasificación del suelo	14
2.4.9	Zonas en el suelo	20
2.5	Contaminación del suelo	23
2.5.1	Origen inorgánico (metales pesados)	24
2.5.2	Origen orgánico (hidrocarburos hc).....	25
2.6	Suelos contaminados en México y el mundo.....	28
2.6.1	Fuentes de contaminación por hidrocarburos en México	29
3	LEGISLACIÓN PARA SUELOS CONTAMINADOS.....	31
3.1	Ley general de equilibrio ecológico y la protección al ambiente.....	32
3.2	Ley general para la prevención y gestión integral de los residuos	33
3.3	Reglamento de la ley general para la prevención y gestión integral de los residuos	33
4	EL BENCENO COMO CONTAMINANTE DEL SUELO.....	35
4.1	Comportamiento en el ambiente	36
4.2	Propiedades físicas y químicas del benceno.....	37
5	FENÓMENOS DE TRANSPORTE EN EL SUELO	43

5.1	Ecuación general de transporte para el suelo	45
5.1.1	Difusión	47
5.1.2	Advección	51
5.1.3	Sorción	52
5.1.4	Degradación	57
5.1.5	Volatilización.....	57
6	DISCUSIÓN DEL CASO DE ESTUDIO	59
6.1	Caso de estudio.....	60
6.1.1	Geomorfología regional.....	60
6.1.2	Hidrología del sitio.....	62
6.1.3	Climatología.....	64
6.1.4	Estratigrafía	64
6.2	Migración del benceno en el suelo	66
6.2.1	Zona no saturada.....	67
6.2.2	Franja capilar.....	68
6.2.3	Zona saturada	69
	CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.....	71
	GLOSARIO DE TÉRMINOS	73
	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	77

LISTA DE TABLAS

Tabla 2.1 Meteorización química de los minerales que comúnmente forman las rocas	8
Tabla 2.2 Clasificación de profundidades del suelo	11
Tabla 2.3 Conductividad hidráulica de suelos, K.....	13
Tabla 2.4 Clasificación de las partículas del suelo.....	14
Tabla 2.5 Superficies específicas de arcillas	18
Tabla 2.6 Capacidad de intercambio catiónico	19
Tabla 2.7 Fracciones del petróleo y sus derivados.....	26
Tabla 2.8 Hidrocarburos con un anillo de benceno	27
Tabla 2.9 Límites máximos permisibles para fracciones de hidrocarburos en suelos	28
Tabla 2.10 Límites máximos permisibles para hidrocarburos específicos en suelo	28
Tabla 3.1 Normas Oficiales Mexicanas.....	34
Tabla 4.1 Propiedades físicas del benceno	40
Tabla 5.1 Parámetros que influyen en el transporte de contaminantes en suelo.....	45
Tabla 5.2 Características fisicoquímicas para BTEX y gasolina comercial.....	58
Tabla 6.1 Presas, ríos y canales existentes en las zonas hidrológicas.....	63
Tabla 6.2 Descripción de estratos en el norte de la Ciudad de México	65
Tabla 6.3 Estratigrafía del suelo a una profundidad de 7.2 m	66

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1 Etapas de formación del suelo.....	7
Figura 2.2 Perfil general de un suelo.....	9
Figura 2.3. Triángulo de texturas	15
Figura 2.4 Zonas del suelo.....	22
Figura 5.1 Transporte por dispersión (“Fickiano”) en la medida que el agua fluye por un medio poroso como el suelo.....	49
Figura 5.2 Dispersión hidrodinámica.....	50
Figura 6.1 Cuenca de México en el pasado	61
Figura 6.2 La Cuenca de México hoy	62
Figura 6.3 Estratigrafía del sitio de estudio.....	67

1 PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

El sector industrial si bien ha generado un crecimiento significativo de las economías de los países, también es importante mencionar que como todo proceso industrial se tienen eventos como son, derrames o fugas por manejo inadecuado de hidrocarburos generando severas consecuencias ambientales, provocando un deterioro en el agua, aire y suelo. Lo anterior repercute directamente en la salud humana debido a la toxicidad de los componentes químicos que se manejan en la industria los cuales representan un riesgo (Alemán, 2009; Díaz, 2006).

La presencia de contaminantes en un suelo supone la existencia de efectos nocivos para el hombre, la fauna y la vegetación. Estos efectos tóxicos dependerán de las características toxicológicas de cada contaminante y de la concentración del mismo (Alemán, 2009).

En los estudios de contaminación, no basta con detectar la presencia de contaminantes sino que se deben definir los máximos niveles permisibles y además se deben analizar posibles factores que pueden influir en la respuesta del suelo a los agentes contaminantes, como son: vulnerabilidad, poder de amortiguación, movilidad, disponibilidad, persistente y carga crítica, que pueden modificar los denominados umbrales generales de la toxicidad para la estimación de los impactos potenciales y la planificación de las actividades permitidas y prohibidas en cada tipo de medio (Dorronsoro, 2009).

En México existe un gran número de sitios contaminados, principalmente con hidrocarburos del petróleo. Dichas sustancias, entre las cuales existe un grupo dentro de la fracción ligera que se conocen como BTEX, los que se encuentran en las gasolinas principalmente, son tóxicas para la salud humana ya que son mutagénicos y carcinógenos, entre los cuales el benceno es el de mayor riesgo (Alemán, 2009).

Las fuentes más importantes de contaminación del suelo por hidrocarburos en la Ciudad de México se encuentran las estaciones de servicio (gasolineras), así como las terminales de almacenamiento y reparto, las cuales generan sitios contaminados. (Alemán, 2009).

Es importante conocer las características físicas y químicas de un suelo que se ha impactado con benceno como son la porosidad, pH, humedad, temperatura, permeabilidad, textura y contenido de nutrientes con el objetivo de conocer el transporte del contaminante a través del medio poroso (Alemán, 2009).

Los suelos de la Ciudad de México son sedimentos heterogéneos, volcánicos, lacustres, con una proporción y variedad de microfósiles que adicionan compuestos solubles generados por la alteración de sus exoesqueletos y que forman parte de la microestructura del suelo. Esto influye de tal manera en su comportamiento que los suelos no pueden considerarse dentro de una clasificación simple (Díaz, 2006).

Un suelo puede cambiar sus propiedades fisicoquímicas al acumularse en él sustancias como hidrocarburos a unos niveles tales que repercuten negativamente en el comportamiento de los suelos. (Alemán, 2009)

1.1 OBJETIVO GENERAL

- Llevar a cabo la discusión de los fenómenos de transporte en un suelo contaminado por benceno, considerando las ecuaciones para un medio poroso.

1.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Discutir los fenómenos de transporte del benceno en el suelo considerando la bibliografía de los últimos diez años y los fundamentos de la teoría disponible en medios electrónicos e impresos.
- Realizar un análisis de los fenómenos de transporte para un suelo heterogéneo contaminado por benceno.

1.3 ALCANCES

- Para el caso de estudio se considera el suelo de la Ciudad de México.
- En la discusión de los fenómenos de transporte se consideran las tres zonas del subsuelo: zona no saturada, franja capilar y zona saturada.

2 ANTECEDENTES

2.1 SUELO

Se entiende por suelo la superficie emergida de la tierra que de alguna forma está sometida a la acción de los agentes climáticos y biológicos y, por supuesto, a una intervención masiva de las actividades humanas (Seoánez, 1999)

Es un cuerpo natural, producto de la interacción de los llamados factores formadores del suelo (clima, rocas, organismos, relieve, tiempo). Es una mezcla compleja de materiales inorgánicos (formada principalmente de arcillas, limo y arena). Está compuesto por sólidos, líquidos y gases, que se mezclan para formar capas diferenciales, resultado de las adiciones, pérdidas, transferencias y transformaciones de energía y materia a través del tiempo, y cuyo espesor puede ir desde la superficie terrestre hasta varios metros de profundidad (Sposito, 1989 citado en Volke *et al.*, 2005).

Constituye uno de los recursos naturales más importantes; sin él, la vida vegetal en la superficie no existiría y, en consecuencia, no se producirían alimentos para la vida animal ni para el humano. El suelo es un medio muy complejo, compuesto de tres fases principales; la sólida (50 %); la líquida, y la gaseosa (entre las dos últimas 50%) que está dispuesta en diferentes formas, tanto como macroscópico, como en el ámbito microscópico, para formar cientos de diferentes tipos de suelos conocidos en el mundo (Flores *et al.*, 2004).

2.2 FORMACIÓN DEL SUELO

Hasta hace un siglo, era común considerar al suelo como roca desintegrada, mezclada con materia orgánica descompuesta. Esta idea fue reemplazada, por el concepto de que los suelos eran más que roca meteorizada y que tenían perfiles, constituidos por horizontes relacionados genéticamente. En consecuencia, la antigua teoría sobre la formación del suelo, basada en la meteorización exclusivamente, resultó insuficiente y se necesitó una nueva teoría para explicar la formación del perfil del suelo y su diferenciación en horizontes (Durán y García, 2007).

La formación del suelo pasó a ser considerada como el producto de la meteorización, más ciertos cambios adicionales que se atribuyeron fundamentalmente, a la acción del clima y la vegetación, aunque la importancia del material madre del suelo, el relieve y el tiempo, no fueron ignorados (Durán y García, 2007).

Los suelos se forman a partir de una serie de interacciones entre la roca madre, cuyo papel es estático pero que sufre transformaciones provocadas básicamente por factores externos, el agua en sus diferentes estados, el aire, los seres vivos y la acción del hombre, si este participa con sus actuaciones (minería, agricultura, contaminación, etc.). Así pues la formación del suelo se puede expresar en muchos casos con la ecuación de Jenny en 1940:

$$S = f(cl, o, r, p, t) \quad \text{Ec. 2.1}$$

Donde:

“s” = Suelo

“f” = función

“cl” = clima

“o” = organismos vivos

“p” = roca madre

“t” = tiempo

Esta ecuación es muy importante pues representa que para una determinada combinación de los factores formadores sólo puede existir un tipo de suelo. Igualmente importante es que la magnitud de cualquiera de las propiedades del suelo, tales como pH, contenido en arcillas, porosidad, etc, está determinada por la combinación de estos factores formadores (Dorronsoro, 2009).

Para evaluar la influencia de cada factor formador en las propiedades del suelo, basta en teoría con mantener constantes todos los demás, (hecho que frecuentemente es difícil de encontrar en la práctica). Así para ver la importancia del tiempo, la ecuación fundamental quedaría así:

$S = f(t) \text{ cl, o, r, p;}$ siendo cl, o, r, p, = constantes.

Lo que quiere decir que la variación de cualquier propiedad del suelo depende exclusivamente del tiempo. Así, en el tiempo cero, suelo y material original se funden uno en el otro. Variando el tiempo irán apareciendo una serie de tipos de suelos, cada vez más evolucionados, cuyas propiedades serán una consecuencia directa de la edad y obtendríamos lo que se llama una cronosecuencia. Por otra parte, si aislamos el factor roca madre (y mantenemos constantes a todos los demás) tendríamos una litosecuencia. Aislando el factor relieve obtendríamos una toposecuencia o catena, si es el clima el único factor variable tenemos la climosecuencia y finalmente la acción de los organismos vendría representada en una biosecuencia (Dorronsoro, 2009).

La formación del suelo comienza a partir de las rocas de la superficie terrestre que se ven expuestas a condiciones diferentes a las que se formó la roca, que dan lugar a su alteración este conjunto de procesos se denomina meteorización; los fragmentos resultantes de esta alteración pueden quedar en el mismo lugar o ser arrastrados hacia otras zonas, en función de la topografía y entonces hablamos de erosión (Fernández, 2011).

El relieve es un factor importante en el proceso de formación del suelo, si la pendiente es elevada se infiltrará únicamente una pequeña cantidad del agua de lluvia, mientras si es una superficie llana la infiltración es mayor. Por ello los suelos evolucionados y bien desarrollados son exclusivos de las zonas llanas. Climas distintos originan suelos diferentes, los factores involucrados más importantes son: las precipitaciones, la evaporación y la temperatura; al incrementar esta aumenta la actividad bioquímica. El tiempo necesario para que se desarrolle un suelo varía en función del clima. En los climas cálidos y húmedos los distintos horizontes pueden llegar a desarrollarse en unas pocas decenas de años, sin embargo en los climas más secos pueden ser necesarios varios miles de años (Flores *et al.*, 2004).

Las transformaciones progresarán a medida que aumenta la población del suelo y pueden verse favorecidas por la penetración de las raíces de las plantas, que fragmentan las rocas, la actividad de los pequeños animales que remueven el terreno, y los microorganismos cuyo metabolismo es responsable de algunas reacciones químicas (Fernández, 2011; Artigas, 2003).

El predominio de la meteorización sobre la erosión produce un incremento de organismos sencillos, cuya actividad aumenta la materia orgánica del suelo y favorece la descomposición de la roca. A medida que progresa la alteración se puede considerar que se entra progresivamente en el ámbito de los denominados procesos edafológicos (procesos generadores del suelo), los materiales sueltos contienen cada vez mayor cantidad de agua y aire lo que facilita la invasión de otros organismos, tanto vegetales como animales (Fernández, 2011; Artigas, 2003).

El término meteorización comprende los procesos de transformación que experimentan los minerales y las rocas por acción de los agentes meteóricos: agua, aire, temperatura, agentes bióticos, etc. La meteorización de los minerales y rocas se refiere a los cambios en el grado de consolidación y composición que se producen en la corteza terrestre, en la esfera de influencia de los agentes atmosféricos e hidrosféricos (Artigas, 2003).

La meteorización física o desintegración es el cambio en el grado de consolidación de las rocas, es decir, el cambio desde un estado consolidado a otro no consolidado. Su mayor importancia radica en que lleva a los minerales y las rocas a un estado de mayor división que el estado inicial, aumentando la superficie activa de los mismos lo que a su vez acelera considerablemente las reacciones de descomposición. La desintegración tiene lugar por medio de agentes que actúan sobre la roca o que la mueven y la desgastan como se puede observar en la Figura 2.1 (Artigas, 2003).

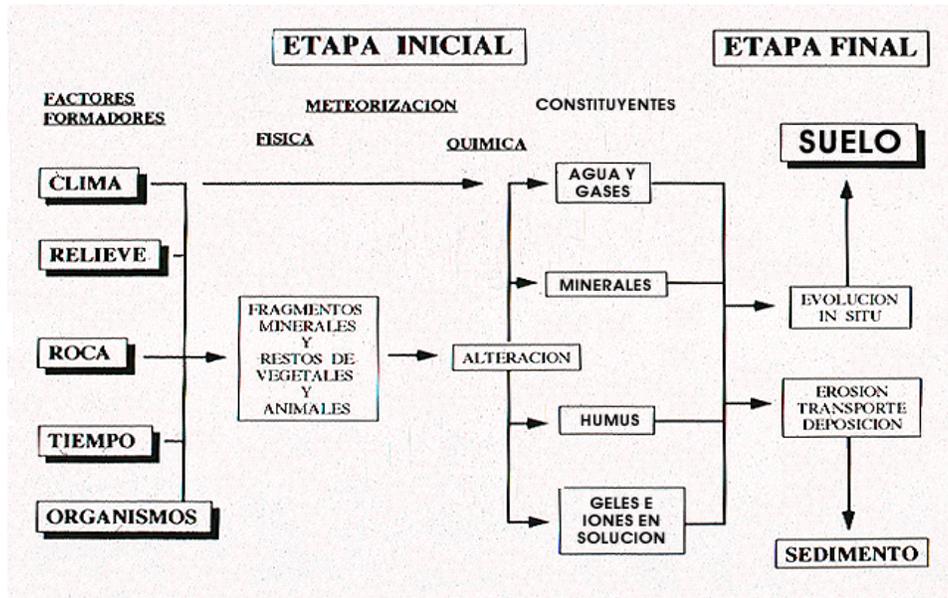


Figura 2.1 Etapas de formación del suelo.
Fuente. Dorronsoro 2009.

La meteorización química como su propio nombre lo indica, es un proceso predominantemente químico, integrado por un complejo de reacciones de hidrólisis, oxidación, hidratación y solubilización entre otras, en ella los minerales primarios se destruyen, al menos parcialmente, liberándose productos insolubles y solubles. Los insolubles se acumulan en el manto de alteración, en tanto que los solubles pueden ser lavados o pueden recombinarse en forma de nuevos compuestos minerales, tanto cristalinos como amorfos y generalmente con propiedades coloidales. En la Tabla 2.1 se muestran los más comunes (Artigas, 2003).

Tabla 2.1 Meteorización química de los minerales que comúnmente forman las rocas

Material que forma la roca	Composición química	Susceptibilidad a la meteorización química	Suelo derivado principal
Cuarzo	Dióxido de silicio	Altamente resistente	Grava, arena y partículas de limo
Ortosa	Aluminio-silicatos de potasio	Moderadamente susceptible	Partículas de mineral de arcilla de los grupos de la caolinita y la illita
Plagioclasa	Aluminio-silicatos de sodio y calcio		Partículas de mineral de arcilla de los grupos de la montmorilonita y la illita
Mica	Aluminio-silicatos de potasio, magnesio y hierro		
Hornablenda	Silicatos principalmente de magnesio y hierro		
Augita	principalmente de magnesio y hierro	Altamente susceptible	
Olivino			

Fuente. Berry y Reid, 1993

Los principales procesos de alteración progresan desde arriba hacia las zonas más profundas del suelo, la principal responsable es el agua de lluvia que se infiltra en el suelo y produce un lavado de materia orgánica, iones y coloides que se acumulan a distintas profundidades, lo que da lugar a la formación de franjas horizontales diferenciadas unas de otras y de distinta composición, que se denominan "horizontes" (Fernández, 2011).

2.3 HORIZONTES

El suelo está constituido por capas llamadas horizontes; el arreglo de los horizontes en el suelo se llama perfil edáfico. Los horizontes se definen como una capa de suelo aproximadamente paralela a la superficie, con características producidas por los procesos de formación, la textura, el espesor, el color, la naturaleza química y la sucesión de los diferentes horizontes que caracterizan un suelo y determinan su calidad (Miller, 1994 y Jaramillo, 2001 citados en Volke *et al.*, 2005)

Cada horizonte se caracteriza por tener diferentes propiedades como color, textura, estructura, espesor y composición (tipo de minerales y elementos químicos presentes), además de su consistencia y reacción. Todas estas propiedades son utilizadas para definir los tipos de horizontes, de los cuales se han identificado a la fecha seis, simbolizados con las letras mayúsculas O, A, E, B, C y R, Figura 2.2 (Miller, 1994 y Jaramillo, 2001 citados por Volke *et al.*, 2005). El espesor, presencia y composición de los horizontes varía en función del tipo de suelo y las condiciones climáticas



Figura 2.2 Perfil general de un suelo.
Fuente. Crosara, 2009

El horizonte A, comúnmente es una mezcla porosa de materia orgánica descompuesta (humus), organismos vivos y algunas partículas minerales. El horizonte E, es una capa mineral de color claro, en la que ocurren pérdidas de arcillas, minerales y cationes por lixiviación, generándose una acumulación de arena y limo. Los horizontes B (subsuelo) y C (material parental parcialmente descompuesto), son los que contienen la mayor parte de la materia inorgánica del suelo. El horizonte B contiene depósitos de arcillas y minerales (aluminio, óxidos de aluminio y carbonato de calcio) que recibe de las capas más superficiales por efecto de escurrimientos; el horizonte C en su mayor parte, es roca disgregada en forma de mezclas variables de arena, arcilla y grava, que contiene un mínimo de material orgánico; este horizonte, normalmente descansa sobre un lecho de

roca (material parental) denominado con la letra R , el cual no es considerado como suelo (Miller, 1994; Jaramillo, 2001 citado por Volke *et al.*, 2005)

Una unidad homogénea es aquella que tiene las mismas propiedades en todas las posiciones. Esto significa que la porosidad, conductividad hidráulica y otros parámetros son similares en cualquier posición dentro de la unidad geológica (Miller, 1994 y Jaramillo, 2001 citados por Volke *et al.*, 2005).

En formaciones heterogéneas las propiedades hidráulicas cambian espacialmente, cuando hablamos de la heterogeneidad de un material geológico, hablamos también de los cambios correspondientes a las propiedades del medio (Miller, 1994 y Jaramillo, 2001 citados por Volke *et al.*, 2005).

2.4 PROPIEDADES FÍSICAS Y QUÍMICAS

2.4.1 PROPIEDADES DEL SUELO

Las características físicas de un suelo en condiciones húmedas y secas, la capacidad de drenaje y de almacenamiento de agua, la plasticidad, la facilidad para la penetración de las raíces, la aireación, la retención de nutrimentos de las plantas, etc. están íntimamente conectados con la condición física del suelo, profundidad, textura, estructura, porosidad, permeabilidad, penetrabilidad, entre otros, son parámetros físicos que permiten evaluar las condiciones de aireación y drenaje (Porta-Casanellas *et al.*, 2003; FUNPROVER, 2009).

La composición química y la estructura física del suelo están determinadas por el tipo de material geológico del que se origina, por la cubierta vegetal, por el tiempo en que ha actuado el intemperismo (desintegración por agentes atmosféricos), por la topografía y por los cambios artificiales resultantes de las actividades humanas a través del tiempo (Sposito 1989, citado por Volke, 2005).

2.4.2 PROFUNDIDAD

La profundidad del suelo es muy importante porque de ella depende el volumen de agua que el suelo puede almacenar. Un suelo de textura y estructura uniforme de 0.60 m de profundidad puede almacenar doble cantidad de agua que un suelo de 0.30 de profundidad (FUNPROVER, 2009).

Con frecuencia, a mayor profundidad mayor densidad aparente y menor porosidad de tamaño medio y grande. En la Tabla 2.2 se muestran algunos parámetros de clasificación de la profundidad (FUNPROVER, 2009).

Tabla 2.2 Clasificación de profundidades del suelo

Clase	Profundidad (cm)	Descripción
1	0 – 30	Muy poco profundo
2	30 – 90	Somero
3	60 – 90	Profundidad moderada
4	90 – 120	Profundo
5	>120	Muy profundo

Fuente: FUNPROVER, 2009

2.4.3 DENSIDAD

La densidad aparente de un suelo es la relación que existe entre la masa o peso seco del suelo y la unidad de volumen aparente del mismo como se puede ver en la ecuación 2.2. El volumen aparente incluye a las partículas sólidas y el espacio poroso. Los suelos con valores de 1.1-1.3 gr/cm³ se consideran bajos; un suelo está compacto cuando poseen valores de densidad aparente mayores de 1.8 gr/cm³, (Van Deuren *et al.*, 1997).

$$\text{Densidad aparente} = \frac{\text{Masa del suelo}}{\text{Volumen total de la muestra}} \quad \text{Ec. 2.2}$$

La densidad real es la compactación del suelo es el incremento de la densidad aparente, que resulta de la aplicación de una carga o presión. Es la relación entre la masa seca de una porción de suelo (Ms), entre el volumen que ocupa (Vs) como se ve en la ecuación 2.3 (Van Deuren *et al.*, 1997).

$$\text{Densidad real} = \frac{\text{Masa del suelo (Ms)}}{\text{Volumen del suelo (Vs)}} \quad \text{Ec. 2.3}$$

2.4.4 POROSIDAD

Representa el porcentaje total de huecos que hay entre el material sólido de un suelo. Es un parámetro importante porque de él depende el comportamiento del suelo frente a las fases líquida y gaseosa, y por tanto vital para la actividad biológica que pueda soportar (Edafología, 2006).

