



UNIVERSIDAD NACIONAL
AUTÓNOMA DE MÉXICO



FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES

ACATLAN

**“Fundamentos de Contaminación
de Agua Subterránea”**

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO
DE INGENIERO CIVIL

P R E S E N T A

MATA OTERO FERNANDO

ASESOR: ING. JORGE E. ATHALA MOLANO

OCTUBRE, 2004.



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.



A Dios por darme la oportunidad de vivir y por ponerme donde estoy.
A mis Padres pues sin ellos no soy nada.
A mis hermanos y hermanas
A Sandra
Al Ing. Jorge Esteban Athala Molano, por su dedicación y paciencia
A la UNAM por darme cupo en ella



PARÁBOLA

(Darío Lostado)

Aquel hombre vivía atormentado por la falta de agua.

Habitaba en una casa con un gran terreno cultivable y una bien acondicionada granja. Pero todo permanecía yermo, improductivo y abandonado. Le faltaba agua.

Le habían dicho que allí en su propio terreno había abundante y pura agua a escasos metros de profundidad. Pero a él le parecía demasiado fácil y dichoso para ser verdad. Y no lo creyó. Por eso recorría kilómetros y kilómetros buscando el agua tan necesaria. Intentó los medios más extraños y peregrinos para conseguirla. Iba y venía a arroyuelos de aguas escasas y fangosas. Se quejaba constantemente de su desgracia...

Soñaba con estrujar las nubes para sacarles unas pocas gotas de agua. Hasta que intentó traerla del mar, pero el agua marina secó las plantas de su huerta.

Buscaba por todas partes, menos donde tenía que buscar.

Por fin un buen día alguien le hizo ver que el agua que buscaba estaba ahí, en su propia casa. Y esta vez creyó y se decidió a ahondar en su propio terreno.

No tubo que esforzarse mucho. Allí, a unos metros bajo sus pies, encontró un caudal inagotable. Allí mismo tenía lo que tanto había estado buscando en vano por extraños y remotos lugares.

Su vida cambió. Su granja se llenó de vida, su huerta reverdeció con frescas y sabrosas verduras y frutas. Y él se sintió renacer a una vida nueva abundante.

Muchos y quizás tú seas uno de ellos, buscan aquí y allá la felicidad para su vida. Van y vienen. Vienen y van tras sueños inútiles y estériles. A veces hasta se ilusionan con falsas expectativas y espejismos vanos creyendo que van a encontrar el agua de la felicidad en lo que resulta ser aguas salobres que producen mayor sed y deseos. Y la ansiedad aumenta. Y el descontento y la desilusión se adueñan de su alma.

No buscan donde deben buscar.

La solución no está fuera ni lejos, sino dentro y muy cerca: en su propia casa, en si mismos. Allí está el manantial de agua pura y abundante. Sólo hace falta profundizar un poco. Mirar dentro de sí.

Es cierto que por delante de tu casa ves pasar gentes y gentes con el mismo problema que tú, con sus vasijas vacías buscando ansiosamente el agua deseada. Y llegas a convencerte y contagiarte de la ignorancia y necedad común de la mayoría, de todos aquellos que ignoran que sus propias casas son manantiales de frescas y abundosas aguas...



ÍNDICE

INTRODUCCIÓN	1
CAPITULO I CONCEPTOS BÁSICOS DE LOS ACUÍFEROS	
I.1 Tipos de acuíferos de acuerdo a su producción de agua.....	8
I.2 Propiedades de los acuíferos.....	10
I.3 Ley de Darcy.....	17
I.4 Transmisividad y coeficiente de almacenamiento.....	35
CAPITULO II CONCEPTOS BÁSICOS DE CONTAMINACIÓN DEL AGUA SUBTERRÁNEA.	
II.1 Contaminación del agua.....	44
II.2 Fuentes de contaminación de agua subterránea.....	50
II.3 Colección de muestras de agua subterránea.....	60
II.4 Monitoreo del agua subterránea.....	61
II.5 Normas de calidad del agua.....	63
CAPITULO III TRANSPORTE DE CONTAMINANTES EN AGUA SUBTERRÁNEA	
III.1 Relaciones entre masa – concentración – volumen.....	75
III.2 Difusión.....	90
III.3 Advección.....	92
III.4 Dispersión mecánica.....	97
III.5 Dispersión Hidrodinámica.....	98
III.6 Retardación.....	113
III.7 Degradación de compuestos orgánicos.....	152
III.8 Líquidos de Fase No Acuosa (NAPL).....	157
CAPITULO IV RESTAURACIÓN DEL AGUA SUBTERRÁNEA.	
IV.1 Medidas de control de la fuente contaminante.....	204
IV.2 Tratamiento de una pluma contaminante.....	206
IV.3 Análisis de la zona de captura del contaminante.....	208
IV.4 Procedimientos para delinear la pluma de contaminación del agua subterránea.....	214
IV.5 Vulnerabilidad de los acuíferos a la contaminación.....	218
CAPITULO V APLICACIONES DE MÉTODOS Y TÉCNICAS DE REMEDIACIÓN DE ACUÍFEROS CONTAMINADOS	
V.1 Control hidráulico (extracción de agua subterránea).....	222
V.2 Sistemas de tratamiento de agua sobre el suelo.....	238
V.3 Remediación de agua subterránea in situ.....	258



CONCLUSIONES.....	271
BIBLIOGRAFÍA.....	275
ANEXOS	
ANEXO I	Distribución Natural del Agua en México.....277
ANEXO II	Variación del tipo de acuíferos con el tiempo y Descripción de los principales acuíferos de México.....279
ANEXO III	Norma NOM-127-SSA1-1994.....285
ANEXO IV	Hidrocarburos y Petróleo.....295
GLOSARIO DE TÉRMINOS.....	315
SIMBOLOGÍA.....	321



INTRODUCCION

Cada año caen aproximadamente 110 billones (10^{12}) de metros cúbicos (m^3) de agua en forma de precipitaciones pluviales sobre la superficie del planeta tierra. La población del planeta se estima en 5,700 millones de habitantes, lo que significa que cada persona tiene disponible en promedio cerca de 53,000 litros, o 53 toneladas, de agua dulce por día, y esto sin considerar el agua que cae en forma de lluvia o nieve en los océanos, ciertamente el agua debería alcanzar para todos.

Sin embargo, a pesar de esta aparente abundancia de agua, a diario mueren miles de personas por enfermedades asociadas con esquemas inadecuados de abastecimiento de agua limpia. Por supuesto, el problema no es la cantidad de agua ni el número de personas, sino la distribución relativa de ambos, así como el hecho de que el agua no llega de manera regular a través del tiempo.

Una solución que el hombre ha aplicado a estos problemas ha sido erigir sus asentamientos cerca de fuentes confiables de agua, donde existe una característica natural que corrige de algún modo la distribución irregular de la lluvia – quizá un lago o un río que conduzca el agua desde una región donde hay más precipitaciones, o donde éstas son más regulares -, pero la disponibilidad del agua siempre ha sido un factor imperativo.

Hasta ahora se ha hablado de la cantidad y la distribución del agua en general, pero se estima que la cantidad total de agua sobre la tierra es de poco más de 1,400 millones de kilómetros cúbicos (km^3). De este volumen, aproximadamente 1,370 millones de km^3 , es decir cerca del 95 %, es agua de mar. Gran parte del resto, un 2 % del total, se encuentra en forma sólida en los glaciares