Llámesse porosidad el volumen total de los poros en la unidad de volumen de suelo. La porosidad total se compone de la porosidad capilar y la porosidad no capilar. Dentro de los poros capilares por lo general hay aire y se encuentra agua retenida por las fuerzas del menisco (curva de la superficie de un líquido que se produce en respuesta a la superficie de su recipiente) (FUNPROVER, 2009).

Los suelos con porcentajes mayores del 70%, tienen una capacidad de porosidad excesiva, estos son suelos esponjosos, los suelos de porosidad excelente sus valores oscilan entre el 55-65% de porosidad son suelos bien cultivados, los suelos con porosidades menores de 50% tienen una porosidad no satisfactoria para la capa arable y valores de 40-25% poseen porosidad demasiado baja (FUNPROVER, 2009).

La porosidad n , se define como la relación entre el volumen de vacíos y el volumen total y es una expresión mediante la cual es posible determinar la cantidad de poros que contiene una muestra de suelo esto se observa en la ecuación 2.4 (Van Deuren, 1997).

$$n = \frac{\text{Volumen de espacios vacios}}{\text{Volumen total}} \quad \text{Ec. 2.4}$$

2.4.5 PERMEABILIDAD

La permeabilidad es la capacidad del suelo de adsorber y filtrar el agua que cae en la superficie. La primera fase de permeabilidad se caracteriza por el proceso de adsorción, cuando los poros se van llenando sucesivamente de agua. La adsorción excesiva de humedad prosigue hasta la plena saturación de agua del suelo. La segunda fase de permeabilidad se caracteriza por el movimiento gravitacional del agua dentro de los poros del suelo completamente saturado de líquido (FUNPROVER, 2009; Saval, 1995a; Volke, 2005).

La permeabilidad del suelo se mide en función del tiempo, lo que está relacionado con la saturación del suelo, el hinchamiento del coloidal y el cambio de su estado estructural. En los suelos plenamente saturados de agua, el valor de la permeabilidad que caracteriza el proceso de infiltración es más o menos constante. La permeabilidad depende de la composición química y mecánica, el estado estructural, porosidad, densidad y humedad del suelo. Los suelos arcillosos y arcillo-arenosos de estructura grumosa granular son resistentes al agua, así como los suelos arenosos y areno-arcillosos, se distinguen por su alta permeabilidad. Los suelos de estructura terronosa pulverulenta son de permeabilidad baja (Saval, 1995b; Volke, 2005).

En otras palabras la permeabilidad se define como la capacidad de un medio granular para transmitir cualquier fluido y en particular el coeficiente de conductividad hidráulica, K , es la capacidad del suelo para transmitir agua a través del mismo (Freeze y Cherry, 1979; Donado, 2004).

La conductividad hidráulica (K) es un parámetro importante para la modelación del movimiento de agua en suelos. Esta propiedad física debe conocerse si se quiere solucionar el problema de flujo. La conductividad hidráulica (K) es función de las propiedades del medio poroso y de las propiedades del fluido (superficie específica y porosidad del suelo, tortuosidad y grado de saturación y densidad y viscosidad del agua) (Donado, 2004).

La ley física que describe el movimiento del agua a través de suelos fue propuesta por Darcy en 1856. Darcy encontró que la velocidad del agua que fluye en un medio poroso es directamente proporcional al gradiente hidráulico causado por el flujo (Donado, 2004; Freeze y Cherry, 1979).

La expresión de la Ley de Darcy es:

$$q = -K * \left(\frac{dh}{dl} \right) \quad \text{Ec. 2.5}$$

Donde:

$q = Q/\text{sección}$ (es decir: caudal que circula por m^2 de sección)

$K = \text{Conductividad Hidráulica}$

$dh/dl = \text{gradiente hidráulico expresado en incrementos infinitesimales}$ (el signo menos se debe a que el caudal es una magnitud vectorial, cuya dirección es hacia los dh decrecientes; es decir, que dh es negativo y, por tanto, el caudal será positivo)

Como las unidades del caudal Q son L^3/T , la sección es L^2 , y dh y dl son longitudes se comprueba que las unidades de la conductividad hidráulica (K) son las de una velocidad (L/T) (Donado, 2004). En la Tabla 2.3 se presenta un ejemplo de los intervalos de conductividades hidráulicas por tipo de suelo.

Tabla 2.3 Conductividad hidráulica de suelos, K

Suelo	K (m/s)	Drenaje
Pizarra	$10^{-13} - 10^{-9}$	Muy pobre - pobre
Grava	$10^{-3} - 1$	Bueno
Arena Gruesa	$10^{-6} - 10^{-3}$	Bueno
Arena Media	$10^{-6} - 10^{-2}$	Bueno
Arena Fina	$10^{-7} - 10^{-4}$	Pobre - bueno
Arena Limosa	$10^{-6} - 10^{-3}$	Pobre - bueno
Limo, Loess	$10^{-3} - 10^{-5}$	Pobre - regular
Escurrimientos Glaciales	$10^{-12} - 10^{-6}$	Muy pobre - pobre
Arcilla Marina	$10^{-12} - 10^{-9}$	Muy pobre - pobre
Arcilla	$10^{-11} - 10^{-8}$	Muy pobre - pobre

Fuente: Freeze, R. A., et al., 1979

2.4.6 MATERIA ORGÁNICA

La materia orgánica se define como la suma de todos los materiales naturales encontrados en el suelo o en su superficie, independientemente de que se encuentren vivos, muertos o en descomposición (Van Deuren, 1997).

La materia orgánica disuelta, involucra a los compuestos orgánicos solubles en agua encontrados en la solución de suelo con tamaño menor a $0.45\mu\text{m}$ (azúcares, ácidos orgánicos, compuestos de origen biológico) (Van Deuren, 1997)

El humus se refiere al material orgánico que permanece en el suelo después de remover la materia orgánica disuelta. Los ácidos fúlvicos son materiales orgánicos solubles en soluciones alcalinas. Un suelo con alto contenido húmico, disminuye la movilidad de los compuestos orgánicos e inorgánicos debido a que quedan retenidos (Van Deuren, 1997).

2.4.7 TEXTURA

Los suelos son una mezcla de partículas minerales y orgánicas de diferentes formas y tamaños, su distribución por tamaño, considerándolos esféricas, se denomina textura (Edafología, 2006; FUNPROVER, 2009).

A veces el concepto textural se aplica a la totalidad del suelo pero en este caso se hace con referencia a una determinada zona del mismo, que si es utilizada con carácter taxonómico se establece sobre lo que se conoce como sección control, que varía con el tipo de suelo y la clasificación utilizada. Cuando se expresa con fines agronómicos, se utiliza el promedio de otra sección control que varía en función del tipo de cultivo, ya sea herbáceo o arbóreo, variando principalmente el límite inferior de la misma (Edafología, 2006; FUNPROVER, 2009).

2.4.8 CLASIFICACIÓN DEL SUELO

Se han propuesto varias y diferentes clasificaciones de las fracciones. Se citará dos de las más importantes, la establecida por el Departamento de Agricultura de U.S.A. (USDA) y la propuesta últimamente por la Sociedad Internacional de la Ciencia del Suelo (Rucks *et al.*, 2004).

En todas las clasificaciones de suelos la textura es un carácter ampliamente diferenciable utilizado para definir las clases de suelos a todos los niveles. Para su clasificación granulométrica, los suelos se clasifican de acuerdo al tamaño de partículas en cuatro componentes: gravas, arenas, arcillas y limos. Las gravas se componen de partículas con diámetros mayores a 2 mm, arenas son aquellas cuyos diámetros de partícula oscilan entre 0.05 y 2mm, los limos son aquellos con diámetros entre 0.002 y 0.05 mm y las arcillas que son todas las partículas con diámetros menores a .002 mm. Ver Tabla 2.4 Las cantidades relativas de cada tipo de partícula mineral determinan la textura de un suelo así como sus propiedades físicas y químicas y biológicas (Miller, 1994 y Van Deuren, 2002 citado por Volke, *et al.*, 2005).

Tabla 2.4 Clasificación de las partículas del suelo

Sistema del depto. de Agricultura de EE. UU.		Sistema Internacional
Fracción del Suelo	Diámetros límites en mm.	Diámetros límites en mm.
Arena muy gruesa	2.00 - 1.00	2.00 - 0.20
Arena gruesa	1.00 - 0.50	
Arena Media	0.50 - 0.25	
Arena fina	0.25 -0.10	0.20 - 0.002
Arena muy fina	0.10 - 0.05	0.02 - 0.002
Limos	0.05 - 0.002	
Arcilla	Menos de 0.002	Menos de 0.002

Fuente: Rucks et al., 2004

Todas las clasificaciones por tamaño, tienen en común el límite de dos micras (0.002 mm) para la fracción arcilla y difieren fundamentalmente en la subdivisión de la fracción arena (Rucks *et al.*, 2004).

Las definiciones de las clases texturales son el resultado de la experiencia y las investigaciones especiales para establecer los límites entre clases texturales, de tal manera que ofrezcan un buen uso en las interpretaciones de los suelos (Edafología, 2006).

El término textura se usa para representar la composición granulométrica del suelo. Cada término textural corresponde con una determinada composición cuantitativa de arena, limo y arcilla. En los términos de textura se prescinde de los contenidos en gravas; se refieren a la fracción del suelo que se estudia en el laboratorio de análisis de suelos y que se conoce como tierra fina. Los términos texturales se definen de una manera gráfica en un diagrama triangular que representa los valores de las tres fracciones. El triángulo de textura muestra los límites de arena, limo y arcilla contenido en las diferentes clases de suelos Figura 2.3 (Edafología, 2006).

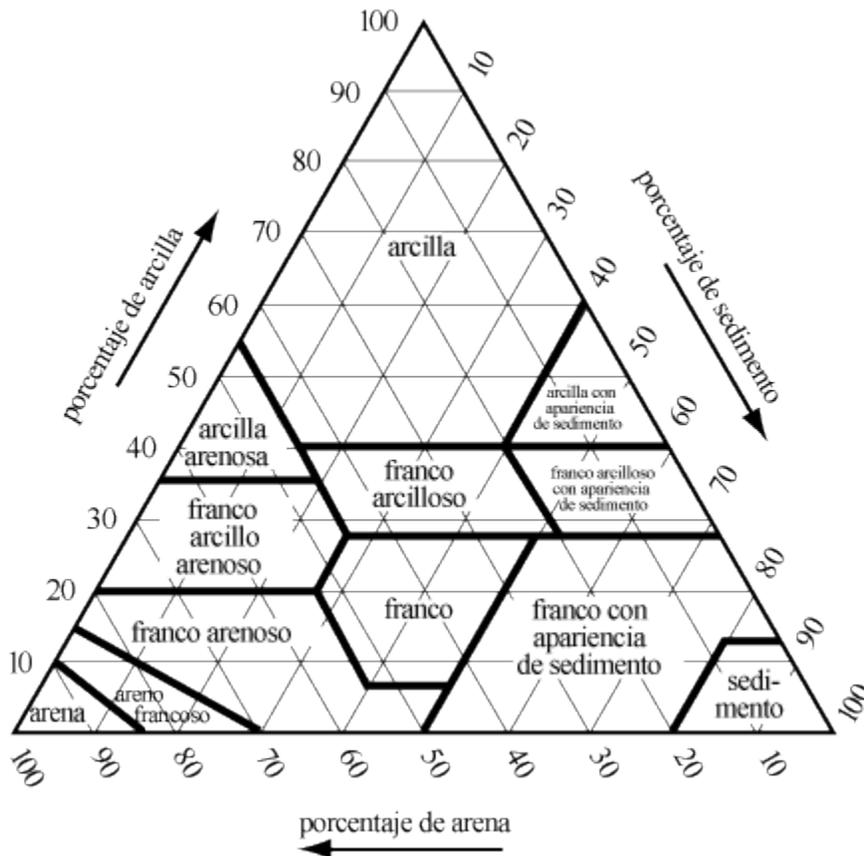


Figura 2.3. Triángulo de texturas
Fuente: Dorronsoro, 2009

Se utilizan cada vez más los diagramas triangulares, siendo el triángulo de referencia un triángulo equilátero, un lado del triángulo corresponde a la arcilla, el otro al limo y el tercero a la arena. Cada uno de sus lados se encuentra graduado de 10 en 10 y va de 0 a

100, y sobre la retícula se transporta la cantidad del elemento que representa. El interior del triángulo está dividido en casillas, cada una de ellas representa una clase textural de suelo caracterizado por las proporciones de los elementos dominantes (Crosara, 2009; Dorronsoro, 2009).

El método del triángulo textural se basa en el sistema que aplica el Departamento de Agricultura de los Estados Unidos (USDA) según el tamaño de las partículas, el diagrama reitera que en el suelo hay diferentes clases de partículas y existe una correlación entre la distribución de esta y las propiedades de los suelos (Dorronsoro, 2009).

La determinación de la textura consiste simplemente en indicar la proporción que ocupan: arena gruesa, arena fina, limo y arcilla. El suelo generalmente no presenta una sola fracción granulométrica, sino una mezcla de fracciones granulométricas en una determinada proporción. Para que un material sea considerado arenoso debe contener un 85% de arena, en cambio, un suelo arcilloso debe poseer más de 40 % de arcilla y menos de 45% de arena. Un suelo franco (menos de 52% de arena y entre 7 y 27 % de arcilla) se caracteriza por presentar una mezcla balanceada de partículas finas y gruesa, de tal manera de manifestar un equilibrio en sus propiedades cualitativas (Rucks *et al.*, 2004; Edafología, 2006).

Las propiedades de las partículas gruesas y finas del suelo difieren considerablemente, pero no hay una división natural marcada de ninguna clase de tamaño de partícula. Sin embargo, para propósitos prácticos se han establecido algunos límites. Comúnmente en los suelos se separan por lo menos tres clases por tamaño usualmente denominados arena, limo y arcilla. El procedimiento usado para medir la composición granulométrica es el análisis granulométrico. Los numerosos métodos de análisis están basados en el hecho de que la velocidad de caída de las partículas del suelo a través del agua aumenta con el diámetro de las mismas, o en una combinación de esta propiedad con el uso de tamices para separar las partículas gruesas (Rucks *et al.*, 2004).

2.4.8.1 Arenas

Normalmente la composición mineralógica de las fracciones arena y limo se considera separadamente de la fracción arcilla. Esta distinción resulta de las diferencias marcadas en composición mineralógica, y en consecuencia, los métodos usados para la determinación de la mineralogía de la arena y limo por un lado, y de la arcilla por otro (Rucks *et al.*, 2004, García y Suárez, 2009).

Las fracciones gruesas, arena y grava, cuando no están cubiertas de arcilla y limo carecen prácticamente de plasticidad y de tenacidad. Su capacidad de retener agua es escasa y debido a los grandes espacios entre sus partículas separadas, el paso del agua gravitacional es rápido. Facilita así el drenaje y el eficaz movimiento del aire. Los suelos en los que predominan la arena o la grava, por esto, son de carácter abierto poseen un buen drenaje. Las partículas de arena más bastas son, casi siempre fragmentos de roca, sobre todo de cuarzo, existiendo además cantidades variables de otros minerales primarios. (Rucks *et al.*, 2004; García, 2005).

2.4.8.2 Limos

El limo está constituido por materiales heredados o transformados pero no tienen carácter coloidal. Es una fracción donde las transformaciones son mayores y su composición mineralógica se parece a la de las arcillas. Son partículas monominerales en las que hay un alto contenido en filosilicatos de transformación o neoformación (Rucks *et al.*, 2004; Crosara, 2009).

Las partículas de limo tienden a ser irregulares, distintas en forma y raras veces lisas o pulidas. Son en su mayoría partículas microscópicas, siendo el cuarzo el mineral dominante. La fracción limo posee alguna plasticidad, cohesión y adsorción debido a una película de arcilla que recubre las partículas de la fracción, pero desde luego, en mucho menor grado que la propia fracción de arcilla. Sin embargo, suelos de textura fina pueden poseer buenas características de drenaje y aireación, si tienen una buena estructura. (Rucks *et al.*, 2004; García y Suárez, 2009).

A medida que las partículas minerales disminuyen de tamaño, aumenta su superficie específica y también su susceptibilidad a los procesos de alteración química. En consecuencia, las diferencias de estabilidad de los minerales serán un importante factor que determine el cambio en composición mineralógica con el tamaño de partícula. Estos cambios son particularmente marcados a medida que nos aproximamos al tamaño de la fracción arcilla (Rucks *et al.*, 2004; García y Suárez, 2009).

2.4.8.3 Arcillas

En esta fracción se encuentran generalmente diversos minerales secundarios. Convencionalmente se pueden clasificar en silicatos y no silicatos. Los silicatos incluyen la caolinita, montmorilonita, illita, vermiculita y alofán, entre otros. La variación que existe entre estos grupos de arcillas en plasticidad, cohesión, adhesión, capacidad de intercambio catiónico y otras propiedades es muy grande. Por eso, es un dato de considerable importancia el saber qué tipo de arcilla domina en un suelo o cuáles coexisten. Los no filosilicatos incluyen: cuarzo y otras formas de sílice (SiO₂); óxidos e hidróxidos de hierro, tales como hematita o goethita; óxidos e hidróxidos de aluminio tales como gibbsita; y carbonato de calcio. Parte del material mineral de la arcilla de los suelos es cristalino y parte amorfo (Rucks *et al.*, 2004; Juárez, 2005).

Propiedades fisicoquímicas de las arcillas

La superficie específica de una partícula, se define, como el total de superficie de partículas por unidad de volumen (m²/m³) o de masa (m²/gr), por lo que a menor tamaño de partículas, mayor será su superficie específica (Rucks *et al.*, 2004; García y Suárez, 2009).

La superficie específica o área superficial de una arcilla se define como el área de la superficie externa más el área de la superficie interna de las partículas de los constituyentes, por unidad de masa, expresada en m²/g (Rucks *et al.*, 2004; García y Suárez, 2009).

Las arcillas poseen una elevada superficie específica, muy importante para ciertos usos industriales en los que la interacción sólido-fluido depende directamente de esta

propiedad (García y Suárez, 2009; Juárez, 2005). En la Tabla 2.5 se muestran algunos ejemplos de superficies específicas de arcillas:

Tabla 2.5 Superficies específicas de arcillas

Arcilla	Superficie específica
Caolinita de elevada cristalinidad	15 m ² /g
Caolinita de baja cristalinidad	50 m ² /g
Halloisita	60 m ² /g
Ilita	50 m ² /g
Montmorillonita	80-300 m ² /g
Sepiolita	100-240 m ² /g
Paliogorskita	100-200 m ² /g

Fuente: García, 2005

Capacidad de intercambio catiónico

Es una propiedad fundamental de las arcillas la cual les permite cambiar los iones fijados en la superficie exterior de sus cristales, en los espacios interlaminares, o en otros espacios interiores de las estructuras, por otros existentes en las soluciones acuosas envolventes. La capacidad de intercambio catiónico (CIC) se puede definir como la suma de todos los cationes de cambio que un mineral puede adsorber a un determinado pH (Rosas, 2004).

Es el equivalente a la medida del total de cargas negativas del mineral. Estas cargas negativas pueden ser generadas de tres formas diferentes:

- Sustituciones isomórficas dentro de la estructura.
- Enlaces insaturados en los bordes y superficies externas.
- Disociación de los grupos hidroxilos accesibles.

El primer tipo es conocido como carga permanente y supone un 80% de la carga neta de la partícula; además es independiente de las condiciones de pH y actividad iónica del medio. Los dos últimos tipos de origen varían en función del pH y de la actividad iónica. Corresponden a bordes cristalinos, químicamente activos y representan el 20 % de la carga total de la lámina (García y Suárez, 2009; Juárez, 2005).

En la Tabla 2.6 se muestran algunos ejemplos de capacidad de intercambio catiónico (en meq/100g):

Tabla 2.6 Capacidad de intercambio catiónico

Arcilla	Capacidad de intercambio catiónico
Caolinita	3-5 meq/100g
Halloisita	10-40 meq/100g
Ilita	10-50 meq/100g
Clorita	10-50 meq/100g
Vermiculita	100-200 meq/100g
Montmorillonita	80-200 meq/100g
Sepiolita-Paliogorskita	20-35 meq/100g

Fuente: García, 2005

Capacidad de absorción

Algunas arcillas encuentran su principal campo de aplicación en el sector de los absorbentes ya que pueden absorber agua u otras moléculas en el espacio interlaminar o en los canales estructurales (sepiolita y paliogorskita) (García y Suárez, 2009).

La capacidad de absorción está directamente relacionada con las características texturales (superficie específica y porosidad) y se puede hablar de dos tipos de procesos que difícilmente se dan de forma aislada: absorción (cuando existe interacción de tipo químico entre el adsorbente, en este caso la arcilla, y el líquido o gas absorbido, denominado adsorbato) (García y Suárez, 2009).

La capacidad de adsorción se expresa en porcentaje de adsorbato con respecto a la masa y depende, para una misma arcilla, de la sustancia de que se trate. La absorción de agua de absorbentes es mayor del 100% con respecto al peso.

Hidratación e hinchamiento

La hidratación y deshidratación del espacio interlaminar son propiedades características de las esmécticas, y cuya importancia es crucial en los diferentes usos industriales. Aunque hidratación y deshidratación ocurren con independencia del tipo de catión de cambio presente, el grado de hidratación sí está ligado del catión interlaminar y a la carga de la lámina (García y Suárez, 2009; Dorronsoro 2009; Juárez, 2005).

La absorción de agua en el espacio interlaminar tiene como consecuencia la separación de las láminas dando lugar al hinchamiento. Este proceso depende del balance entre la atracción electrostática catión-lámina y la energía de hidratación del catión. A medida que se intercalan capas de agua y la separación entre las láminas aumenta, las fuerzas que predominan son de repulsión electrostática entre láminas, lo que contribuye a que el proceso de hinchamiento pueda llegar a disociar completamente unas láminas de otras (García y Suárez, 2009; Dorronsoro 2009).

Plasticidad

Las arcillas son eminentemente plásticas. Esta propiedad se debe a que el agua forma una capa envuelta sobre las partículas laminares produciendo un efecto lubricante que facilita el deslizamiento de unas partículas sobre otras cuando se ejerce un esfuerzo sobre ellas (García y Suárez, 2009; Dorronsoro 2009; Juárez, 2005).

La elevada plasticidad de las arcillas es consecuencia, nuevamente de su morfología laminar, tamaño de partícula extremadamente pequeño (elevada área superficial) y alta capacidad de hinchamiento (García y Suárez, 2009; Dorronsoro 2009; Juárez, 2005).

Generalmente, esta plasticidad puede ser cuantificada mediante la determinación de los índices Atterberg (Límite líquido, Límite plástico y Límite de retracción). Estos límites marcan una separación arbitraria entre los cuatro estados o modos de comportamiento de un suelo sólido, semisólido, plástico y semilíquido viscoso (García y Suárez, 2009; Dorronsoro 2009; Juárez, 2005).

La relación existente entre el límite líquido y el índice de plasticidad ofrece una gran información sobre la composición granulométrica, comportamiento, naturaleza y calidad de la arcilla. Existe una gran variación entre los límites de Atterberg de diferentes minerales de arcilla, e incluso para un mismo mineral arcilloso, en función del catión de cambio. En gran parte, esta variación se debe a la diferencia en el tamaño de la partícula y al grado de perfección del cristal. En general cuanto más pequeñas son las partículas y más imperfecta su estructura, más plástico es el material (García y Suárez, 2009; Dorronsoro 2009; Juárez, 2005).

2.4.9 ZONAS EN EL SUELO

La afectación de los acuíferos debido a la migración de los contaminantes desde la superficie del suelo y a través de los diferentes estratos del subsuelo representa un grave problema ya que se pierden fuentes de abastecimiento de agua, para uso de consumo humano (Saval *et al.*, 2004; Auge, 2006; Saval, 1995a).

De acuerdo con lo anterior, se presentan los conceptos básicos sobre el suelo y el agua subterránea que son indispensables para entender el movimiento del agua o de los contaminantes, a través de los estratos de suelo (Auge, 2006; Saval, 1995a).

La presencia de agua en el suelo se divide en dos grandes zonas: saturada y no saturada. En la primera, todos los poros están llenos de agua bajo presión hidrostática. La parte superior se limita por un estrato de baja permeabilidad o por una superficie límite de saturación y la parte inferior se limita por un estrato de baja permeabilidad como roca o lecho arcilloso. La segunda es la sección que se ubica inmediatamente por encima de la

superficie freática y en ella coexisten los 3 estados de la materia (sólido, líquido y vapor) (Auge, 2006; Saval, 1995b).

2.4.9.1 Zona no saturada

Se extiende desde la superficie del terreno hasta el nivel freático. Los poros no están saturados, es decir, están ocupados tanto por agua como por aire en función de las condiciones, en ella coexisten los 3 estados de la materia (sólido, líquido y vapor), el agua retenida, que puede ser agua de hidratación, de adhesión o capilar, se encuentra a una presión menor que la atmosférica. El agua no retenida se moverá gracias a la gravedad, y seguirá descendiendo y ocupando eventualmente los poros, grietas, y fisuras de los materiales, hasta alcanzar algún nivel inferior que sea impermeable o esté saturado (Hernández, 2002; Collazo y Montaña, 2012).

Dentro de la zona no saturada se pueden diferenciar tres subzonas:

Franja edáfica, es la subzona más superficial del suelo, caracterizada por que en ella una parte de las aguas infiltradas quedará retenida y adherida por fuerzas capilares al terreno, formando la humedad del suelo. El agua aquí contenida puede evaporarse volviendo a la atmósfera, o ser absorbida por los vegetales a través de sus raíces Figura 2.4 (Hernández, 2002; Collazo y Montaña, 2012).

La franja intermedia, en la que el agua se mueve por gravedad hacia las zonas inferiores. Tiene un espesor muy variable, desde algunos cientos de metros en el caso de zonas desérticas, a llegar incluso a no existir en el caso de niveles freáticos muy cercanos a la superficie Figura 2.4 (Hernández, 2002; Collazo y Montaña, 2012).

Franja capilar, está en contacto con la zona saturada, se caracteriza porque los estrechos conductos y oquedades situados entre los materiales, se mantienen ocupados por agua sujeta a fuerzas capilares, que asciende desde la zona saturada inferior a una altura tanto mayor cuanto sean estas fuerzas. Aunque esta zona está saturada de agua al igual que la zona de saturación que le sigue, hay una diferencia fundamental entre ambas: el agua de la franja capilar al estar sometida a fuerzas capilares no fluye en general mientras que en la zona saturada si lo hace al ser agua gravífica Figura 2.4 (Hernández, 2002; Collazo y Montaña, 2012).

El nivel freático, es el nivel a partir del cual los materiales se encuentran totalmente saturados de agua. Su profundidad es variable en función de las condiciones climáticas Figura 2.4 (Auge 2006; Saval, 1995a).

Después de precipitaciones abundantes, es decir en épocas de recarga subirá, acercándose cada vez más a la superficie o incluso situándose por encima de ella, lo que dará lugar a zonas encharcadas o pantanosas (Auge 2006; Saval *et al.*, 2004).

Por el contrario en épocas secas, o como consecuencia de extracciones abusivas, el nivel bajará progresivamente lo que se traducirá en desecación de humedades, fuentes, descenso de niveles de ríos y pozos, etc. (Auge 2006; Saval *et al.*, 2004).

Desde la superficie del terreno no es posible detectar la situación del nivel freático, salvo en los casos en los que corte o esté por encima de dicha superficie (zonas pantanosas,

lagos, fuentes). Sin embargo, se puede conocer de manera bastante aproximada a qué profundidad se encuentra, que coincidirá con la altura del agua de los pozos que existan en la zona, siempre que estén perforados en acuíferos libres, ya que los pozos son perforaciones en el subsuelo hasta alcanzar este nivel. (De hecho, etimológicamente nivel freático significa nivel de los pozos, ya que freatos=pozo, en griego) (Auge 2006).

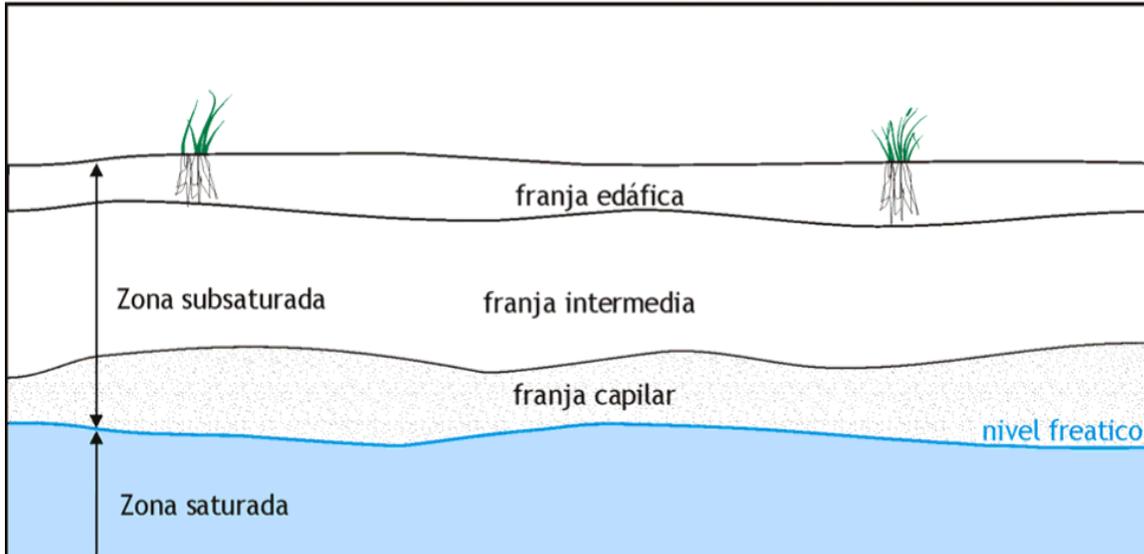


Figura 2.4 Zonas del suelo
Fuente: Auge 2006

El almacenamiento de agua va a estar condicionado por muchos factores, entre los cuales se encuentran, a la textura, que se puede definir como la proporción relativa de los componentes principales del suelo, que son arena, limo y arcilla. Dependiendo de la proporción relativa de estos elementos, se va a generar una porosidad que podríamos llamar característica. En los suelos arenosos, predominan los macroporos, por lo que el almacenamiento de agua es muy pobre. En los suelos arcillosos por el contrario, predominan los microporos, por lo que el almacenamiento de agua es abundante. Sin embargo, lo ideal sería contar con un suelo con una buena distribución de macroporos y de microporos (Hernández, 2002; Collazo y Montaña, 2012; Saval *et al.*, 2004).

2.4.9.2 Zona Saturada

En la zona saturada sólo se presentan los estados líquido (agua) y sólido (granos), se caracteriza porque los poros, grietas y fisuras de las rocas están completamente ocupados por agua, que se encuentra a una presión variable: igual a la atmosférica en el nivel freático, y progresivamente mayor a medida que se profundiza (Auge, 2006; Collazo y Montaña, 2012).

Su límite superior viene marcado por el nivel freático, y el inferior por los materiales impermeables a partir de los cuales se ha acumulado el agua (Auge, 2006; Collazo, Montaña, 2012).

Las aguas de esta zona son las que se consideran verdaderas aguas subterráneas. Han llegado aquí a partir de la infiltración de las aguas de lluvia, o de las aguas superficiales (deshielo, ríos, lagos). Una vez en esta zona y dependiendo de las condiciones, su flujo natural las llevará de nuevo a la superficie dando lugar a manantiales y fuentes, alimentando ríos, lagos y zonas húmedas, o descargando directamente en el mar. También si las condiciones lo permiten, pueden ser captadas en cantidades significativas para el consumo humano (Auge, 2006; Collazo y Montaña, 2012).

El agua contenida en la zona de saturación es de dos tipos. Una prácticamente inmóvil, está adherida a la superficie de los clastos con una fuerza superior a la de la gravedad que, generalizando, se le puede denominar película. La otra, que se dispone recubriendo a la película, es móvil bajo la acción gravitatoria, por lo que se llama agua gravitacional y dado que es la que se extrae en las obras de captación, resulta la más peligrosa como medio de transporte de eventuales contaminantes (Auge, 2006; Collazo y Montaña, 2012).

El desplazamiento de un contaminante en el agua está controlado por varios factores: la solubilidad, la reactividad con el agua y con el suelo, el tamaño molecular, la relación disolución - precipitación, la permeabilidad y porosidad del medio, la persistencia, la difusión molecular, la dispersión mecánica, etc (Auge, 2006; Collazo y Montaña, 2012).

El flujo en suelos saturados fue estudiado en detalle por el ingeniero francés Henry Darcy, quien luego de ser contratado por la ciudad de Dijon para que diseñara un sistema de filtros de arena para purificar el agua de la ciudad, presentó en 1856 una ecuación que describe el movimiento del agua en medios porosos, tales como el suelo saturado (Auge, 2006)

2.5 CONTAMINACIÓN DEL SUELO

Un suelo contaminado es aquel que ha superado su capacidad de amortiguación para una o varias sustancias, y como consecuencia, pasa de actuar como un sistema protector a ser causas de problemas para el suelo, agua, la atmósfera y los organismos (Aleman, 2009; Martínez *et al.*, 2005; Ortíz *et al.*, 2003).

La presencia de contaminantes en un suelo supone la existencia de efectos nocivos para el hombre, la fauna y la vegetación. Estos efectos tóxicos dependerán de las características toxicológicas de cada contaminante y de la concentración del mismo (Aleman, 2009; Martínez *et al.*, 2005; Ortíz *et al.*, 2003).

En los estudios de contaminación, no basta con detectar la presencia de contaminantes sino que se deben definir los niveles máximos permisibles y además se deben analizar posibles factores que pueden influir en la respuesta del suelo a los agentes contaminantes, como son: vulnerabilidad, poder de amortiguación, movilidad, disponibilidad, persistente y carga crítica, que pueden modificar los denominados umbrales generales de la toxicidad para la estimación de los impactos potenciales y la planificación de las actividades permitidas y prohibidas en cada tipo de medio (Dorronsoro, 2009; Aleman, 2009; Ortíz *et al.*, 2003).

La variedad y cantidad de productos contaminantes de un suelo pueden ser de origen orgánico e inorgánico, siendo los metales pesados e hidrocarburos los de mayor

presencia en el número de sitios contaminados (Alemán, 2009; Martínez *et al.*, 2005; Ortíz *et al.*, 2003).

2.5.1 ORIGEN INORGÁNICO (METALES PESADOS)

El término metal pesado, a pesar de ser ampliamente utilizado entre los profesionales y científicos, no tiene una base científica rigurosa o una definición química. Aunque muchos de los elementos que se enlistan en el término metal pesado tienen una gravedad específica mayor que cinco, existen diversas excepciones a esta regla (INECC, 2005a; Ortíz *et al.*, 2003).

Estrictamente, y desde el punto de vista químico, los metales pesados están constituidos por elementos de transición y post-transición incluyendo algunos metaloides como el arsénico y selenio. Estos elementos tienen una gravedad específica significativamente superior a la del sodio, calcio, y otros metales ligeros. Por otro lado, estos elementos se presentan en diferente estado de oxidación en agua, aire o suelo y presentan diversos grados de reactividad, carga iónica y solubilidad en agua (INECC, 2005a; Volke *et al.*, 2005).

Una forma opcional de nombrar a este grupo es como elementos tóxicos, los cuales, de acuerdo a la lista de contaminantes prioritarios de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (USEPA) por sus siglas en inglés, incluyen a los siguientes elementos: arsénico, cromo, cobalto, níquel, cobre, zinc, plata, cadmio, mercurio, titanio, selenio y plomo (INECC, 2005b).

Los metales pesados se encuentran en forma natural en la corteza terrestre. Estos se pueden convertir en contaminantes si su distribución en el ambiente se altera mediante actividades humanas. En general esto puede ocurrir durante la extracción minera, el refinamiento de productos mineros o por la liberación al ambiente de efluentes industriales y emisiones vehiculares. Además, la inadecuada disposición de residuos metálicos también ha ocasionado la contaminación del suelo, agua superficial y subterránea y de ambientes acuáticos (INECC, 2005b, Ortíz *et al.*, 2003).

Entre las principales fuentes de emisión de los metales de mayor preocupación en México se tiene:

Mercurio

- Actividades mineras de extracción de oro, plata y cobre.
- Fundición primaria y secundaria de metales.
- Producción de carbón y coque.
- Combustión de combustóleo y carbón en la generación de electricidad.
- Industria de cloro-sosa.
- Incineración de residuos peligrosos y biológicos infecciosos.

Plomo

- Fundición primaria y secundaria de metales.
- Loza vidriada

-
- Producción de pinturas
 - Elaboración de latas soldadas con plomo
 - Industria electrónica y de cómputo
 - Uso de gasolina con plomo

Cadmio

- Baterías Recargables de Níquel/Cadmio (Ni/Cd)
- Fertilizantes
- Pigmentos y Estabilizadores en Plástico y PVC
- Pigmentos en Pinturas
- Galvanización
- Catalizadores y Conservadores en la Industria del Plástico
- Elaboración de Pinturas
- Aleaciones

2.5.2 ORIGEN ORGÁNICO (HIDROCARBUROS HC)

Los hidrocarburos totales de petróleo están clasificados como contaminantes orgánicos, los que pueden ser de origen natural o antropogénico. Los compuestos orgánicos de origen natural resultan de la descomposición de tejidos de plantas y animales, y se denominan materias húmicas, ya que constituyen los componentes habituales de los suelos y aguas subterráneas. Las materias húmicas tienen una estructura compleja y son resistentes a transformaciones biológicas adicionales. Los suelos generalmente contienen menos del 3% de materias húmicas en peso y las aguas subterráneas normalmente contienen 5mg/l de materias húmicas totales. Los compuestos orgánicos de origen antropogénico son aquellos que son introducidos como resultado de cualquier tipo de actividad humana. Los procesos de combustión industrial que contribuyen con niveles mucho más altos debido principalmente al humo generado por carbón, combustibles fósiles y petróleo refinado, las descargas de aguas municipales, las actividades de transporte y los derrames son algunas de las principales fuentes de estos contaminantes (Eweis *et al.*, 1998).

En los combustibles existen hidrocarburos típicos, de aquí que cuando se detecta contaminación en suelos y acuíferos, estos se buscan como indicadores de la presencia de combustibles. Particularmente se buscan aquellos que por sus características puedan representar un riesgo a la salud de la población circundante. Estos son los hidrocarburos aromáticos mono y polinucleares, los cuales por naturaleza son tóxicos y varios de ellos han mostrado ser cancerígenos (Lesser y Saval, 2001).

Para el caso de la gasolina, los hidrocarburos indicadores son: benceno, tolueno, etilbenceno y xilenos; el benceno se encuentra entre 0.12% y 3.5% y el naftaleno entre 0.09% y 0.49%; el tolueno puede alcanzar porcentajes de hasta 21.8% (Lesser y Saval, 2001).

2.5.2.1 Fracciones del petróleo

Desde el punto de vista químico, los hidrocarburos que componen el petróleo crudo, se pueden agrupar en las siguientes series de hidrocarburos: parafinas, isoparafinas,

cicloparafinas o nafténicos, aromáticos, naftalenos o asfaltenos (Gooding, 2009, citado en Pons, 2010).

El petróleo es una mezcla de hidrocarburos, compuestos heterocíclicos, asfaltenos y resinas. Los hidrocarburos se encuentran en mayor proporción y tienen diversas conformaciones moleculares que corresponden a diversas entidades químicas. Incluye desde el más sencillo (metano) C1 a compuestos más complejos que pueden tener cerca de C100. El número de átomos de carbono es una función directa del peso molecular de un compuesto (Lesser y Saval, 2001).

Para la producción de combustibles, el petróleo crudo se somete a altas temperaturas mediante el proceso de “cracking”; cada combustible es una mezcla de gran cantidad de hidrocarburos. La gasolina contiene por lo menos 120 hidrocarburos, que destilan entre 30 y 225°C; el diésel tiene más de 140 hidrocarburos que destilan entre 180 y 350°C como se muestra en la Tabla 2.7 (Lesser y Saval, 2001)

Tabla 2.7 Fracciones del petróleo y sus derivados

	Producto	Intervalo de Temperatura Ebullición	Aplicaciones
Fracciones Ligeras	Gas de refinería	< 20 °C	Combustible para la refinería
	GLP	< 20 °C	Calefacción doméstica e industrial
	Gasolina	40 - 150 °C	Carburante para automóviles
	Nafta Pesada	150 - 200 °C	Materia prima para productos químicos, disolventes
Fracciones Medias	Queroseno	170 - 250 °C	Lámpara de alumbrado carburante para turborreactores
	Gas Oíl	250 - 320 °C	Carburante para motores diésel, calefacción doméstica
Fracciones Pesadas	Fuel Oíl ligero	340 - 400 °C	Combustible para buques, locomotoras, etc.
	Fuel Oíl Pesado	400 - 500 °C	Materia prima para lubricantes ceras, cremas y aceites
	Asfalto	> 500 °C	Pavimentación, techado, impermeabilización, etc.

Fuente: Lesser y Saval (2001)

Los hidrocarburos de petróleo también, se pueden clasificar en fracciones con base en lo establecido en la Norma Oficial Mexicana NOM-138-SEMARNAT/SS-2003.

Para la determinación de las diferentes fracciones de hidrocarburos se debe consultar la norma, donde se proporcionan las metodologías. Para la determinación tanto de los límites permisibles de hidrocarburos como de las metodologías, se recomienda estar actualizados con la legislación (NOM-138-SEMARNAT/SS-2003).

Hidrocarburos de fracción ligera. Son una mezcla de hidrocarburos cuyas moléculas contienen cadenas lineales entre cinco y diez átomos de carbono (C5 a C10) y puntos de ebullición entre 60 °C y 170 °C, estos son tóxicos, volátiles y no perduran en el ambiente, entre estos se encuentran los aromáticos como se puede ver en la Tabla 2.8

Tabla 2.8 Hidrocarburos con un anillo de benceno

Serie	Hidrocarburo	Fórmula
Aromáticos (1 anillo de benceno)	Benceno	C ₆ H ₆
	Tolueno	C ₆ H ₅ CH ₃
	Etilbenceno	C ₆ H ₅ CH ₂ CH ₃
	O-Xileno	o-(CH ₃) ₂ C ₆ H ₄
	m-Xileno	m-(CH ₃) ₂ C ₆ H ₄
	p-Xileno	p-(CH ₃) ₂ C ₆ H ₄

Fuente: Lesser y Saval (2001)

BTEX es un acrónimo de los compuestos químicos Benceno, Tolueno, Etilbenceno y Xileno, pertenecen a la categoría de contaminantes que se denominan compuestos orgánicos volátiles. Se consideran juntos porque suelen aparecer en derivados del petróleo como gasolina (Pons, 2010; Rosas, 2004).

Hidrocarburos de fracción media. Son una mezcla de hidrocarburos cuyas moléculas contienen cadenas lineales entre diez y veintiocho átomos de carbono (C10 a C18) y puntos de ebullición entre 170 °C y 430 °C (Pons, 2010).

Los hidrocarburos fracción pesada son una mezcla de hidrocarburos cuyo peso molecular es mayor a C18 (Pons, 2010).

En el suelo, la fracción de bajo (C5 – C9) y medio (C10 – C18) peso molecular, hidrocarburos aromáticos (1 anillo) se volatilizan o degradan con cierta facilidad, mientras que los de alto peso molecular; (C20 – C40), aromáticos (5 o 6 anillos), asfaltenos y resinas se degradan lentamente (Eweis *et al.*, 1998).

Los límites de limpieza para hidrocarburos en suelos dependerán de los criterios o normas vigentes. En la Norma Oficial Mexicana, NOM-138-SEMARNAT/SS-2003, se establecen los límites máximos permisibles de hidrocarburos en suelos ver Tabla 2.9

Tabla 2.9 Límites máximos permisibles para fracciones de hidrocarburos en suelos

Fracción de hidrocarburos	Uso del suelo predominante (mg/kg base seca)		
	Agrícola	Residencial	Industrial
Ligera	200	200	500
Media	1200	1200	5000
Pesada	3000	3000	6000

Fuente: NOM-138-SEMARNAT/SS-2003

Evaluación de la contaminación por contaminantes orgánicos

Un resumen de la evaluación de la contaminación por compuestos orgánicos se muestra en la Tabla 2.10, donde se indican los valores que se consideran límite para estos compuestos.

Tabla 2.10 Límites máximos permisibles para hidrocarburos específicos en suelo

Hidrocarburos específicos	Uso del suelo predominante (mg/kg base seca)		
	Agrícola	Residencial	Industrial
Benceno	6	6	15
Tolueno	40	40	100
Etilbenceno	10	10	25
Xilenos (suma de isómeros)	40	40	100

Fuente: NOM-138-SEMARNAT/SS-2003

2.6 SUELOS CONTAMINADOS EN MÉXICO Y EL MUNDO

La producción anual de petróleo en el mundo, asciende a más de dos mil millones de toneladas métricas; un 10 % de los productos finales, derivados del petróleo, contaminan ambientes marinos y terrestres (Fernández *et al.*, 2006 citado en Pons, 2010). Los suelos contaminados por derrames de petróleo crudo, son uno de los problemas ambientales de mayor preocupación en el mundo, debido a que los suelos presentan alteraciones en sus propiedades físicas y químicas causadas por este tipo de contaminación (Martínez y López, 2001, Corona e Iturbide, 2005 y Zavala-Cruz *et al.*, 2005 citados por Pons, 2010).

Un dato importante es que cerca del 5% de la producción mundial de petróleo es derramada al medio ambiente como resultado de fallas en el sistema de producción y el transporte (Echarri, 1998 citado en Marrufo, 2007). Los derrames ocasionados por transporte, se asocian a que éste se usa en lugares lejanos al sitio de extracción, por lo que se requiere mover a través de buques petroleros, pipas u oleoductos. Esta práctica está expuesta a accidentes, donde el petróleo es vertido o derramado al ecosistema,

presentándose una emergencia. Aunque, el porcentaje de petróleo vertido por transporte no constituye la mayor fuente de contaminación como en el caso de las refinerías, los desastres ambientales que originan son considerables llegando a ser irreversibles. (Echarri, 1998, IPIECA, 2006 citados en Marrufo, 2007).

Si bien, los derrames de petróleo se caracterizan por ser una masa densa que forma manchas las cuales cubren una gran extensión; la contaminación asociada a un derrame se debe analizar en función del ecosistema afectado y a los principales productos generados por el depósito o la degradación del petróleo (hidrocarburos totales de petróleo, HTP y Benceno-Tolueno-Xileno, BTEX). Por ejemplo, los productos de la combustión de los incendios de pozo o los productos químicos presentes en el lodo de perforación (Marrufo, 2007).

2.6.1 FUENTES DE CONTAMINACIÓN POR HIDROCARBUROS EN MÉXICO

La industria petroquímica en México se ha desarrollado aceleradamente, generando diversos satisfactores económicos. Sin embargo, su expansión y desarrollo también ha dado origen a graves problemas ambientales, derivados de emergencias ambientales, con graves repercusiones a la salud de la población y al equilibrio ecológico de los ecosistemas (Quadri, 1994; PROFEPA, 2002). Entre las causas que han generado este deterioro ambiental por la contaminación de cuerpos de agua y suelos a lo largo de todo el país, se encuentran las siguientes: (i) manejo inadecuado y abandono de materiales y residuos explosiones en instalaciones de alto riesgo; (iv) fugas en líneas de conducción y (v) derrames de hidrocarburos (CENAPRED, 2001; PROFEPA, 2002; SEMARNAT, 2005).

Dentro de los compuestos peligrosos más comúnmente involucrados en emergencias ambientales, se encuentran el petróleo y sus derivados (gasolinas, combustóleo, diesel), agroquímicos, gas LP y natural, entre otros (PROFEPA, 1999).

Las estadísticas oficiales de las emergencias ambientales por derrames de petróleo empezaron a registrarse en Tabasco en 1992. De acuerdo con lo reportado por la Procuraduría Federal de Protección al Ambiente (PROFEPA) durante el periodo de 1993 a 2009 ocurrieron en México 7998 emergencias ambientales, de las cuales 1315 (16.44 %) sucedieron en Tabasco. El 92.6 % de los derrames o fugas de petróleo se acumularon en el suelo debido principalmente a fugas de ductos (PROFEPA 2002). De acuerdo con datos publicados por el INEGI (2000), la superficie de suelo degradado por causas de contaminación en 1999 fue de 25,967 km².

Dentro de los contaminantes que se consideran prioritarios en México debido a su alta toxicidad y a su persistencia en el ambiente, se encuentran los siguientes: dioxinas, furanos, hexaclorobenceno, bifenilos policlorados (BPC), plaguicidas organoclorados, mercurio, plomo, cromo, cadmio, compuestos tóxicos atmosféricos e hidrocarburos poliaromáticos (HAP). De éstos, compuestos como los BPC se han almacenado en tambores que, en muchas ocasiones, han sido dispuestos clandestinamente. Por su parte, los HAP se encuentran como componentes de los hidrocarburos totales del petróleo (HTP) (PROFEPA, 2002).

En el inventario de residuos peligrosos de PEMEX en el 2001 reportan la generación de más de 270 mil toneladas de residuos peligrosos. Aproximadamente el 86 % del volumen total de estos residuos, corresponde a lodos y recortes de perforación (72 %), lodos

aceitosos (8 %) y aceites gastados (6 %). Con respecto a los derrames y fugas de hidrocarburos, PEMEX reporta que durante el año 2001 hubo un total de 8,031 toneladas de hidrocarburos (crudo, diésel y gasolina) derramados en su mayoría en suelo, en los cuatro sectores de ductos del país (PEMEX, 2001). Esta última cifra es importante, ya que de esta manera puede estimarse la magnitud de la contaminación en los sitios cercanos a los derrames.

Los productos combustibles como gasolina, diésel, combustóleo, gasóleo, gas avión y gas LP, son producidos y distribuidos en México por PEMEX. La distribución al menudeo de gasolina y diésel, se lleva a cabo en estaciones de servicio (gasolineras). Uno de los riesgos ambientales que involucra el manejo de estas estaciones y de las terminales de almacenamiento y reparto, son los derrames o fugas de combustibles, que provocan la contaminación de los sitios en donde se encuentran los tanques de almacenamiento (CENAPRED, 2001; Lesser y Saval, 2001).

Como se pudo ver en este capítulo, la ocurrencia de eventos en todo el mundo relacionados con derrames de petróleo y sus derivados, ha llevado a establecer una legislación y convenios que permiten regular las acciones a seguir cuando se presente una emergencia o desastre. La legislación y convenios nacionales e internacionales relacionados con este tema se muestran en el siguiente capítulo (Marrufo, 2007).

3 LEGISLACIÓN PARA SUELOS CONTAMINADOS

En la actualidad, la regulación y el control del manejo de los materiales peligrosos, los residuos peligrosos y las actividades altamente riesgosas en México es una competencia Federal a cargo de la Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales (SEMARNAT), a través de sus dos órganos desconcentrados el Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC) y la Procuraduría Federal de Protección al Ambiente (PROFEPA), así como de otras Secretarías con competencia en la materia entre las que destacan la Secretaría de Salud (SSA), de Trabajo y Previsión Social (STPS), de Comunicaciones y Transportes (SCT) y de Agricultura, Ganadería y Desarrollo Rural (SAGAR), en lo que concierne a los plaguicidas (INECC, 2005a).

La legislación ambiental se fundamenta en la Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos, de donde se desprenden las leyes, reglamentos y normas. Con la promulgación de la Constitución de 1917, surgió legalmente el derecho ambiental y del trabajo como una rama autónoma que fue ubicada dentro del derecho público. Y sus artículos de la constitución en los que se sostiene son:

En el artículo 4º se menciona el derecho de toda persona a la protección de su salud, señalando que el desequilibrio del ecosistema no afecte a la población y en especial al individuo.

El artículo 24º se refiere al uso de los recursos productivos, cuidando su conservación y el medio ambiente.

El artículo 27º incorpora el concepto de conservación de los recursos naturales, así como el de prestar atención a los centros de población para preservar y restaurar el equilibrio ecológico.

El artículo 73º menciona el aspecto de expedición de leyes en materia de protección al ambiente y de preservación y restauración del equilibrio ecológico.

A continuación se presenta las principales leyes que rigen en los Estados Unidos Mexicanos, de las cuales algunas legislan y regulan directamente actividades ambientales industriales (INECC, 2005; PROFEPA, 2004).

3.1 LEY GENERAL DE EQUILIBRIO ECOLÓGICO Y LA PROTECCIÓN AL AMBIENTE

Criterios vigentes para la prevención de la contaminación del suelo establecidos por la LGEEPA en 1988

Corresponde al estado y la sociedad prevenir la contaminación del suelo, deben ser controlados los residuos en tanto que constituyen la principal fuente de contaminación de los suelos.

Toda descarga, depósito o infiltración de sustancias o materiales contaminantes en los suelos se sujetará a lo que disponga la Ley, la Ley de Aguas Nacionales, sus disposiciones reglamentarias y las normas oficiales mexicanas que para tal efecto expida la Secretaría.

Criterios para la Prevención de la Contaminación del Suelo Establecidos por la LGEEPA Reformados en 1996

Es necesario prevenir y reducir la generación de residuos sólidos, municipales e industriales; incorporar técnicas y procedimientos para su reuso y reciclaje, así como regular su manejo y disposición final eficientes;

La utilización de plaguicidas, fertilizantes y sustancias tóxicas, debe ser compatible con el equilibrio de los ecosistemas y considerar sus efectos sobre la salud humana a fin de prevenir los daños que pudieran ocasionar.

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.

3.2 LEY GENERAL PARA LA PREVENCIÓN Y GESTIÓN INTEGRAL DE LOS RESIDUOS

Aspectos que cubre la Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos (LGPGIR) DOF 08-10-2003:

Obligaciones de responsables de la contaminación de un sitio o propietarios de un sitio contaminado, transferencia de sitios contaminados, casos de contaminación fortuita o accidental de sitios, identificación, inventario, registro y categorización de los sitios contaminados, programas de remediación, declaratorias de remediación, coordinación con la Secretaría de Salud.

Cabe mencionar que en esta ley, se analiza el concepto de “limpieza de un sitio contaminado” y se deja en su lugar el término “remediación”, que no contempla dejar “totalmente limpio” un sitio, y basta con establecer que los contaminantes presentes no rebasen los límites máximos permisibles estipulados por las Normas Oficiales Mexicanas.

3.3 REGLAMENTO DE LA LEY GENERAL PARA LA PREVENCIÓN Y GESTIÓN INTEGRAL DE LOS RESIDUOS

Aspectos que cubre el Reglamento de la LGPGIR (Procedimientos y autorizaciones para lograr fines):

Transferencia de sitios contaminados, caso de derrames, infiltraciones, descargas o vertidos accidentales (disposiciones comunes), programas de remediación, responsable técnico, estudios de caracterización, estudios de evaluación del riesgo ambiental, propuesta de remediación, procedimiento de remediación, declaratoria de Remediación

De estos reglamentos, surgen las siguientes normas que son las que rigen a nivel federal para las Auditorías Ambientales y en general para lo que es la Protección Ambiental, Seguridad Industrial y Salud Ocupacional. Las normas ambientales determinan los parámetros y límites máximos permisibles dentro de las cuales se garantizan las

LEGISLACIÓN PARA SUELOS CONTAMINADOS

condiciones necesarias para el bienestar de la población y la prevención de equilibrio ecológico y la protección al ambiente. Ver Tabla 3.1

Tabla 3.1 Normas Oficiales Mexicanas

NORMA	REFIERE
NOM-052-SEMARNAT-2005	Establece las características, el procedimiento de identificación, clasificación y los listados de los residuos peligrosos
NOM-138-SEMARNAT/SS-2003	Límites máximos permisibles de hidrocarburos en suelos y lineamientos generales para la caracterización y remediación de sitios contaminados por hidrocarburos
NOM-141-SEMARNAT-2003	Caracterización de residuos mineros (jales mineros)
NOM-147-SEMARNAT-2000	Límites máximos permisibles de metales pesados en suelos
NOM-133-SEMARNAT-2000	Protección ambiental-bifenilos policlorados (bpc)- especificaciones de manejo.
NMX-AA-132-SCFI-2006	Muestreo y caracterización de suelos contaminados por metales y metaloides
NMX-AA-134-SCFI-2006	Métodos analíticos para la determinación de hidrocarburos en suelos fracción pesada
NMX-AA-141-SCFI-2007	Métodos analíticos para determinar BTEX en suelos
NMX-AA-105-SCFI-2008	Métodos analíticos para la determinación de hidrocarburos en suelos fracción ligera
NMX-AA-145-SCFI-2006	Métodos analíticos para la determinación de hidrocarburos en suelos fracción MEDIA

Fuente: Secretaría de Economía, 2011

4 EL BENCENO COMO CONTAMINANTE DEL SUELO

El benceno se encuentra comúnmente en el ambiente, los procesos industriales representan la principal fuente de benceno en el ambiente. Los niveles de benceno en el aire se pueden incrementar por las emisiones provenientes de la combustión de carbón y petróleo, operaciones de desecho y almacenamiento de benceno, tubos de escape de vehículos automotores y vaporización en estaciones de gasolina. Debido a que el tabaco contiene altos niveles de benceno, el humo de los cigarrillos constituye otra fuente de emisiones. Las descargas industriales, la disposición de productos que contienen la sustancia y los derrames de gasolina provenientes de tanques subterráneos representan fuentes de emisiones de benceno al agua y al suelo (ASTDR, 2007).

4.1 COMPORTAMIENTO EN EL AMBIENTE

El benceno se puede transferir al aire desde del agua y el suelo. Una vez en el aire, el benceno reacciona con otros químicos y se descompone dentro de unos pocos días. En el aire se puede fijar a la lluvia o nieve y volver al suelo por deposición húmeda (ASTDR, 2007).

Aire

El benceno se libera a la atmósfera a partir de fuentes naturales, como emanaciones de petróleo crudo e incendios forestales, e industriales como tubos de escape, operaciones de abastecimiento de combustible a automóviles entre otros. Las emisiones de benceno más altas provienen de hornos operados con coque. Otras fuentes que contribuyen a las emisiones de benceno son los automóviles, la industria petroquímica, las plantas de tratamiento de aguas residuales y las industrias petroleras (ASTDR, 2007).

El benceno existe en la atmósfera en la fase vapor principalmente. El proceso de degradación más significativo de la sustancia es su reacción con los radicales hidroxilo presentes en la atmósfera (ASTDR, 2007).

Algunos de los productos de la reacción del benceno con el gas de monóxido de nitrógeno (nitrobenceno, o- y p- nitrofenol, y 2,4- y 2,6-dinitrofenol) pueden tener efectos potenciales adversos para la salud humana. La fotólisis directa del benceno en la atmósfera no es probable debido a que la sustancia no absorbe ondas de luz de longitud mayor a 260 nm (ASTDR, 2007).

Agua

El benceno se libera al agua a partir de aguas de desecho industriales tratadas y sin tratar, del lixiviado de rellenos de seguridad y otros suelos contaminados, fugas de gasolina de tanques subterráneos y por derrames accidentales durante el transporte marítimo de productos químicos. Sin embargo, la mayoría del benceno se biodegrada durante los procesos de tratamiento, una pequeña cantidad indeterminada se volatiliza y otra permanece inalterable. La descarga final de agua de desecho tratada libera benceno a los cuerpos naturales de agua (ASTDR, 2007).

El benceno es biodegradable en el agua superficial y subterránea. La degradación microbiana de la sustancia en ambientes acuáticos está influenciada por muchos factores como el oxígeno disuelto, los nutrientes, inhibidores, temperatura y pH. La biodegradación

ocurre, con vida media de 8 días, en el agua superficial que contiene nutrientes y microbios (ASTDR, 2007).

Suelo

Debido a su extrema volatilidad, los estratos superiores del suelo pierden considerables cantidades de esta sustancia, la que va a la atmósfera; en estratos más profundos del suelo, el benceno es relativamente móvil y puede infiltrarse, arrastrado por el agua, hasta las napas subterráneas; se acumula también en los lodos de clarificación (ASTDR, 2007).

En los cuerpos de agua superficiales y subterráneos y en el suelo, la descomposición se produce fundamentalmente por biodegradación (la aeróbica es más rápida que la anaeróbica). Los metabolitos en los mamíferos son: fenoles y compuestos relacionados (p.ej.: hidroquinona, pirocatecol). 33% de la descomposición aeróbica se cumple en las instalaciones de clarificación, en 12 horas; la descomposición aeróbica es escasa en comparación con su volatilización. La descomposición térmica se produce a 600 C en fase vapor; es poco probable que se produzca hidrólisis en condiciones normales (ASTDR, 2007).

4.2 PROPIEDADES FÍSICAS Y QUÍMICAS DEL BENCENO

Benceno

El benceno se aisló por primera vez en 1825 por Michael Faraday por condensación de una mezcla aceitosa obtenida del gas del alumbrado. La fórmula empírica del nuevo compuesto era CH. La síntesis de este compuesto se consiguió en 1834 por Eilhard Mitscherlich al calentar ácido benzoico, aislado de la goma de benjuí, en presencia de cal. En inglés benjuí es benzoin y como el nuevo compuesto derivaba de la goma de benjuí, al nuevo compuesto se le denominó en inglés benzene. (Rakoff, 1980; Morrison, 1998; Fessenden, 1982, Brewster, 1983, Brown, 2002)

En la última parte del siglo XIX se descubrieron muchos otros compuestos que parecían estar relacionados con el benceno pues tenían bajas relaciones hidrógeno/carbono y aromas agradables, razón por la cual se denominó a este grupo de compuestos como hidrocarburos aromáticos. El término aromático se aplica en la actualidad a una serie de compuestos cuya estabilidad y reactividad es semejante a la del benceno, independientemente de su olor. (Rakoff, 1980; Morrison, 1998; Fessenden, 1982, Brewster, 1983, Brown, 2002)

La estructura del benceno

La primera estructura para el benceno fue propuesta por el químico alemán Friedrich August Kekulé von Stradonitz (1829-1896) en 1865 y consistía en una mezcla en equilibrio de dos ciclohexatrienos, formados con enlaces sencillos y dobles alternados. En la estructura de Kekulé los enlaces sencillos serían más largos (1.47 Å) que los enlaces dobles (1.33 Å). Cuando se desarrollaron los métodos físicos de determinación estructural y se pudo medir la distancia de enlace C-C del benceno se encontró que todas las distancias eran iguales y median 1.39 Å, que es un promedio entre la distancia de un enlace doble (1.33 Å) y un enlace simple (1.47 Å) (Rakoff, 1980; Morrison, 1998; Fessenden, 1982, Brewster, 1983, Brown, 2002)

El benceno es, en comparación con los alquenos y los polienos, es un compuesto más estable, la estabilidad del benceno se puede explicar si se admite la deslocalización de la densidad electrónica asociada a los orbitales p. Las estructuras resonantes se diferencian en la distribución de la densidad electrónica pero no en la posición relativa de los átomos que las integran. En realidad el benceno es un híbrido de resonancia cuyos enlaces p están deslocalizados, con un orden de enlace de aproximadamente 1.5 entre los átomos de carbono adyacentes. Esto explica que las longitudes de enlace C-C en el benceno sean más cortas que las de los enlaces simples, pero más largas que las de los dobles enlaces. Como los enlaces p están deslocalizados en el anillo a menudo se inscribe un círculo en el hexágono, en lugar de trazar los enlaces dobles localizados. (Rakoff, 1980; Morrison, 1998; Fessenden, 1982; Brewster, 1983; Brown, 2002)

Por tanto, el benceno consiste en un anillo formado por seis átomos de carbono con hibridación sp^2 , enlazados entre sí mediante enlaces $s\ Csp^2-Csp^2$. Cada uno de los átomos de carbono se enlaza además a un átomo de hidrógeno mediante un enlace $s\ Csp^2-H1s$. Todos los enlaces C-C tienen la misma longitud y todos los ángulos de enlace son de 120° . Como los átomos de carbono presentan hibridación sp^2 , cada átomo de carbono tiene un orbital p perpendicular al plano del anillo que se solapa con los orbitales p de los carbonos contiguos para formar un círculo de densidad electrónica p por encima y por debajo del plano molecular. La representación del benceno como un hexágono regular con un círculo en el centro evoca el solapamiento cíclico de los seis orbitales $2p$. (Rakoff, 1980; Morrison, 1998; Fessenden, 1982; Brewster, 1983; Brown, 2002).

Producción

En la actualidad, el benceno se recupera de las fuentes de carbón y petróleo. La gran mayoría del benceno producido en el mundo se deriva de las industrias petroquímicas y de refinación de petróleo. Estas fuentes incluyen corrientes de refinerías (reformado catalítico), pirolisis de gasolina e hidrodealquilación de tolueno; no obstante, el reformado catalítico constituye su mayor fuente de producción. Durante este proceso, las cicloparafinas (también conocidas como "naftenos") como el ciclohexano, metil ciclohexano y el dimetil ciclohexano se convierten a benceno mediante isomerización, deshidrogenación y desalquilación y las parafinas se convierten a benceno por ciclodeshidrogenación. Las condiciones del proceso y el catalizador determinan cuál reacción predomina. De estas corrientes, el benceno se recupera mediante extracción con un solvente (tetra etilen glicol). (Rakoff, 1980; Morrison, 1998; Fessenden, 1982)

Para la obtención de benceno a partir de gasolina, se emplea un tipo de gasolina subproducto obtenido del craqueo de parafinas o hidrocarburos pesados. La gasolina de pirolisis contiene hidrocarburos alifáticos insaturados (como etileno y propileno) y aromáticos. Se encuentran disponibles muchos procesos de tratamiento de gasolina de pirolisis, incluyendo la hidrogenación parcial y la destilación extractiva; hidrogenación, hidrosulfurización y extracción con un solvente; o hidrogenación parcial, desulfurización, hidrocrackeo hidrodesalquilación y destilación para la optimización del rendimiento del benceno y la recuperación del mismo. (Rakoff, 1980; Morrison, 1998; Fessenden, 1982)

En la producción de benceno, también se usa la transalquilación del tolueno. Se producen pequeñas cantidades de benceno mediante la destilación destructiva del carbón usado en la producción de coque. (Rakoff, 1980; Morrison, 1998; Fessenden, 1982)

Aplicaciones y usos

Se ha utilizado el benceno como solvente en la industria farmacéutica y química, como material de inicio e intermedio en la síntesis de diversos químicos y como aditivo de gasolina. Los principales usos del benceno son en la producción de etilbenceno, cumeno y ciclohexano. También se usa en la fabricación de tinturas, detergentes, explosivos, caucho, plásticos y productos farmacéuticos. (ASTDR, 2007).

Propiedades del benceno

Fórmula Molecular: C_6H_6

Estructura Molecular:



CAS: 71-43-2

Número UN: 1114

Clase de Riesgo Primario UN: 3

Descripción

A temperatura ambiente, el benceno es un líquido incoloro o amarillo claro con olor dulce y aromático; Es altamente inflamable. Se volatiliza muy rápido en el aire y se disuelve poco en agua por sus características no polares, aunque es muy soluble en la mayoría de solventes orgánicos. Debido a su volatilidad, puede esparcirse por el aire hasta cualquier fuente de ignición distante (Rakoff, 1980; Morrison, 1998; Fessenden, 1982, Brewster, 1983, Brown, 2002).

El benceno está presente en el aire, agua y suelo, y como su densidad es menor a la del agua, en medio acuático, permanece en la superficie de ésta. El benceno que se encuentra en el ambiente proviene tanto de procesos naturales como de actividades humanas. Las fuentes naturales incluyen volcanes e incendios forestales; el benceno también es componente natural del petróleo crudo y la gasolina además del humo de cigarrillos. La mayoría de las personas pueden percibir el olor del benceno en el aire a concentraciones de 1.5 – 4.7 ppm y percibir su sabor en el agua a 0.5 – 4.5 ppm (Rakoff, 1980; Morrison, 1998; Fessenden, 1982, Brewster, 1983, Brown, 2002).

Composición de los ingredientes

El benceno comercial 535 refinado es libre de sulfuro de hidrógeno y dióxido de azufre, pero contiene un máximo de 1 ppm de tiofeno y un máximo de 0.15% de no aromáticos.

EL BENCENO COMO CONTAMINANTE DEL SUELO

El benceno de grado de nitración es libre de sulfuro de hidrógeno y dióxido de azufre. También se encuentra disponible comercialmente libre de tiofeno, 99% molar, 99.94% molar (Rakoff, 1980; Morrison, 1998; Fessenden, 1982, Brewster, 1983, Brown, 2002).

Propiedades físico-químicas

El benceno es una sustancia altamente inflamable, y sus vapores forman mezclas explosivas con gran facilidad. Cuando se quema benceno, se liberan vapores y gases tóxicos como Monóxido de Carbono, entre otros. La sustancia ataca algunas formas de plástico, cauchos y recubrimientos. (OSHA, 1988)

En la siguiente Tabla 4.1 se muestran las principales propiedades físicas del benceno.

Tabla 4.1 Propiedades físicas del benceno

Propiedad	Valor
Peso Molecular (g/mol)	78,11
Estado Físico	Líquido
Punto de Ebullición (°C)	5,5
Punto de Fusión (°C)	80,1; 760 mmHg
Presión de Vapor (mmHg)	75; 20 °C
Gravedad Específica (Agua = 1)	0,8787
Densidad del Vapor (Aire = 1)	2,7
pH	No Reportado
Solubilidad en Agua (% peso)	Insoluble
Koc	60 - 83
Constante de la Ley de Henry	$5,5 \cdot 10^{-3}$ atm/m ³ *mol
Límites de Inflamabilidad (% vol)	1,2 - 7,8
Temperatura de Autoignición (°C)	498
Punto de Inflamación (°C)	-11; copa cerrada

Fuente: Rakoff, 1980; Morrison, 1976; Morrison, 1998; Brewster, 1983; Brown, 2002.

Coeficiente de partición del carbono orgánico (Koc)

Como parte de la interacción entre los contaminantes derramados y el suelo que los contiene, cabe destacar la importancia de los llamados coeficientes de reparto o coeficientes de partición, que son constantes empíricas que describen la forma en que se distribuyen un contaminante en dos medios de diferente naturaleza. A continuación se describirán algunos de estos coeficientes.

El coeficiente de partición (suelo/agua) del carbono orgánico (Koc) o coeficiente de partición suelo/agua, es la medida con que un compuesto orgánico es absorbido por los componentes del suelo. El coeficiente Koc es particular para cada contaminante y no depende de las propiedades del suelo (ASTDR, 2007).

Incompatibilidades

El benceno reacciona de forma explosiva con oxidantes fuertes como percloratos, Ácido Nítrico, Cloro, Bromo con Hierro, Oxígeno y muchos fluoruros (Rakoff, 1980; Morrison, 1998; Fessenden, 1982, Brewster, 1983, Brown, 2002).

Efectos sobre la salud

La absorción, distribución, metabolismo y excreción del benceno se ha investigado de forma extensa, tanto en animales como en humanos. El benceno se absorbe rápidamente por ingestión y por inhalación. La absorción por contacto con la piel también es muy rápida, pero se considera inferior debido a la rápida volatilización del benceno en contacto con el aire. El benceno se distribuye rápidamente a través del cuerpo después de cualquier tipo de exposición o contacto con la sustancia y se observa acumulación en los tejidos grasos (ASTDR, 2007; EPA, 2002).

Respirar niveles de benceno muy altos puede causar la muerte, mientras que niveles moderados pueden causar somnolencia, mareo, aceleración del ritmo cardiaco, dolor de cabeza, temblor, confusión y pérdida del conocimiento. Comer o tomar altos niveles de benceno puede causar vómitos o irritación del estómago, mareo, somnolencia o convulsiones; en casos severos se presenta aceleración del ritmo cardíaco y la muerte. (ASTDR, 2007; EPA, 2002)

El efecto principal de la exposición de larga duración (365 días o más) al benceno se presenta en la sangre. Produce efectos nocivos en la médula ósea y puede causar una disminución en el número de glóbulos rojos, lo que conduce a la generación de anemia. El benceno también puede producir hemorragias y daño al sistema inmunológico, aumentando así las posibilidades de contraer infecciones. (ASTDR, 2007; EPA, 2002)

Inhalación

La principal ruta de exposición a benceno generalmente ocurre por inhalación directa o de materiales que contienen benceno. Una exposición corta a concentraciones muy altas (10000 – 20000 ppm) puede causar la muerte. Bajos niveles de benceno (700 – 3000 ppm) pueden provocar somnolencia, mareo, incremento del ritmo cardiaco, dolor de cabeza, temblores, confusión e inconciencia. En la mayoría de los casos, los síntomas desaparecen al dejar de respirar la sustancia y respirar aire fresco. (ASTDR, 2007; EPA, 2002)

Contacto piel y ojos

El contacto con la piel, además de contribuir con la sintomatología presentada por la exposición por inhalación, causa enrojecimiento de la piel y generación de úlceras. El contacto de benceno con los ojos causa irritación general y daño en la córnea. (ASTDR, 2007; EPA, 2002)

Ingestión

El consumo de alimentos o bebidas que contengan altos niveles de benceno puede causar vómito, irritación del estómago, mareo, somnolencia, convulsiones, incremento del ritmo cardíaco, coma e incluso la muerte. No se conocen los efectos causados en la salud debido al consumo de alimentos o bebidas con niveles bajos de benceno durante largos periodos de tiempo. (ASTDR, 2007; EPA, 2002)

Efectos crónicos

Una exposición crónica a benceno en el aire puede causar cáncer de los órganos productores de sangre; esta condición se denomina leucemia. Se ha asociado la exposición a esta sustancia con un tipo de leucemia en particular llamado Leucemia Aguda Aplásica (AML). No se conocen los efectos en la salud presentados después de una exposición crónica a comida y agua contaminada con benceno. (ASTDR, 2007; EPA, 2002)

Se ha reportado que exposiciones crónicas a benceno producen anomalías neurológicas que sugieren que la sustancia puede inducir efectos tóxicos en el sistema nervioso, involucrando los nervios secundarios o la columna vertebral.

Tanto la Agencia Internacional de Investigación en Cáncer (IARC) como el Departamento de Salud y Servicios Humanos de los Estados Unidos (DHHS) han determinado que el Benceno es un reconocido carcinógeno en seres humanos. La exposición de larga duración a altos niveles de Benceno en el aire puede producir leucemia que consiste en un tipo de cáncer a los tejidos que fabrican las células de la sangre. La exposición a Benceno puede ser perjudicial para los órganos reproductivos, aunque no se conocen los efectos de dicha exposición en el desarrollo fetal en mujeres embarazadas y en la fertilidad de los hombres. (ASTDR, 2007).

Análisis de Benceno en muestras ambientales

Se cuenta con métodos para determinar benceno en el aire (ambiente, ocupacional e industrial), agua, sedimento, suelo, alimentos, humo de cigarro, gasolina, en combustibles para avión. La mayoría de ellos involucra la separación por CG con DIF, DFI, SM, además de CLAR/UV y espectrometría. El método analítico utilizado para mayoría de las muestras ambientales es la cromatografía de gases con detector de masas y de ionización de flama. Las normas y reglamentos que establecen los límites de exposición para el benceno están elaboradas por agencias de reconocimiento internacional como, IARC, EPA, etc. (ASTDR, 2007),

***5 FENÓMENOS DE TRANSPORTE EN EL
SUELO***

Cuando un contaminante es liberado al medio existe la posibilidad de que ocurran varios procesos de transporte, transformación y/o acumulación. La comprensión de los procesos involucrados en el transporte de contaminantes en el medio, incluido las transformaciones que los contaminantes sufren en dichos procesos, permite además de evaluar el grado de exposición del receptor, conocer el impacto que tendrá dicha liberación sobre los compartimientos agua, aire y suelo y constituye un elemento clave para diseñar los programas de monitoreo y control (Martínez *et al.*, 2005; Rosas, 2004; Saval, 1995a).

Para determinar el comportamiento de un contaminante una vez que es liberado al medio es necesario conocer las propiedades fisicoquímicas del contaminante y su comportamiento ambiental, así como las características del medio físico donde se ubica la fuente y el receptor. Algunos de los procesos que se desarrollan en el medio, una vez que es liberado el contaminante, pueden atenuar el impacto o retardar la transferencia de contaminantes (Martínez *et al.*, 2005; Rosas, 2004; Saval, 1995a).

La movilidad del contaminante y su acumulación en los distintos medios dependerán de las características de los contaminantes y de la naturaleza de los compartimientos ambientales. Las propiedades físicas que resultan claves para la movilidad del contaminante son la volatilidad y solubilidad en agua. Los contaminantes orgánicos persistentes suelen transportarse a largas distancias, capacidad de una sustancia de poder ser transportada por vía del agua, aire o especies migratorias a áreas remotas con relación a donde es utilizada o emitida (Martínez *et al.*, 2005, Rosas, 2004).

La bioacumulación de un contaminante es la afinidad de una sustancia a concentrarse en los tejidos de los organismos vivos alcanzando concentraciones mayores que en el medio ambiente al que está expuesto. La biomagnificación involucra el proceso por el cual aumenta en forma sucesiva la concentración del contaminante en cada eslabón de la cadena trófica. La bioacumulación se cuantifica en función de los factores de bioacumulación (BAF) o bioconcentración (BCF) o en el caso de no contar con estos valores se estima en función del coeficiente de partición octanol-agua (Kow) (Ney, 1990; Van Deren *et al.*, 1997 citado en Rosas, 2004).

En suma con lo anterior, otro aspecto que se debe considerar en los patrones dinámicos es el coeficiente de partición octanol/agua (Kow). Expresa la relación de concentraciones en equilibrio de un químico en las fases de octanol y agua. Es un indicador de la bioacumulación o potencial bioconcentración de un compuesto químico en el tejido graso de los organismos. El coeficiente es un indicador de la solubilidad al agua, movilidad, sorción y bioacumulación. Su valor se describe de la siguiente forma:

- Alto coeficiente, significa mayor afinidad de bioacumularse/bioconcentrarse en la cadena alimenticia, mayor potencial de sorción en suelo y baja su movilidad además de significar una baja solubilidad en agua.
- Bajo coeficiente, significa menor afinidad química a bioacumularse, mayor potencial de movilidad, mayor solubilidad y mayor potencial a biodegradarse y poder ser metabolizado.

La interpretación de los valores numéricos para este parámetro (Kow) son los siguientes:

FENÓMENOS DE TRANSPORTE EN EL SUELO

- Un coeficiente menor de 500 puede ser indicativo de una alta solubilidad al agua, movilidad, poco o nada de bioacumulación o acumulación y degradabilidad por microbios, plantas y animales.
- Un coeficiente mayor de 1000 es indicativo de la baja solubilidad, inmovilidad, no biodegradabilidad y es un químico que es bioacumulativo, acumulativo, persistente y adsorbido al suelo (Ney, 1990; Van Deren *et al.*, 1997 citado en Rosas, 2004.).

En la Tabla 5.1 se indican algunos parámetros del compuesto químico, suelo y ambiente que influyen en el transporte a través del suelo.

Tabla 5.1 Parámetros que influyen en el transporte de contaminantes en suelo

Parámetros del contaminante	Parámetros del suelo	Parámetros ambientales
Solubilidad	Contenido y retención de agua	Temperatura
Presión de vapor	Porosidad y permeabilidad	Precipitación
Número y tipo de grupos funcionales	Contenido de arcilla	Evapotranspiración
Polaridad	Contenido de materia orgánica	
	Profundidad de agua subterránea	

Fuente: Ortíz 2003

Si se vierte un volumen de contaminante muy grande, o bien existe un proceso de contaminación crónico o de largo plazo, la fase líquida probablemente alcanzaran el acuífero y entonces una fracción se disolverá en el agua, como algunos hidrocarburos ligeros del tipo de las gasolinas que en general son menos densos que el agua, otra parte se acumulara encima del manto freático e iniciara su transporte siguiendo por lo general la dirección de flujo del manto freático (Saval, 1995b).

Las características propias de los contaminantes así como de la del subsuelo determinan la distribución, acumulación y migración de los hidrocarburos en cada sitio. De aquí que cada problema de contaminación conceptualmente será único (Saval, 1995b).

5.1 ECUACIÓN GENERAL DE TRANSPORTE PARA EL SUELO

La contaminación de suelos por fugas tiene su principal ocurrencia en el transporte de hidrocarburos a través de la red de ductos con la que cuenta actualmente PEMEX, otra fuente de importancia que ha causado muchos problemas es el flujo de gasolina hacia el suelo aledaño de los tanques de almacenamiento en gasolineras (Alvarez-Manilla *et al.*, 2002a).

Cuando se derraman hidrocarburos al ambiente, tienen lugar una serie de procesos fisicoquímicos, biológicos y geológicos que en conjunto juegan un papel de suma importancia para la dinámica de los contaminantes, por lo que la distribución y alcance tanto en el sentido horizontal como vertical dependerá siempre de la interacción del conjunto (Rosas, 2004; Saval, 2004).

Las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo controlan en gran medida los ciclos biogeoquímicos superficiales, en los que actúa como un reactor complejo que sirve de elemento protector de otros medios más sensibles frente a elementos contaminantes. Así, el suelo ejerce su labor protectora a través de su poder de amortiguación o capacidad natural de depuración de la contaminación. Esta atenuación de los elementos nocivos contaminantes se realiza, entre otras, a través de reacciones de formación de complejos, reacciones de adsorción y desorción (proceso contrario a la adsorción), reacciones de precipitación y disolución, reacciones de oxidorreducción, reacciones ácido-base y reacciones derivadas de procesos metabólicos. Todas estas reacciones están estrechamente controladas por propiedades del suelo como su textura, estructura, porosidad, capacidad de intercambio catiónico, pH, y la actividad microbológica. En cualquier caso, hay que tener muy presente que el poder de amortiguación de un suelo no es ilimitado y cuando se rebasa, el suelo deja de ser eficaz como sumidero de la contaminación, llegando incluso a invertirse el proceso y a convertirse en una fuente de contaminación para los organismos del suelo y para el medio circundante (Ortiz, I. *et al.*, 2007).

Durante un derrame de hidrocarburos se tienen procesos de reducción o atenuación natural, que ocurren como resultado de la difusión, así como de las reacciones de tipo químico, biológico y procesos fisicoquímicos tales como la sorción y volatilización, las que de forma alternada movilizan e inmovilizan algunos componentes (Rosas, 2004; Saval, 2004).

Para poder llevar a cabo la modelación del transporte de cualquier contaminante en el subsuelo se debe comprender en primer lugar el movimiento del agua en este. El punto común de inicio en el desarrollo de ecuaciones diferenciales que describan el transporte de solutos en materiales porosos es considerar el flujo de soluto dentro y fuera de un volumen elemental fijo dentro del flujo de campo (Rosas, 2004; Saval, 2004; Freeze y Cherry, 1979).

Un principio de conservación de la materia para este volumen es:

$$\text{Acumulación} = \text{Entradas} - \text{Salidas} \pm \text{Reacciones}$$

Donde los primeros dos términos se cuantifican como términos de transporte, principalmente advección (Flujo) y/o difusión/dispersión (Mezcla) y el último como uno de transformación (Reacciones).

Los procesos físicos que controlan el flujo dentro y fuera del volumen elemental son advección y dispersión hidrodinámica. La pérdida o ganancia de masas del soluto en el volumen elemental puede ocurrir como resultado de reacciones químicas o bioquímicas (Saval, 2004).

Cuando un contaminante entra en el agua subterránea, normalmente en disolución, se producen varios complejos. Para su estudio, debemos distinguir dos posibles situaciones, que se presentan:

1. No existe ningún tipo de interacción con el medio geológico. El contaminante se mueve arrastrado por el flujo subterráneo, si existe. En este supuesto se estudiará la advección, la difusión y la dispersión. Se habla de contaminantes (o solutos) no reactivos o conservativos.
2. Se producen interacciones entre las sustancias contenidas en el agua y el medio geológico: adsorción, disolución, diversas reacciones químicas (degradación). En este caso se habla de solutos reactivos. Evidentemente, la comprensión del fenómeno resultará más compleja que en el caso anterior, ya que habrá que considerar estos procesos reactivos con los citados en el punto anterior.

La ecuación general de transporte de contaminantes considera los procesos de advección, dispersión, sorción y degradación

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - V \frac{\partial C}{\partial x} - \frac{\rho_b}{n} \frac{\partial C_s}{\partial t} \pm \left(\frac{\partial C}{\partial t} \right)_r \quad \text{Ec. 5.1}$$

$$\Delta \text{Concentración} = \text{Difusión} - \text{Advección} - \text{Sorción} \pm \text{Reacciones}$$

5.1.1 DIFUSIÓN

En el proceso de difusión el elemento químico se mueve desde un lugar donde su concentración es relativamente alta hacia otro donde es menor, por efecto de un movimiento aleatorio de las moléculas (difusión molecular), a un movimiento aleatorio del aire o agua que acarrea al elemento químico (difusión turbulenta) o por una combinación de ambos (Oyarzún, 2007).

En resumen la difusión considera la migración de los contaminantes debido a la existencia de un gradiente de concentración. El movimiento se presenta de la zona de mayor concentración a la de menor concentración y deja de presentarse si no hay gradiente (Oyarzún, 2007).

Si en un medio de flujo depositamos una gota de contaminante en un punto y observamos un tiempo después, el punto inicial se habrá ampliado y difuminado a esto se le llama difusión.

Como se mencionó anteriormente en la difusión, las sustancias disueltas se mueven por un gradiente de concentraciones. En un líquido (no contenido en un medio poroso), el flujo de masa por difusión está regido por la primera ley de Fick:

$$F = -D \frac{dC}{dx} \quad \text{Ec. 5.2}$$

Donde: F= flujo de masa por unidad de tiempo y por unidad de sección perpendicular al flujo

D= Coeficiente de difusión.

C= Concentración

dC/dx= Gradiente de concentraciones.

Muchos estudios han mostrado que la difusión molecular es el principal mecanismo de transporte de solutos en depósitos arcillosos (Goodall and Quigley, 1977; Desaulniers *et al.*, 1981; Gray and Weber, 1984;), por lo que los coeficientes de difusión son clave para predecir el transporte de solutos. Este parámetro depende de la naturaleza física y química de los compuestos y del medio poroso. (Shackelford y Daniel, 1991).

DIFUSIÓN TURBULENTA

La difusión turbulenta se refiere a la mezcla de sustancias disueltas y partículas finas causada por turbulencia a microescala. Es un proceso advectivo a nivel macroescala causado por fluctuaciones en un flujo de cortante turbulento. Los esfuerzos cortantes son suficientes para causar la mezcla. Este es mayor que la difusión molecular en varios ordenes de magnitud y es un factor que contribuye a la dispersión. La difusión turbulenta puede ocurrir en las tres direcciones pero es generalmente anisotrópica (es decir, existen direcciones preferenciales para la mezcla turbulenta debido a la dirección y a la magnitud de los esfuerzos cortantes).

DIFUSIÓN MOLECULAR

Según (Schnoor, 1996) se define la difusión molecular como la mezcla y movimiento de productos químicos disueltos a través de líquidos, bajo condiciones estáticas, en capas límite finas, laminares, tales como las que pueden ocurrir en las interfaces (aire-agua, sedimento-agua, partícula-agua) o en el agua estancada que se encuentra en los poros del sedimento. Es causada por energías o las cinéticas de movimiento vibratorio, rotatorio y de translación molecular. Energéticamente, la difusión molecular es una reacción espontánea, la cual corresponde a un aumento en la entropía haciendo que las sustancias disueltas se muevan de regiones de alta concentración a regiones de baja concentración según las leyes de difusión de Fick.

La acción de la difusión molecular (dispersión físico-química) puede ser clasificada en dos tipos, longitudinal donde las diferencias de concentración tienden a desaparecer y lateral donde hay una transferencia de masa que tiende a anular las diferencias de concentración. La difusión molecular no es generalmente un proceso importante en el transporte de sustancias disueltas en aguas naturales excepto en el transporte a través del agua de los poros del sedimento.

Muchos estudios han mostrado que la difusión molecular es el principal mecanismo de transporte de solutos en depósitos arcillosos (Goodall and Quigley, 1977; Desaulniers *et al.*, 1981; Gray and Weber, 1984;), por lo que los coeficientes de difusión son clave para predecir el transporte de solutos. Este parámetro depende de la naturaleza física y química de los compuestos y del medio poroso. (Shackelford y Daniel, 1991).

El flujo expresado en la primera ley de Fick no considera el tiempo: Expresa un flujo permanente de materia mientras se mantengan constantes las variables de las que depende. Suponiendo que se tiene un punto con una concentración constante de una sustancia (aplicación de un contaminante) y se desea conocer cómo va aumentando (variando con el tiempo) la concentración de dicha sustancia en otro punto situado a unos metros de distancia. Esta distancia se ve reflejada en la segunda ley de Fick:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} \quad \text{Ec. 5.3}$$

La tendencia del soluto a extenderse hacia afuera de la línea de flujo por advección, se conoce como dispersión hidrodinámica. Esto causa la dilución del soluto y ocurre por el mezclado mecánico durante la advección y debido a la difusión molecular por la energía termo cinética de las partículas del soluto (Oyarzún, 2007).

La velocidad de movimiento del fluido es relativamente baja, por lo que no se produce un efecto de remolino que caracteriza la difusión turbulenta. En este caso, típico de las aguas subterráneas, el agua sigue un camino tortuoso alrededor de las partículas del suelo en la medida que se traslada desde un punto a otro, como se esquematiza en la Figura 5.1 (Oyarzún, 2007).

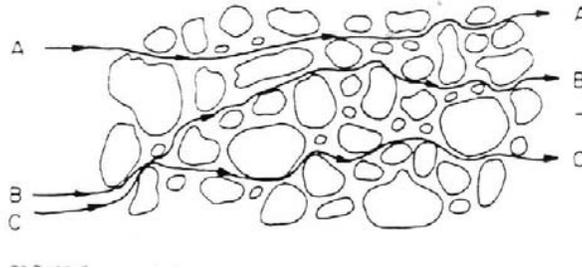


Figura 5.1 Transporte por dispersión (“Fickiano”) en la medida que el agua fluye por un medio poroso como el suelo.

Fuente: Testa and Winegardner, 1991

Es así como, la tortuosidad provoca una mezcla y en definitiva el transporte del químico desde zonas de alta concentración a zonas de menor concentración

Este proceso de transporte denominado dispersión, y a pesar de la diferente causa que origina la mezcla, el transporte neto de masa es análogo a aquel causado por difusión turbulenta, por lo que es tratado comúnmente como un proceso “Fickiano” (expresado por la primera ley de Fick). La diferencia sólo es que D se conoce ahora como coeficiente de dispersión mecánica [L²/T]. En una dimensión, este coeficiente puede ser determinado como D=α*v, donde α: dispersividad del acuífero, aproximadamente igual al diámetro

medio de las partículas que conforman el acuífero [L], y v : velocidad del flujo, [L/T] (Testa and Winegardner, 1991).

Debido a las diferencias de velocidad ocurre el mezclado a lo largo de la trayectoria de flujo. Esta mezcla se denomina dispersión mecánica o hidrodinámica. La mezcla que se lleva a cabo en esta trayectoria longitudinal se denomina dispersión longitudinal y la tendencia a extenderse en dirección transversal a esta trayectoria, se denomina dispersión transversal. Ambas son función de la velocidad promedio (Testa and Winegardner, 1991).

La dispersión longitudinal es la que se produce a lo largo de las líneas de flujo, esta suele ser mayor que la dispersión transversal (FIG) y se describe como:

$$D_L = \alpha_L V_S \quad \text{Ec. 5.4}$$

Donde D_L es el coeficiente de dispersión longitudinal, α_L , es la dispersividad longitudinal y V_S es la velocidad de infiltración (Testa and Winegardner, 1991).

De manera similar la dispersión transversal que es causada por el paso de las líneas de flujo adyacentes como consecuencia de difusión Figura 5.2, se describe como:

$$D_T = \alpha_T V_S \quad \text{Ec. 5.5}$$

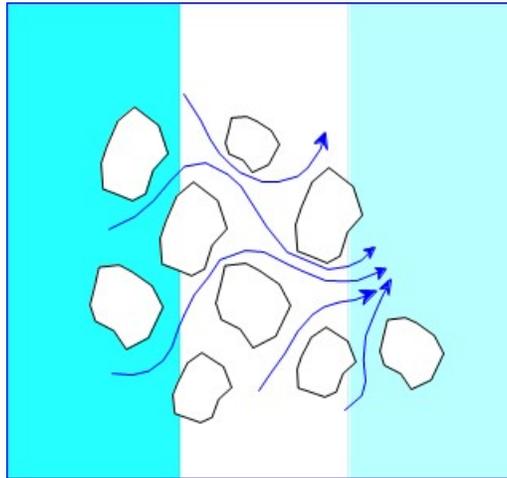


Figura 5.2 Dispersión hidrodinámica
Fuente: Testa and Winegardner, 1991

Finalmente, es interesante señalar que el proceso de difusión, en pequeños períodos de tiempo, puede ir a la par con el proceso de advección, pero para grandes períodos de tiempo (y, por lo tanto, para grandes distancias), el flujo advectivo se vuelve cada vez más importante (excepto para el caso de acuícludos y acuíardos, donde el flujo advectivo es usualmente insignificante). Además, la dispersividad que ocurre en los acuíferos tiende a aumentar con la distancia, por lo que se considera como una propiedad escala-dependiente, en contraste con los valores que se obtienen a partir de ensayos en columnas u observaciones puntuales. Esto se puede expresar a modo general como $\alpha_L =$

0,1* x, es decir, la dispersividad longitudinal es alrededor de un 10% de la distancia recorrida.

5.1.2 ADVECCIÓN

Los procesos hidrodinámicos de advección (o convección, término similar, que normalmente se asocia al movimiento vertical de advección debido a diferencias de densidad) y dispersión están muy involucrados en el transporte de contaminantes dentro del suelo (Oyarzún, 2007).

Este proceso se debe al movimiento del fluido, ya sea aire o agua, el cual hace que un elemento químico presente en el aire o en el agua sea pasivamente llevado por este movimiento advectivo de masas (Oyarzún, 2007).

El movimiento advectivo es descrito matemáticamente por la dirección y la magnitud de su velocidad, dado que a pesar de la ocurrencia de dispersión, el centro de masa del elemento químico que es transportado por advección, se mueve a la velocidad promedio del fluido, siempre y cuando no se produzca adsorción y retardo (Oyarzún, 2007).

En otras palabras la advección se refiere al transporte del soluto a una velocidad equivalente a la del movimiento del agua subterránea. Este transporte ocurre por el movimiento bruto del agua que fluye.

En condiciones de flujo, el transporte de un compuesto, en una dimensión, por advección es:

$$V = \frac{K}{n_e} \frac{\partial h}{\partial z} \quad \text{Ec. 5.6}$$

Donde:

V, velocidad lineal del agua subterránea

K, conductividad hidráulica

n_e , porosidad efectiva

$i = dh/dz$, gradiente hidráulico

La forma unidimensional de la ecuación de transporte que considera únicamente los términos de advección y dispersión es la siguiente:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - V \frac{\partial C}{\partial x} \quad \text{Ec. 5.7}$$

5.1.3 SORCIÓN

La sorción es uno de los procesos abióticos más ampliamente estudiados en suelos contaminados. Se inició para plaguicidas en suelos agrícolas; sin embargo, en la actualidad se aplica para todo tipo de problemas de contaminación. Los términos de sorción, adsorción y absorción se refieren a fenómenos muy similares; los dos primeros se utilizan indistintamente por muchos autores (Weber *et al.*, 1991).

La adsorción es un proceso en el que un compuesto soluble (adsorbato) se remueve de la solución por contacto con una superficie sólida (adsorbente). El adsorbente puede ser material poroso, y va a tener mayor influencia a mayor contenido de carbono orgánico, debido a que las partículas de suelo pueden presentar un área superficial muy alta.

La adsorción también se define como la acumulación de un compuesto químico en una superficie y las interfases de más interés en la superficie son: líquido-sólido y gas-sólido. Weber (1991) define la adsorción como la acumulación que ocurre en una superficie; la absorción como la distribución en dos fases y la sorción como la suma de adsorción y absorción. Sin embargo, muchos autores (Knox *et al.*, 1993) consideran indistintamente la adsorción y la sorción.

Las reacciones de sorción se clasifican de dos formas, motivadas por el sorbente o motivadas por el sorbato (Weber *et al.*, 1991).

La sorción motivada por el sorbente ocurre cuando hay una atracción entre el sorbente (material poroso) y el soluto (contaminante) el cual se acumula en la superficie debido a la afinidad del sorbente por el contaminante (Weber *et al.*, 1991).

La sorción motivada por el solvente ocurre cuando el contaminante es hidrofóbico (repulsión por el agua). En la sorción motivada por el solvente la acumulación del contaminante en el material poroso se debe al rechazo del contaminante en fase disuelta en el agua subterránea (Weber *et al.*, 1991).

La adsorción puede clasificarse en tres categorías: intercambio, fuerzas físicas y fuerzas químicas (Weber *et al.*, 1991). La adsorción por intercambio se refiere a la acumulación del químico en una superficie debido a la atracción electrostática entre las cargas del suelo y las cargas del compuesto. La adsorción física es el resultado de la intervención de fuerzas de Van der Waals. La adsorción química es el resultado de una reacción química entre la superficie sólida y el compuesto químico.

Los principales factores que afectan la adsorción son:

Solubilidad: A mayor solubilidad menor adsorción

Estructura molecular: Los compuestos de cadena ramificada se adsorben más que los de cadenas lineales.

Peso molecular: Las moléculas más grandes se adsorben mejor que las moléculas de menor tamaño

Polaridad: A mayor polaridad menor adsorción

Isotermas de adsorción

La determinación de la adsorción se obtiene experimentalmente a través de las isotermas de adsorción (Curtis *et al.*, 1986).

En este caso se preparan al menos seis viales, con concentraciones iniciales diferentes (C_0) del compuesto problema, por duplicado o triplicado. Las soluciones a un volumen conocido (V). Posteriormente se agrega a cada vial una cantidad conocida de suelo seco (M). Los viales se agitan durante 24 a 48 horas con el fin de dar oportunidad a que todas las partículas del suelo entren en contacto con la solución y obtener el equilibrio en menor tiempo que lo que naturalmente se da. Posteriormente la muestra puede requerir centrifugación si el tipo de suelo presenta partículas coloidales o gran cantidad de materia orgánica. El siguiente paso es analizar el sobrenadante de la muestras para obtener la concentración en equilibrio (C_e). Finalmente se calcula la concentración adsorbida en cada vial con la siguiente relación (Sabatini y Austin, 1990):

$$C_s = \frac{(C_0 - C)V}{M} \quad \text{Ec. 5.8}$$

A partir de los valores obtenidos de C_s es posible dibujar la gráfica $C_s - C_e$ y dependiendo del tipo de curva que se obtenga se aplicará el modelo que se ajuste más adecuadamente.

Existen algunas incertidumbres debido a aspectos como tipo de suelo, temperatura, tiempo de agitación de los viales y formación de micropartículas. Sin embargo es uno de los métodos más aproximados para medir la adsorción de un compuesto en un suelo dado (Sabatini y Austin, 1990).

Existen varios modelos de adsorción pero los tres de mayor aplicación son los siguientes:

Modelo lineal

La expresión más simple de la sorción en equilibrio es la sorción lineal:

$$C_s = K_d C_e \quad \text{Ec. 5.9}$$

Donde:

C_s , masa del compuesto adsorbido por la masa del suelo (mg/kg)

K_d , coeficiente de distribución (ml/g)

C_e , concentración del químico en la fase líquida (mg/l)

Esta ecuación considera que una gráfica en la que se represente C_s en las ordenadas con C_e en las abscisas resultará en una línea recta y la pendiente corresponderá al coeficiente de adsorción K_d . Si la curva resulta curvilínea se deberá probar el modelo de Freundlich o el de Langmuir (Sabatini y Austin, 1990).

Modelo de Freundlich:

$$C_s = K_d C_e^N \quad \text{Ec. 5.10}$$

Donde:

K_d, coeficiente de distribución de Freundlich

N, coeficiente exponente de Freundlich

Para hacer lineal la ecuación se aplican logaritmos a la misma y se obtiene lo siguiente:

$$\log C_s = \log K_d + N \log C_e \quad \text{Ec. 5.11}$$

La pendiente de la gráfica correspondiente es N y la ordenada al origen es log K_d.

El tipo de curva que se pueda obtener en una isoterma de adsorción va a depender del tipo de sorbente, del químico y del intervalo de concentraciones que se consideren (Hern y Melancon, 1986).

Modelo de Langmuir

El modelo de Langmuir considera que existe un número de sitios de adsorción disponibles y que la adsorción es reversible (Langmuir, 1918). A mayor número de sitios del sorbente que se ocupen, decrece la probabilidad de que el compuesto químico, aún en solución, encuentre un sitio para adsorberse. Esto considera que para altas concentraciones sólo quedan disponibles los sitios de adsorción menos favorables ya que los más adecuados ya están ocupados (Hern y Melancon, 1986; Lymman, 1992).

El modelo de Langmuir se representa por la siguiente ecuación:

$$C_s = \frac{(a K_L C_e)}{(1 + K_L C_e)} \quad \text{Ec. 5.12}$$

Donde:

a, masa del químico requerido para saturar una unidad de masa del suelo

K_L, constante de Langmuir

La ecuación de Langmuir corresponde a un modelo de crecimiento limitado, similar a los utilizados para representar una población microbiana dinámica. (Knox, 1993).

Un método para dar solución a la ecuación de Langmuir es su linealización, lo cual se puede obtener al invertir la ecuación (3.12):

$$\frac{C_e}{C_s} = \frac{C_e}{a} + \frac{1}{aK_L} \quad \text{Ec. 5.23}$$

Método a partir de las características del suelo y del compuesto.

Como parte de la interacción entre los contaminantes derramados y el suelo que los contiene, cabe destacar la importancia de los llamados coeficientes de reparto o coeficientes de partición, que son constantes empíricas que describen la forma en que se distribuyen un contaminante en dos medios de diferente naturaleza. A continuación se describirán algunos de estos coeficientes (Hern y Melancon, 1986; Lymman, 1992).

Coeficiente de partición en suelo. Es frecuentemente interpretado como una medida de la contribución de las fuerzas hidrofóbicas para la sorción. Esto es preciso para compuestos altamente no polares, y puede no ser preciso para especies polares. El Koc puede ser calculado de otras propiedades del compuesto químico como la solubilidad al agua, el coeficiente de partición agua octanol (Kow) y de la estructura molecular del compuesto. El contenido de materia orgánica del suelo o sedimento es importante en la adsorción de los contaminantes orgánicos (Ney, 1990).

En los sistemas de agua-suelo/sedimento, donde el contenido de materia orgánica es significativo, la adsorción de los contaminantes orgánicos no polares ocurre principalmente por partición dentro de la materia orgánica. De acuerdo al coeficiente de distribución agua-suelo/sedimento (Kd) de contaminantes no polares es fuertemente dependiente del contenido de materia orgánica del suelo o sedimento (fom) o alternativamente del contenido de carbón orgánico del suelo/sedimento (foc) (Chiou *et al.*, 1998). Expresando la siguiente relación:

$$K_{oc} = Kd / foc \quad \text{Ec. 5.14}$$

Este método se considera válido sólo para compuestos orgánicos y con una respuesta lineal a la adsorción. Considera que la adsorción del compuesto orgánico ocurre directamente proporcional a la fracción del carbono orgánico del suelo (f_{oc}) (Chiou *et al.*, 1998).

Donde Koc es el coeficiente de distribución entre el compuesto orgánico y una fase pura, supuesta, de carbono orgánico.

La fracción de carbono orgánico f_{oc} se obtiene a partir de la determinación de la materia orgánica del suelo, con la relación (Olsen y Davies, 1990):

$$f_{oc} = \frac{MO}{1.724} \quad \text{Ec. 5.15}$$

El valor de K_{oc} se conoce para gran variedad de compuestos y se basa en correlaciones con las propiedades de los compuestos orgánicos como la solubilidad y el coeficiente octanol agua K_{ow} , que representa la distribución del compuesto entre la concentración en la fase de octanol y la concentración en la fase líquida (Chiou *et al.*, 1998).

A continuación se presentan algunas expresiones empíricas obtenidas por diversos autores, que relacionan K_{oc} con K_{ow}

$$\log K_{oc} = 0.89 \log k_{ow} - 0.15 \text{ (Schellenberg et al, 1984)} \quad \text{Ec. 5.16}$$

$$\log K_{oc} = 0.98 k_{ow} - 0.32 \text{ (Chiou et al, 1998)} \quad \text{Ec. 5.17}$$

$$\log K_{oc} = 0.74 k_{ow} + 0.15 \text{ (Sabljić et al, 1995)} \quad \text{Ec. 5.18}$$

Coeficiente de Retardo

En el caso de una isoterma lineal en que el equilibrio entre la fase sólida y líquida ocurra a mayor velocidad que la velocidad de flujo, el factor de retardo, R, se define (Freeze y Cherry, 1979) como:

$$R = \frac{V}{V_c} = 1 + \frac{\rho_b}{\theta_w} K_d \quad \text{Ec. 5.19}$$

Donde:

V, velocidad lineal del agua

V_c, velocidad lineal del compuesto

ρ_b, densidad aparente del suelo

θ_w, contenido volumétrico de agua del suelo

El factor de retardo es independiente de la concentración si la isoterma es lineal.

El factor de retardo se puede obtener directamente de la curva de avance que relaciona C/C₀ con U. Cuando se tiene un trazador no reactivo el proceso que se presenta es el de dispersión y para el valor C/C₀=0.5 siempre va a corresponder al valor de U =1. Es decir, no hay retardo porque el trazador viaja a la misma velocidad que el agua (Freeze y Cherry, 1979).

Cuando se tiene un compuesto que se adsorbe, hay un retardo de la velocidad del compuesto con respecto a la velocidad del agua. En este caso para C/C₀ = 0.5, el valor de U es mayor a 1 y este valor corresponde al de retardo (Freeze y Cherry, 1979).

Los ingresos y salidas ocurren por medios físicos, advección y difusión (transporte "Fickiano"), y se expresan en términos de la velocidad del fluido (v), el coeficiente de difusión/dispersión (D), y el gradiente de concentración del químico en el fluido (dC/dx). Las entradas y salidas asociadas con fuentes o sumideros internos se denotan por r (Oyarzún, 2007).

En la ecuación x se puede incluir explícitamente la adsorción. Así:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - V \frac{\partial C}{\partial x} - \frac{\rho_b}{n} \frac{\partial C_s}{\partial t} \quad \text{Ec. 5.20}$$

5.1.4 DEGRADACIÓN

Cambios en la concentración también pueden ocurrir como consecuencia de reacciones biológicas o químicas, que remueven o introducen el compuesto o elemento de interés (*r*) como son: solubilidad, volatilidad y biodegradabilidad (Oyarzún, 2007).

Las reacciones entre los solutos y la superficie de los sólidos juegan un importante rol en el control de la composición química de las aguas subterráneas. Además, pueden retardar e incluso minimizar el transporte de contaminantes (Oyarzún, 2007; Rosas, 2004).

Cada contaminante posee características únicas que determinan el grado de combinación de ellos y que a su vez controlan su movimiento y degradabilidad en el medio y su estructura química determina la polaridad, solubilidad, volatilidad y capacidad para reaccionar con otras sustancias. Algunos contaminantes son altamente resistentes a la transformación, mientras que otros son completamente reactivos química o bioquímicamente hablando (Alexander, 1994; Sellers, 1999 citado en Rosas, 2004).

La solubilidad es un aspecto que se debe considerar cuando se vierten contaminantes al suelo, se define como la cantidad de un contaminante que puede disolverse en agua, es decir, define la disponibilidad potencial de los compuestos en la fase líquida. La solubilidad disminuye al aumentar el tamaño de la molécula. Los compuestos denominados polares son más solubles que los no polares. Para que la biodegradación de un contaminante se lleve a cabo, es necesario que éste se encuentre en solución, por lo tanto la biodegradabilidad de un contaminante depende de su solubilidad (Eweis *et al.*, 1998)

La ley de Henry describe el grado de solubilidad que posee un gas para disolverse en un líquido. Al disolverse una sustancia en el agua existe una pequeña porción de esa sustancia en estado gaseoso en el aire o poros del subsuelo, inmediatamente superior a la superficie del agua. En condiciones de equilibrio, a medida que las moléculas del gas se incorporan al agua, el mismo número de moléculas abandonan el estado líquido y se transforman en vapor (La Greca *et al.*, 1998 citado en Rosas, 2004).

5.1.5 VOLATILIZACIÓN

La volatilización es el proceso en el cual un compuesto químico pasa a la fase de vapor. La volatilización es un proceso de transferencia de masa muy importante. El proceso de transferencia de la fuente (cuerpo de agua, sedimentos, suelo) a la atmósfera depende de las propiedades físicas y químicas del compuesto, de la presencia de otros compuestos, las propiedades físicas del medio y de las condiciones atmosféricas (Rosas, 2004; Hern y Melancon, 1986).

Las características más importantes para determinar la volatilidad de un químico son:

Constante de la ley de Henry que da una medida de la distribución química de equilibrio entre el aire y el agua, ver Tabla 5.2. Este valor indica la tendencia de un compuesto a volatilizarse de la solución acuosa a la atmósfera, con base en la presión de vapor y la solubilidad en agua (Rosas, 2004).

$$C_a = H C_w \quad \text{Ec. 5.21}$$

Donde:

H, constante de Henry

Ca, concentración en la fase gaseosa

Cw, concentración en la fase disuelta

La constante de Henry se puede considerar como una unidad de volatilidad, y es determinante en la velocidad de volatilización, es decir cuando $H > 1$ el compuesto se incorpora principalmente a la atmósfera y cuando $H < 1$ el compuesto en su mayoría estará disuelto en el líquido. En un derrame de gasolina los hidrocarburos ligeros tales como los BTEX se incorporarán principalmente en el seno acuoso, ya que presentan valores por debajo de la unidad según la constante de Henry. A mayor presión de vapor mayor volatilidad del compuesto. Los compuestos con valores altos de presión de vapor tenderán a migrar del suelo al agua subterránea y después a la atmósfera (Rosas, 2004; Hern y Melancon, 1986).

Tabla 5.2 Características fisicoquímicas para BTEX y gasolina comercial

Contaminante	Peso molecular (g/mol)	Solubilidad en agua a 25 °C (mg/L)	Constante de Henry a 25 °C	Coef. De carbono orgánico (ml/g)	Coef. De partición octanol-agua	Coef. De difusión en aire (cm ² /día)
Benceno	78	1780	0.0055	83	140	7460
Tolueno	92	490-627	0.0677	150	490	6570
Etilbenceno	106	152-208	0.0087	260	1400	6333
Xilenos	106	162-200	0.0063	1580	1412-1585	5980

Fuente: Davis, 2009

El término de la reacción en la Ec. 5.22 se refiere a un número de reacciones posibles. Para los contaminantes orgánicos, adsorción, biodegradación, hidrólisis, reacciones redox y volatilización. Para los metales, las reacciones principales son adsorción, intercambio de iones y reacciones redox para elementos con estados de valencia múltiples.

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - V \frac{\partial C}{\partial x} - \frac{\rho_b}{n} \frac{\partial C_s}{\partial t} \pm \left(\frac{\partial C}{\partial t} \right)_r \quad \text{Ec. 5.22}$$

6 DISCUSIÓN DEL CASO DE ESTUDIO

La contaminación del suelo por hidrocarburos son eventos que se dan con cierta frecuencia en la mayoría de las instalaciones donde se desarrollan procesos de extracción, almacenamiento, refinación y distribución del petróleo y sus derivados, tanto en la industria del petróleo como en el sector privado que almacena y consume estos productos, tanto en México como en cualquier parte del mundo. El derrame de hidrocarburos genera problemas de considerable magnitud en el subsuelo y aguas subterráneas, exacerbando las situaciones de inseguridad que se presentan cuando estos eventos se generan en la cercanía de zonas urbanas (Lesser, 1995; Rosas, 2004).

Cuando se derraman hidrocarburos al ambiente, se tiene lugar una serie de procesos fisicoquímicos, biológicos y geológicos que en conjunto juegan un papel de suma importancia para la dinámica de los contaminantes, por lo que la distribución y alcance tanto en el sentido horizontal como vertical dependerá siempre de la interacción del conjunto (Lesser, 1995; Rosas, 2004).

La interacción de las características de los contaminantes y las características del suelo, sumadas a las condiciones climáticas de una región, darán como resultado procesos particulares de transporte y distribución en el acuífero. Para tener un acercamiento real del comportamiento del transporte y destino de los agentes que desencadenan la contaminación en el suelo y subsuelo, se debe tener una buena caracterización del sitio, en el cual se incluyen aspectos geológicos y geohidrológicos, en ellos se evalúan los aportes hidrológicos, litología y estratigrafía, para dar como resultado el proceso dinámico que tendrá el acuífero (Rosas, 2004)

6.1 CASO DE ESTUDIO

Para detallar los fenómenos de transporte del benceno en el suelo se propone una empresa dedicada a la elaboración de nitrobenceno, dicha empresa está ubicada en el norte de la Ciudad de México, tiene una superficie de 32 000 m², donde a consecuencia de la ruptura de uno de los tanques de almacenamiento se da lugar un derrame de benceno de 500 m³, afectando un área de 200 m²; se considera que no cuenta con las medidas de seguridad requeridas para este tipo de accidentes y que el momento de la fuga es en temporada de estiaje.

Para lo cual se requiere de información básica que describa la zona de impacto, como son la geomorfología regional de la Ciudad de México, hidrología del sitio, climatología y la estratigrafía del suelo impactado por benceno.

6.1.1 GEOMORFOLOGÍA REGIONAL

La Cuenca de México es una cuenca endorreica de carácter lacustre, donde la corteza ha sufrido grandes esfuerzos, produciéndose un intenso fracturamiento. Está circundada por montañas y cubierta en diferentes puntos por áreas lacustres producto de lagos que existieron al final de la época glacial. Podrían mencionarse hacia el centro el Lago de México, al este el de Texcoco, al sur los de Xochimilco y Chalco, que formaban uno solo y al norte el de Zumpango como se ve en la Figura 6.1 (CONAGUA, 2002; Díaz-Rodríguez, 2006; García 2013).



Figura 6.1 Cuenca de México en el pasado
Fuente. Vera, 2011; García 2013

La Ciudad de México está situada en una planicie lacustre en la cuenca de México. Dicha Cuenca ocupa un área de aproximadamente 9,600 km² situada a 2,250 m sobre el nivel del mar, en el extremo sur de la Mesa Central. La Cuenca de México tiene un contorno irregular, alargado de norte a sur, de aproximadamente 125 km de largo y 75 km de ancho. Está rodeada por altas montañas, limitada al norte por las sierras de Pachuca, Tepotzotlan, Guadalupe, Patlachique y Tepozán. Al sur está limitada por la sierra de Chichinautzin, al este por la sierra Nevada, con sus picos Ixtacihuatl y Popocatepetl, con una altura media de 5,300 m. Al oeste la cuenca está limitada por la sierra de Monte Alto y de las Cruces ver Figura 6.2 (CONAGUA, 2002; Díaz-Rodríguez, 2006; García 2013).

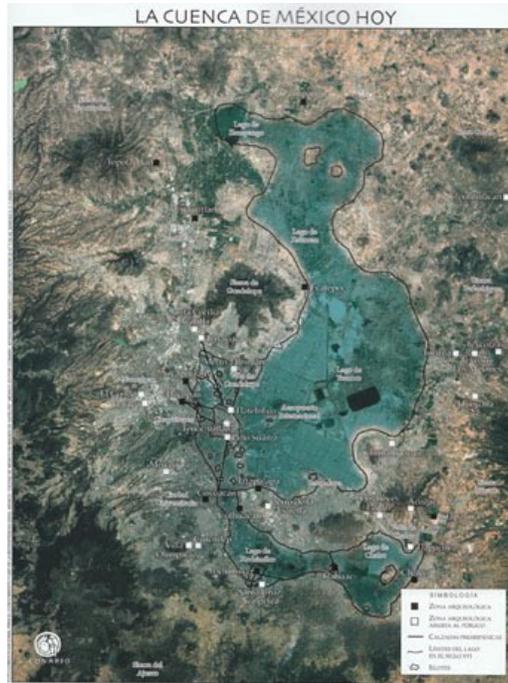


Figura 6.2 La Cuenca de México hoy
Fuente. Vera, 2011; García 2013

La Cuenca de México permaneció abierta hasta hace 700,000 años, cuando una gran actividad volcánica formó una enorme cortina natural: la sierra de Chichinautzin, que cerró la cuenca y obstruyó el drenaje que iba al río Balsas. Por esta razón se almacenó agua y dio origen a varios lagos. En el extremo oeste del gran lago de Texcoco, se ubica la zona de nuestro caso de estudio le sigue en importancia la Laguna de Zumpango en el noroeste, al sureste el Lago de Chalco, hasta hace poco tercero en importancia, dejó de existir a principios del siglo XX dichos lagos son los últimos vestigios de numerosos lagos mucho mayores que al final de la época glacial, probablemente formaban un solo y gran cuerpo de agua poco profundo. Los ríos que descendían de la sierras circundantes depositaron en potentes conos de deyección, materiales muy diversos al confluir a dichos lagos. La parte central de la cuenca se fue llenando con acarreo limo-arenoso, limo-arcilloso y emisiones de cenizas y pómez provenientes de los volcanes del sur. Al pie de las sierras y por el brusco cambio de pendiente de los ríos, se localizan grandes depósitos aluviales de composición muy variable y estratificación cruzada o lenticular, evidencia de una dinámica erosiva debido a periodos de lluvia intensa (CONAGUA, 2002; Díaz-Rodríguez, 2006; García 2013).

6.1.2 HIDROLOGÍA DEL SITIO

El acuífero Zona Metropolitana de la Ciudad de México se encuentra ubicada en el suroeste de la Cuenca del Valle de México, ocupa el 17% de la superficie de la cuenca endorreica. La Ciudad de México y su área conurbada dependen fundamentalmente para abastecimiento de agua potable del suministro del acuífero como se muestra en la Tabla 6.1.

Tabla 6.1 Presas, ríos y canales existentes en las zonas hidrológicas

Estado	Delegación
D.F.	Coyoacan
	Tlalpan
	Xochimilco
	Alvaro obregón
	Benito Juárez
	La Magdalena Contreras
	Azcapotzalco
	Cuajimalpa de Morelos
	Cuauhtemoc
	Gustavo A. Madero
	Iztacalco
	Miguel Hidalgo
	Venustiano Carranza

Estado	Municipio
México	Atizapán de Zaragoza
	Huixquilucan
	Jilotzingo
	Lerma
	Naucalpan de Juárez
	Tlalnepantla de Baz
	Xonacatlán

Fuente; García 2013

La ciudad y el acuífero están separados, en su mayor parte por un acuitardo arcilloso, el espesor de éste es de alrededor de 50 metros, el acuífero alcanza profundidades mayores a 800 metros; y en él se encuentran pozos con profundidades que oscilan entre 100 y 400m (García 2013).

El acuífero Zona Metropolitana de la Ciudad de México pertenece a la región Hidrológica No. 26 Alto Pánuco. La cuenca a la que pertenece el Acuífero Zona Metropolitana de la Ciudad de México es la Cuenca del Valle de México. El acuífero Zona Metropolitana de la Ciudad de México abarca de manera total a las zonas hidrológicas I Xochimilco, II Churubusco, III Ciudad de México y de manera parcial a la región hidrológica VII Texcoco (García 2013).

La Infraestructura hidráulica que se localiza en las zonas hidrológicas Xochimilco, Churubusco, Ciudad de México y Texcoco; está constituida por presas, ríos y canales entubados en su totalidad; las presas y los ríos se localizan principalmente en la zona

ponente del área de estudio, mientras que los canales y ríos entubados se localizan en la porción central de la Ciudad de México. (García 2013).

6.1.3 CLIMATOLOGÍA

Las condiciones climáticas originales de la zona de la Cuenca de México, están hoy día alteradas debido a la carpeta de asfalto que origina un aumento en la irradiación solar, el calentamiento del aire por los automotores e industrias, que además, aportan sustancias gaseosas y sólidas a la atmósfera, la reducción de la cubierta del suelo; todo esto en conjunto ha provocado cambios termodinámicos de la atmósfera (CONAGUA, 2002; García 2013).

Razón por la cual los elementos del clima como; la temperatura, humedad, precipitación, vientos y evaporación manifiestan variaciones sensibles. La temperatura media anual de 17 °C, mientras que la lluvia media anual es de 750 mm, el volumen promedio de evaporación potencial es de 1558.7566 mm de evaporación potencial (CONAGUA, 2002; García 2013).

Debido a las características topográficas existentes dentro de la Región XIII Valle de México, se encuentra una gran diversidad de climas. Sin embargo dentro de esta variedad predomina el templado o mesotérmico. Los climas templados se concentran en los valles altos de la parte noroeste del Estado de México, así como en el centro y este de la Subregión Valle de México, ocupando más del 45% de la superficie total de la región XIII; siguen en importancia los climas secos y semisecos que predominan principalmente en la porción centro-norte del Estado de México (CONAGUA, 2002; García 2013).

6.1.4 ESTRATIGRAFÍA

La existencia de un acuitardo superior no es más que la secuencia de sedimentos lacustres donde predominan materiales amorfos, vidrio, minerales de arcilla como cristobalita, illita, monmorillonita y allofano, materia orgánica y conchas microfósiles. Este acuitardo de extensión regional tiene mayor espesor hacia el centro de la planicie, y disminuye hacia la periferia de la planicie en donde termina. En la zona de el caso de estudio el acuitardo tiene un espesor de 15 m, y están constituido por sedimentos lacustres, que en superficie están cubiertos por material de relleno de 0.40 a 2.00 m de espesor, que a su vez es cubierto por una capa de concreto de 0.20 a 0.7m de espesor (García 2013). En la Tabla 6.2 se describe de arriba hacia abajo los estratos reconocidos en el área de el caso de estudio.

Tabla 6.2 Descripción de estratos en el norte de la Ciudad de México

ESTRATO	CARACTERÍSTICAS
Primer estrato	Constituido por limo-arcillas y limo-arenas con algunos lentes de arena limosa y arcillosa, la disposición de estos sedimentos imprime cierta heterogeneidad litológica que influye en las propiedades hidráulicas del estrato; se muestra la variación del espesor de este estrato siendo mayor hacia el centro y al oeste. En época seca está subsaturado, en época de lluvia, sobresaturado lo que origina un ascenso del nivel del agua de hasta 2 m. El valor de la conductividad hidráulica (K) varía entre 1.7×10^{-5} y 9.1×10^{-6} cm/seg. La porosidad de estos sedimentos es de 0.3%, y su almacenamiento específico es de 0.0005, valores que determinan una velocidad lenta del flujo subterráneo.
Segundo estrato	Está constituido por arena de fina a limosa, por su granulometría es un estrato homogéneo, tiene un espesor promedio de 4.0 m. Este estrato está saturado permanentemente, y constituye un acuífero con un espesor promedio de 2 m. El valor de conductividad hidráulica (K) varían de 1.26×10^{-5} a 1.5×10^{-5} cm /seg, una porosidad de 0.35% y coeficiente de almacenamiento específico de 0.03 a 0.005. En época seca el nivel del agua se abate y se recupera en la temporada de lluvia, este horizonte está permanentemente saturado.
Tercer estrato	Constituido por arena de fina a media con minerales de cuarzo y feldespato, en los núcleos obtenidos no se observa la presencia de limos o arcillas. Éste es el estrato de menor espesor 1.70 m en promedio. La conductividad hidráulica (K) varía de 5.1×10^{-5} a 2.2×10^{-6} cm/seg, su porosidad de 0.4% y coeficiente de almacenamiento específico de 0.0001. Estas propiedades hacen de este estrato un acuífero de productividad baja, pero vulnerable por su conductividad hidráulica.
Cuarto estrato	Caracterizado por ser esencialmente arcilloso no se aprecia intercalaciones de otro tipo de sedimento. Es el estrato de mayor espesor, con base a la información de trabajos precedentes se asignó un espesor de 4m, posiblemente sea aún mayor. La cima de este horizonte arcilloso varía entre 2242 y 2240 msnm. En los núcleos obtenidos de este material se observó abundancia de materia orgánica que origina pequeños micro canales en la arcilla. Los núcleos indican para esta arcilla un grado de saturación de prácticamente 100%, no se manifiesta flujo de agua subterránea. Las propiedades son una conductividad hidráulica $K = 1 \times 10^{-7}$ y 1×10^{-8} cm /seg, S de 0.0001, y una porosidad de 0.3 %.

Fuente: García 2013

Estratigrafía del suelo a una profundidad de 7.2 m

Tabla 6.3 Estratigrafía del suelo a una profundidad de 7.2 m

Profundidad (m)	Textura	Densidad Real	Densidad Aparente	Porosidad	Conductividad Hidráulica K (cm/s)	Materia Orgánica
0.0 - 1.2	Franco arcilloso	2.42	1.55	35.95	3.55*10-6	1.4
1.2 - 2.4	Arcilla	2.25	1.13	49.78	3.55*10-6	1.3
2.4 - 3.6	Arcilla	2.35	1.24	47.23	3.55*10-6	2.2
3.6 - 4.8	Arcilla	2.49	1.14	54.22	3.55*10-6	0.4
4.8 - 6.0	Limo arcilloso	2.62	1.41	46.18	3.55*10-6	0.9
6.0 - 7.2	Arena limosa	2.08	0.65	68.75	1.79*10-6	8.1

Fuente: García 2013

6.2 MIGRACIÓN DEL BENCENO EN EL SUELO

El movimiento de benceno en el subsuelo está influenciado por el tipo y características del material a través del cual circula. A manera de ilustración de este punto se mencionan las características de los subsuelos de la ciudad de México (Lesser, 1995; Aguilar, 2005).

La mayor parte del área metropolitana de la ciudad de México se encuentra asentada sobre sedimentos arcillosos de origen lacustre como lo describe Díaz, 2006. Estas arcillas presentan permeabilidad reducida que las hace que funcionen como un acuitardo según (Lesser, 1995; Aguilar, 2005) material que permite la entrada de agua pero impide o limita su salida por retención molecular.

El flujo de agua en la Ciudad de México es muy reducido; tiene una permeabilidad del orden de 10^{-7} a 10^{-9} cm/s. La presencia de estas arcillas en el subsuelo limita el movimiento del agua y de sus contaminantes, los que circulan en forma muy lenta, retardando la contaminación, según Díaz, 2006. Sin embargo, (Lesser, 1995; Aguilar, 2005) dice que el contacto de zonas impregnadas de benceno con espacios abiertos en el subsuelo, tales como el drenaje, ductos telefónicos e infraestructura subterránea en general, pueden constituir zonas a través de las cuales pueda circular libremente el hidrocarburo en el subsuelo.

Ya que se ha descrito los aspectos del sitio donde se ubica la empresa, y conociendo las características físico químicas del suelo, se discuten los fenómenos de transporte del benceno en las tres zonas del subsuelo (zona no saturada, franja capilar y zona saturada). Para mayor entendimiento sobre la migración del contaminante en el suelo se considera la Figura 6.3 donde se describen algunas de las propiedades físicas en sus diferentes estratos del suelo:

1. Zona saturada
2. Franja capilar
3. Zona no saturada

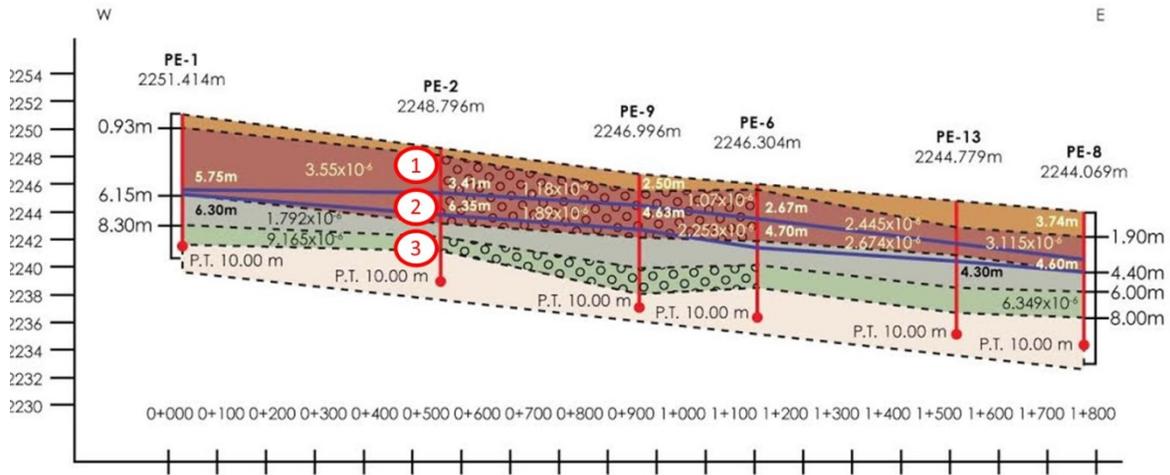


Figura 6.3 Estratigrafía del sitio de estudio
García y Fernández, 2014

6.2.1 ZONA NO SATURADA

Una vez que el derrame de benceno se presenta en la superficie del sitio, la primera zona impactada es la zona no saturada, la cual se encuentra identificada en la figura 6.3 con el número 1. Los principales procesos que ocurren dentro de la zona no saturada: son la volatilización, sorción, degradación, advección y difusión de vapor (ITRC, 2005).

En esta zona la estratigrafía del lugar de acuerdo con García (2013), la textura del suelo es Franco-arcilloso y arcilla, por lo tanto cuando ocurre el derrame de benceno, este se dispersa superficialmente sobre el suelo formando un charco que lentamente se infiltra en el medio poroso por acción de la fuerza gravitacional, al mismo tiempo se liberan vapores a la atmósfera en forma continua, lo que llamamos volatilización (V_{VB-VA}). Sin embargo, ITRC (2005) menciona que a una temperatura de 20°C la tasa de evaporación del benceno será del orden de $2.3 \text{ g}/(\text{m}^2 \text{ s})$ por lo tanto el benceno remanente se infiltrará en el suelo y continuará evaporándose a una tasa menor dando origen a una difusión (D_{VB-VA}) a través del aire de los poros (proceso del cambio de concentración) y advección (A_{VB-VA}), el cual es provocado por el gradiente de densidad, presión atmosférica y por el arrastre del flujo del gas generado en el sitio según García (2013).

Otro fenómeno más que se da durante la migración del benceno es la sorción (S_{LB-SS}), que es la medida de la tendencia que tiene un componente para adherirse al suelo. Según Moyer (2004) la migración de benceno en la zona no saturada tiende a ser más lenta debido a su mayor sorción, en este caso el benceno se adhiere al área superficial de las partículas del suelo antes de que llegue al agua subterránea, ya que como se puede ver en la figura 6.3 el tipo de suelo en esta zona es franco-arcilloso y arcilla y como mencionan en sus trabajos García y Suárez (2009) y Juárez (2005), donde las arcillas poseen una elevada superficie específica por lo que se espera una retención de hidrocarburo. Otros factores importantes que afectan el fenómeno de la adsorción: la

materia orgánica en el suelo, ya que mientras mayor sea el contenido de materia orgánica mayor será la cantidad de benceno retenida, el cual en este caso es bajo; y el contenido de humedad en el suelo, la presencia de humedad disminuye la porosidad del suelo y por consecuencia la adsorción del hidrocarburo es menor lo cual beneficia su migración hacia la franja capilar como lo menciona Hern y Melancon en año de 1986.

La zona de estudio es una zona donde los espacios porosos se encuentran parcialmente saturados por agua que se conoce como humedad, y de acuerdo con lo reportado por García (2013) e ITRC (2005) está va a interactuar con el vapor presente y permitirá el intercambio de los componentes volátiles del benceno entre la fase de aire (difusión) y la fase acuosa (disolución), como ya se sabe el benceno es “inmiscible” en agua, sin embargo las condiciones en la parte subterránea cambian su propiedad, ya que se ve influenciado por factores como son, las partículas del suelo, espacio poroso, y lo que determina lo más importante para que exista una solubilidad del contaminante en el agua es el tiempo de contacto y la concentración del contaminante, como lo menciona Lyman *et al.*, (1992), Testa y Winegardner (1991) y Hern y Melancon (1986).

Otro factor relevante es la biota, misma que está conformada por hongos, algas, bacterias, etc., y que es un aspecto importante que influye en las propiedades físicas y químicas del suelo. Según Oyarzún (2007), dichos microorganismos tienen una cualidad peculiar, que es, la capacidad de degradar (transformar) los contaminantes depositados en el medio poroso y en consecuencia disminuir la masa de benceno que alcance la zona saturada. Aguilar en el 2005, reporta en su trabajo que la biodegradación del benceno bajo condiciones anaeróbicas es mucho más lenta que bajo condiciones aerobias y así lo sustenta la ATSDR en el 2007. Por otro lado, de acuerdo con Lyman *et al.*, (1992) y Aguilar en el 2005, los gases de los hidrocarburos y en este caso los del benceno presentan una foto oxidación, la cual es dada por la luz solar.

La cantidad de benceno que migra hasta alcanzar la franja capilar está influenciada principalmente por dos factores, por un lado, es el benceno que no es retenido en la zona no saturada, y por otro lado, la formación de grietas en las arcillas, debido a su propiedad de contracción-expansión (García y Suárez, 2009; Juárez, 2005)

6.2.2 FRANJA CAPILAR

La franja capilar señalada con el número 2 en la figura 6.3, es una zona de transición desde la zona no saturada en dirección descendiente hacia la zona saturada en donde coexisten en los espacios porosos cantidades variables de aire y agua capilar (Álvarez-Manilla *et. al.*, 2002b; ITRC, 2005).

Un factor importante en esta zona son las fluctuaciones del nivel freático del acuitardo, estas fluctuaciones se dan por la temporada de lluvias y la de sequias, lo que hace que el fenómeno natural influya en el arrastre del benceno por gravedad como lo indica García en el 2013 al reportar sus resultados. De acuerdo con Testa y Winegardner (1991), la franja capilar existe entre la zona no saturada y la zona saturada, donde dos terceras partes de los poros se encuentran saturados por agua, quedando solo disponible una tercera parte para el benceno, y es aquí donde se lleva acabo el fenómeno de adsorción (S_{LB-SS}) nuevamente con las partículas del suelo y agua. El contaminante ocupará esa

tercera parte totalmente, una vez que la concentración de benceno aumente de manera significativa, comenzará un desplazamiento del agua de poro, y es aquí donde por el tiempo de contacto con las partículas del suelo y las del agua, la concentración del contaminante comenzará a incrementar su solubilidad, sólo se disolverá en promedio la tercera parte del benceno, el resto quedará flotando por arriba del nivel freático como fase libre y se dispersará (Rucks, 2004; Testa y Winegardner, 1991; Lyman *et al.*, 1992; Hern, 1986)

En esta zona el benceno, por diferencia de densidad y su incapacidad para desalojar el agua intersticial, da origen a los procesos de dispersión del benceno en el agua (D_{BL-AL}) y difusión (D_{LB-LA}); el benceno se acumula directamente sobre el nivel del agua y bajo la zona de acumulación del hidrocarburo, extendiendo una pequeña cuña hacia la zona de menor gradiente hidráulico y viceversa (Álvarez-Manilla *et. al*, 2002a; ITRC, 2005).

6.2.3 ZONA SATURADA

Finalmente en esta zona se encontrará disuelto (en contacto con agua) un porcentaje de benceno el cual desde la franja capilar inició su solubilidad, aquí se tiene una segunda volatilización la cual se conoce como volatilización de fase disuelta y comienza su difusión en el agua subterránea, todo lo anterior se ve reflejado en la zona señalada con el número 3 de la figura 6.3.

En la literatura Rucks, (2004); Testa y Winegardner, (1991); Lyman *et al.*, (1992); Hern, (1986) se sabe que la migración del benceno es limitada en primera instancia por la textura del sitio, seguido por los fenómenos de transporte que en este caso predominan la sorción seguida por la difusión en el agua en fase líquida y posteriormente en la fase vapor.

El benceno como ya se mencionó tiene una densidad inferior a la del agua lo que indica que el contaminante en estudio flotará en contacto con ella, por lo anterior, solo una tercera parte de la fracción de el benceno derramado se disolverá (entra en contacto con el agua) y el resto se evaporará (Schnoor, 1996; Sabroso, 2004).

Cuando el benceno se encuentra disuelto (en contacto con el agua), se tiene una segunda volatilización la cual se conoce como volatilización de fase disuelta que sigue la Ley de la constante de Henry, simplemente refleja una volatilidad del componente, sin olvidar, que la medición es del componente en la fase disuelta al aire, contrario de la fase pura al aire. Por lo que es otro coeficiente de partición en equilibrio, que es la concentración en el aire dividida por la concentración en agua, generalmente la Constante de Henry se incrementa cuando incrementa la temperatura, lo que parecería que sigue un mismo comportamiento directamente proporcional a la solubilidad, sin embargo, esto no siempre es el caso ya que la constante de Henry cuantifica dos efectos que compete significativamente, que son la presión de vapor y la solubilidad. Si se tiene un alto valor de la ley de Henry esto significa que estará disuelto en agua pero no es fácilmente volatilizable al aire. Para valores bajos se manifestará una volatilización del agua al aire en una gran mayoría del componente (Moyer, 2004)

Una vez que el benceno entra en contacto con el agua en la zona saturada, por sus características de baja sorción se moverá a la misma velocidad del agua subterránea,

fenómeno llamado advección (A_{LB-LA}) (ITRC, 2005); para el caso de estudio se considera que la advección es mínima y por lo tanto puede ser despreciable ya que la zona forma parte del acuitardo, donde el movimiento del agua es tan mínima en dichas unidades geológicas que se desprecia el fenómeno.

Una propiedad de los limos y arcillas es que por naturaleza tienden a formar grietas en las profundidades debido al flujo del agua, y que en el proceso de expansión compresión se van pronunciando cada vez más, lo que puede ser una vía de migración para un contaminante en este caso el benceno. (Rucks, 2004; Hern y Melancon, 1986)

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

- Se llevó a cabo la discusión de los fenómenos de transporte en un suelo contaminado por benceno, considerando las ecuaciones para un medio poroso. Encontrándose es una herramienta útil para realizar una propuesta de rehabilitación del sitio impactado.
- Así mismo se discutieron los fenómenos de transporte del benceno en el suelo considerando la bibliografía de los últimos diez años y los fundamentos de la teoría disponible en medios electrónicos e impresos. Y se puede comentar que existe poca bibliografía actual sobre un suelo de partículas finas contaminado por benceno.
- Por otra parte, se realizó el análisis de los fenómenos de transporte para un suelo heterogéneo contaminado por benceno. Donde se puede decir que los suelos con partículas finas (arcillas) contaminadas con benceno presentan propiedades específicas que limitan la migración del contaminante.
- De manera particular para el caso de estudio se consideró el suelo de la Ciudad de México. Encontrándose que las partículas que conforman el subsuelo de la zona norte en su mayoría son arcillas y limos, lo que dificultaría en caso de que se quisiera rehabilitar.
- Finalmente en la discusión de los fenómenos de transporte se consideraron las tres zonas del subsuelo: zona no saturada, franja capilar y zona saturada. Encontrándose que se presentan los mismos fenómenos de transporte en las diferentes zonas, donde sólo cambian las fases en las que se llevan a cabo.

GLOSARIO DE TÉRMINOS

Acuífero. Es una unidad de suelo y/o de roca que contiene y transmite agua subterránea en cantidad y calidad suficiente y que puedan ser extraídas para su explotación, uso o aprovechamiento bajo un esquema de operación racional.

Acuitardo. Conjunto de estratos de geológicos de conductividad hidráulica baja (<10-6 m/s) que permiten un flujo muy lento de agua.

Agua intersticial. Es aquella que se encuentra en los espacios que existen entre dos rocas.

Agua subterránea. Es el agua que fluye en el subsuelo, en unidades de suelo y/o rocas parcial o totalmente.

Carga hidráulica. Es la energía presente en un acuífero, normalmente tiene dos componentes: a) la carga relacionada con la elevación con respecto a un punto de referencia que es normalmente el nivel medio del mar; y b) la carga de presión, o presión de poro.

Características del sitio. Características o propiedades físicas, químicas, mecánicas y dinámicas de un suelo y de la(s) sustancia(s) distribuidas en él, así como los procesos que controlan el comportamiento y transporte del contaminante en el medio en el que se encuentra alojado y que proporcionan la comprensión de éstos para poder predecir su comportamiento futuro en el sitio.

Coefficiente de permeabilidad. La capacidad que tiene un material que, en contacto con agua, u otro fluido, permite el paso de ésta desde la superficie superior hasta la parte de mayor profundidad de él mismo.

Conductividad hidráulica. Es la propiedad de un medio geológico de permitir el flujo de agua subterránea en un acuífero o acuitardo (velocidad a la cual fluye el agua), considerando las condiciones de densidad y viscosidad del agua.

Conductividad hidráulica saturada. Es la propiedad de un medio geológico que permite el flujo de agua subterránea en un acuífero o acuitardo, considerando las condiciones de densidad y viscosidad del agua en condiciones de saturación.

Cuenca hidrológica. Área de captación de los escurrimientos superficiales.

Derrame. Cualquier descarga, liberación, rebose, achique o vaciamiento de hidrocarburos que se presente en suelo.

Descripción estratigráfica. Es la descripción de los estratos del subsuelo en cuanto a sus propiedades físicas, químicas e hidráulicas, de acuerdo al código de nomenclatura estratigráfica vigente.

Geología. Es el estudio de la formación, evolución, distribución, correlación de los diferentes fenómenos presentes y pasados en la tierra.

Hidrocarburos. Compuestos químicos, constituidos principalmente por átomos de carbono e hidrógeno.

Hidrocarburos de fracción ligera. Mezcla de hidrocarburos cuyas moléculas contengan cadenas lineales entre cinco y diez átomos de carbono (C5 a C10).

Hidrocarburos de fracción media. Mezcla de hidrocarburos cuyas moléculas contengan cadenas lineales entre diez y veintiocho átomos de carbono (C10 a C28).

Hidrocarburos de fracción pesada. Mezcla de hidrocarburos cuyo peso molecular sea mayor a C18

Hidrogeología. Es la ciencia que brinda el conocimiento de las aguas subterráneas y las circunstancias geológicas condicionantes que engloba actividades como perforaciones, determinación de la recarga, profundidades a nivel estático, interacción química agua-roca y propiedades hidráulicas que permiten conocer y localizar los sistemas de aguas subterráneas, su dirección y velocidad de movimiento.

Hidrología. La ciencia que estudia los componentes primarios del ciclo hidrológico y su relación entre sí. Considera la interacción y dinámica de la atmósfera con cuerpos de agua superficial tales como ríos, arroyos, lagunas, lagos, etc.

Infiltración. Introducción suave de un líquido entre los poros de un sólido referido al agua, el paso lento de ésta a través de los intersticios del suelo y del subsuelo.

Nivel freático. Es la superficie de agua que se encuentra en el subsuelo sobre una capa impermeable del terreno, bajo el efecto de la fuerza de gravitación y que delimita la zona de aireación de la de saturación.

Permeabilidad. La propiedad que tiene una sección unitaria de terreno para permitir el paso de un fluido a través de ella sin deformar su estructura bajo la carga producida por un gradiente hidráulico. Es la cualidad de las suelo o de sus horizontes que se relaciona con la transmisión del agua o del aire a todas las partes de su masa.

Porosidad efectiva. Es la relación del volumen de vacíos o poros interconectados de una roca o suelo dividido por el volumen total de la muestra.

Suelos. Los suelos son la cubierta superficial de la mayoría de la superficie continental de la Tierra. Es un agregado de minerales no consolidados y de partículas orgánicas producidas por la acción combinada del viento, el agua y los procesos de desintegración orgánica.

Unidades hidrogeológicas. Conjunto de materiales geológicos que han acumulado agua de manera subterránea.

Unidades litológicas. Conjunto de materiales geológicos compuestos predominantemente de cierta asociación de minerales que tienen un origen común.

Zona de aireación. La zona que contiene agua bajo presión menor a la de la atmósfera, está delimitada entre la superficie del terreno y el nivel freático.

Zona de saturación. El área que se caracteriza por tener sus poros o fracturas llenas de agua, su límite superior corresponde al nivel freático y su límite inferior es una unidad impermeable.

Zona no saturada. Es el espesor que existe entre la superficie del terreno y el nivel freático. Es equivalente a la profundidad del nivel freático.

Zona vadosa. Porción del acuífero comprendida entre su techo y el nivel piezométrico.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Aguilar P., L. A., (2005) Determinación de los Procesos de Contaminación al Subsuelo por Compuestos Orgánicos de fase No-Acuosa más ligeros que el Agua, en medios de Baja Permeabilidad. Alternativas de remediación, Tesis doctoral, Posgrado en Ciencias de la Tierra, Instituto de Geología, Universidad Nacional Autónoma de México, México.

Alemán A., (2009) Determinación de hidrocarburos totales del petróleo en suelos y sedimentos de la cuenca de río Coatzacoalcos. Facultad de Ciencias Químicas, Universidad Veracruzana, Coatzacoalcos, 72 pp.

Alvarez-Manilla, A., Valadéz, J., Garnica P., Martínez G., (2002) La permeabilidad de los suelos en los problemas de transporte de contaminantes. Aplicación en la infraestructura del transporte. Secretaria de Comunicaciones y Transportes. Instituto Mexicano del Transporte. Publicación Técnica No. 195. Sanfandila, Qro, 2002

Alvarez-Manilla, A.; Martínez, G.; Flores, M.; Garnica, P, (2002) Metodología para saneamiento de acuíferos profundos por derrame de hidrocarburos Secretaria de Comunicaciones y Transportes. Instituto Mexicano del Transporte. Publicación Técnica No. 196. Sanfandila, Qro, 2002

Artigas D., (2003) Edafología. Departamento de suelos y aguas. Facultad de Agronomía. Universidad de la República. Uruguay. Consultado en Diciembre 2013, disponible en: <http://www.fagro.edu.uy/~edafologia/curso/Material%20de%20lectura/Formacion/formacion.pdf>

ATSDR., (2007) Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades. Reseña Toxicológica del Benceno. Consultada en Noviembre 2013 disponible en http://www.atsdr.cdc.gov/es/phs/es_phs3.pdf

Auge M, (2006) Agua Subterránea Deterioro de Calidad y Reserva. Departamento de Ciencias Geológicas Cátedra de Hidrogeología. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires.

Brewster, R., (1983) Química Orgánica, Editorial Continental, México.

Brown, (2002) Introducción a la Química Orgánica, 2da Edición en inglés, Editorial Continental, México.

Centro Nacional de Prevención de Desastres (CENAPRED), (2001) Diagnóstico de peligros e identificación de riesgos de desastres en México: Atlas Nacional de Riesgos de la República Mexicana. Secretaría de Gobernación, México.

Chiou C.T., S.E. Mc Groddy and D.E. Kile, (1998) Partition characteristics of polycyclic aromatic hydrocarbons on soils and sediments. Environmental Science and Technology. Vol. 32, 264-269.

Collazo M.; Montañó J., (2012) Manual de agua subterránea. Ministerio de ganadería agricultura y pesca. Montevideo, Uruguay. Consultado en marzo 2014 disponible en: <http://www.cebra.com.uy/presponsable/adjuntos/2012/11/Manual-de-agua-subterranea-bajo.pdf>

CONAGUA, (2002) Actualización de la disponibilidad media anual de agua subterránea acuífero de la zona metropolitana de la Cd de México. Comisión Nacional del Agua, Subdirección General Técnica, Gerencia de Aguas Subterráneas, Subgerencia de evaluación y ordenamiento de Acuíferos. Disponible es: http://www.conagua.gob.mx/Conagua07/Aguasubterranea/pdf/DR_0901.pdf Consultada en Consultado en febrero 2014.

Crosara A., (2009) Prácticos de Edafología consultado en Diciembre 2013, disponible en <http://edafologia.fcien.edu.uy/archivos/Practico%203.pdf>

Cruz, A. S., (2009) Movilidad de Iones en un Modelo Experimental Tipo Caja. Tesis de Maestría. Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México, 94 pp.

Curtis, G.P., Roberts P.V. y Reinhard M., (1986) A natural gradient experimenton solute transport in a sand aquifer.4, sorption of organic solutes and its influence on mobility. Water Resources Research. Vol. 22. No 13. pp 2059-2067.

Davis G.B., (2009) Evidence for Instantaneous Oxygen-Limited Biodegradation of Petroleum Hydrocarbon Vapors in the Subsurface. Ground Water Monitoring & Remediation. 29:126-137

Díaz-Rodríguez, (2006) Los suelos lacustres de la Ciudad de México. Revista Internacional de Desastres Naturales, Accidentes e Infraestructura Civil Vol 6 (2) 111 pp.

Donado L., (2004) Modelo de Conductividad Hidráulica en Suelos. Tesis de Maestría. Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional de Colombia, 162 pp.

Dorronsor C, (2009) Introducción a la Edafología, Departamento de edafología y química agrícola, Unidad docente e investigadora de la Facultad de Ciencias de la Universidad de Granada, España. <http://edafologia.ugr.es/introeda/tema00/progr.htm>

Durán, A., y García, F., (2007) Suelos del Uruguay. Génesis y Clasificación. Uso y Manejo. ED. Hem Sur

Edafología., (2006) Textura del suelo. Propiedades físicas de los suelos. Consultado en enero 2014. Disponible: <http://edafologia.ugr.es/introeda/tema04/text.htm#anchor622272>

United States Environmental Protection Agency (EPA), (2002) List of IRIS Substances, Benzene. Consultado en Noviembre 2013 Disponible en <http://www.epa.gov/iris/subst/0276.htm>

United States Enviromental Protection Agency (EPA), (2009) Benzene Teach Chemical Sumary. Consultado en Noviembre 2013 disponible en <http://www.epa.gov/teach/>.

Eweis, J.B., S.J. Ergas, D.P. Chang y E.D. Schroeder, (1998) Bioremediation Principles. McGraw-Hill International Editions. 296 pp.

Fernández, A., (2011) La Formación del Suelo, el Agua, la Agricultura y el Comportamiento Humano. Disponible en <http://es.sott.net/article/10982-La-Formacion-del->

[Suelo-el-Agua-la-Agricultura-y-el-Comportamiento-Humano](#) Consultado en Noviembre de 2013.

Fessenden, R. J., (1982) Química Orgánica. 2a ed. Grupo Editorial Iberoamérica. Mexico, D.F.

Flores P., M., Torras O., S, Téllez G., R., (2004) Medidas de mitigación para uso de suelos contaminados por derrames de hidrocarburos en infraestructura de transporte terrestre.

Freeze, R.A. y Cherry, J.A., (1979) "Groundwater". Englewood Cliffs, N.J., Prentice Hall.

FUNPRUVER, (2009) Propiedades físicas del suelo, consultado en diciembre 2013, disponible en: <http://www.funprover.org/formatos/manualTomate/Propiedades%20Fisica%20del%20Suelo.pdf>

García A., (2005) Edafología. Universidad Extremadura, Departamento de biología y producción de los vegetales, área de edafología y química agrícola. España consultado en diciembre 2013, disponible en: <http://www.eweb.unex.es/eweb/edafo/>

García R. y Suárez B., (2009) Las Arcillas: Propiedades y Usos. Universidad Complutense, Madrid España.

García, L., (2013) Evaluación de la eficiencia de Remediación de sitios contaminados por Hidrocarburos. Tesis doctoral. Universidad Nacional Autónoma de México. 182 pp

García, L. y Fernández, G., (2014) Evaluación del riesgo a la salud en la zona 7 contaminada con benceno del pasivo ambiental generado por la "Exrefinería 18 de marzo" en la ciudad de México. Ingeniería Investigación y Tecnología, volumen XV (No. 3).

Goodall, D.C. y Quigley R.M., (1977) Pollutant migration from two sanitary landfill sites near Sarnia, Notario. Canadian Geotechnical Journal. Vol. 14. pp 223-236.

Gray G.H. y Weber, W.J., (1984) " Diffusional Transport hazardous waste leachate across clay barriers". 7th

Hern, S. C., Melancon, S. M., (1986) Vadose zone modeling of organic pollutants. Lewis Publishers, Inc., USA.

Hernández M, (2002) La Importancia de la zona no saturada en la hidrología de llanuras. Anales Acad. Nac. De Cs. Ex., Fís. Y Nat., Tomo 53 (2001) pp 73-82.

Ibarra, R., (2003) La explotación petrolera mexicana frente a la conservación de la biodiversidad en el régimen jurídico internacional. Instituto de Investigaciones Jurídicas. Universidad Nacional Autónoma de México.

INECC, (2005) Instituto Nacional de Ecología. Metales pesados Disponible en <http://www.inecc.gob.mx/sqre-temas/763-agre-metales> Consultado en febrero 2014

INECC, (2005) Instituto Nacional de Ecología. Fuentes de contaminación en México. Disponible en <http://www2.inecc.gob.mx/publicaciones/libros/372/fuentes.html> Consultado en febrero 2014.

Interstate Technology & Regulatory Council. ITRC, (2005) Overview of Groundwater Remediation Technologies for MTBE and TBA. MTBE-1. Washington, D.C.: Interstate Technology & Regulatory Council, MTBE and Other Fuel Oxygenates Team. Available on the Internet at <http://www.itrcweb.org>.

Juárez, E., (2005) Mecánica de Suelos, Tomo I Editorial LIMUSA, México

Knox, R.D., Sabatini, D.A. y Canter, L.W., (1993) "Subsurface Transport and Fate Processes. LewisPublishers.

Lesser, J. M., (1995) Prospección de Contaminación de Acuíferos por Hidrocarburos. Calidad Ambiental, ITESM, volumen II, número 5. Disponible en : <http://lesser.com.mx/esp/pub/95-1%20Prospeccion%20de%20Contaminacion%20de%20Acuiferos%20por%20Hidrocarburos.pdf> Consultada en marzo 2014

Lesser, J. M. y Saval S., (2001) Principales hidrocarburos contaminantes de suelos y acuíferos: Identificación y características. División de Educación Continua, Facultad de Ingeniería, UNAM.

LGEEPA, (1998) Ley General de Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente SEMARNAT

LGPGIR, (2003). Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos y su Reglamento. SEMARNAT

Lyman Warren J., Reidy Patrick J., Levy Benjamin, (1992), Mobility and Degradation of Organic Contaminants in Subsurface Environments. C.K. SMOLEY, INC. UNITED STATES OF AMERICA. p.p. 395

Marrufo, L., (2007) Determinación de la extensión de la contaminación de suelos por derrames y fugas de hidrocarburos. Tesis de Maestría. Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México, México, D.F., 151 pp

Martínez J., Mallo M., Lucas R., Álvarez J., Salvarrey A., Gristo P., (2005) Guía para la Gestión Integral de Residuos Peligrosos

Morrison, R., (1976) Química Orgánica 3ra Edición Fondo Educativo Interamericano. Mexico.

Morrison, R., (1998) Química Orgánica 5ta Edición Editorial Pearson Addison Wesley Logman de México.

Moyer E., (2004) MTBE Remediation Handbook, ASP (Amherst Scientific Publishers), Massachusetts

Ney, R., (1990) Fate and Transport of Organic Chemicals in the Environment. Govern. Inst. Maryland.

Norma Oficial Mexicana NOM-138-NOM-138-SEMARNAT/SS-2003, Límites máximos permisibles de hidrocarburos en suelos y las especificaciones para su caracterización y remediación.

Olsen, R.L. y Davis, A., (1990) "Predicting the fate and transport of organic compounds in groundwater. Part 1" pp. 40-64 in Proceedings of the Hazardous Materials Conference "MECANISMOS DE TRANSPORTE DE CONTAMINANTES Hazardous Materials Resource Control. Greenbelt. MD.

Oyarzún R., (2007) Transporte de contaminantes en aguas subterráneas. CEAZA-Chile. 2007.
http://www.aulados.net/Temas_ambientales/Contaminantes_aguas_subterraneas/Transporte_contaminantes.pdf

Ortíz O, Ize I., Gavilán A., (2003) La restauración de suelos contaminados con hidrocarburos en México; Gaceta Ecológica, núm. 69, octubre-diciembre, 2003, pp. 83-92, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México

Ortiz, I., Sanz, J., Dorado, M., Villar, S., (2007) Metales pesados. La contaminación de los suelos Técnicas de Recuperación de Suelos Contaminados. Universidad de Alcalá. España.

Occupational Safety & Health Administration (OSHA), (1998) Occupational Health Guideline for Benzene Potential Human Carcinogen 1988. Consultada en Marzo de 2014. Disponible en: <http://www.cdc.gov/niosh/pdfs/0049.pdf>

Petróleos Mexicanos (PEMEX), (2001) Informe 2001: Seguridad, salud y medio ambiente. Dirección Corporativa de Seguridad Industrial y Protección Ambiental, PEMEX, México.

Pons, M., (2010) Extracción de hidrocarburos y compuestos derivados del petróleo en suelos agrícolas de la cuenca baja del Río Tonalá. Tesis de maestría. Institución de Enseñanza e investigación en Ciencias Agrícolas, Tabasco, 80 pp.

Porta-Casanellas, J., López-Acevedo M., Roquero De Laburu C., (2003) Edafología para la agricultura y el medio ambiente, Tercera edición; Impreso en España, Ediciones Mundi-prensa.

Procuraduría Federal de Protección al Ambiente (PROFEPA), (1999) Restauración de suelos contaminados. Grupo de trabajo sobre la restauración de suelos contaminados. México.

Procuraduría Federal de Protección al Ambiente (PROFEPA), (2002) Dirección General de Inspección de Fuentes de Contaminación, México. Disponible en <http://www.profepa.gob.mx/> consultado en febrero 2014.

Quadri, G., (1994) Industria y política ambiental. El Nacional, sábado 18 de junio, México.

Rakoff, (1980) Química orgánica fundamental, Editorial Limusa 7ª Reimpresión México.

Rosas A., (2004) El análisis de toxicidad de BTEX en agua, un elemento a considerar en la normatividad de suelos contaminados por hidrocarburos y en los criterios ambientales para aguas subterráneas en México. Tesis de Maestría. Centro interdisciplinario de investigaciones y estudios sobre medio ambiente y desarrollo, Instituto Politécnico Nacional, México.

Rucks, L.; García, F.; Kaplán, A.; Ponce de León, J.; Hill, M., (2004) Propiedades Físicas del Suelo, Departamento de Suelos y Aguas de la Facultad de Agronomía de la Universidad de la República, Uruguay, Consultado en Enero 2014, disponible en: <http://www.fagro.edu.uy/~edafologia/cursos/Material%20de%20lectura/FISICAS/fisicas.pdf>

Sabatini D.A. y Austin T.A., (1990) "Adsorption, Desorption and Transport of Pesticides in Groundwater : A Critical Review". Journal of Irrigation and Drainage Division. ASCE. Vol. 116 (1): 3-15.

Sabljić, A., H. Gusten, H. Brear, and J. Hermens, (1995) "QSAR modeling of soil sorption. Improvements and systematics of log K_{oc} vs. log K_{ow} correlations". Chemosphere. Vol 31, 4489-4514.

Sabroso, G. MC., (2004) Guía sobre suelos contaminados CEPYME ARAGON, Zaragoza. Disponible en <http://www.scribd.com/doc/54295054/guia-suelos-contaminados>

Saval, B. S., (1995a) Acciones para la Remediación de Suelos en México. Segundo Minisimposio Internacional sobre Contaminantes del Agua y Suelo. Instituto de Ingeniería. UNAM.

Saval B. S., (1995b) Remediación y restauración en PEMEX Ambiente y Energía, Los retos del futuro. UNAM-Petróleos Mexicanos.

Saval B. S., Lara F., Lesser J. M. y Nieto J., (2004) Contaminación de acuíferos con hidrocarburos: Causas y efectos, riesgos asociados y medidas de prevención: En: El agua en México vista desde la Academia. Academia Mexicana de Ciencias. 403 p

Schellenberg K.C., C. Leuenberger and R.P. Schwarzenbach, (1984) "Sorption and Chlorinated phenols by natural sediments and aquifer materials" Environmental Science and Technology. Vol 18, 652-657.

Secretaría de Economía, (2011) Normas Oficiales Mexicanas. Consultada en enero de 2014. Disponible en: <http://www.economia-noms.gob.mx/noms/inicio.do>

Seoáñez C., M., (1999) Aguas Residuales: Tratamiento Por Humedales Artificiales: Fundamentos Científicos: Tecnologías: Diseño Ediciones Mundi-Prensa.

Shackelford, C.D. y Daniel, D.E., (1991) Diffusion in saturated soil: II. Results for compacted clay. Journal of Geotechnical Engineering. Vol. 117, No 3, pp. 485-506.

Sharma, H.D. y Reddy K.R., (2004) Geoenvironmental Engineering. John Wiley & Sons. Inc.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Schnoor J., (1996) Environmental Modeling: Fate and Transport of Pullants in Water, Air and Soil. Edit. Hardcover. USA

Testa M. and Winegardner, (1991) Restoration of Petroleum-Contaminated Aquifers, LEWIS PUBLISHERS, 1991

Van Deuren, j., Wang, Z. y Ledbetter, J., (1997) Remedación technologies screening matrix and referenece Guide. 3^a Ed. Technology Innovation Office, EPA http

Volke -Sepúlveda, T., Velasco-Trejo, J.A., de la Rosa Pérez, D.A., (2005) Suelos Contaminados por metales y metaloides: muestreo y alternativas para su remediación, Secretaria de Medio ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología, Impreso en México.

Weber W.J., Mc Ginley, P.M., Katz, L.E.Jr., (1991) "Sorption phenomena in subsurface system: concepts, models and effects on contaminant fate transport" Water Resources Research. Vol. 25, pp449-528.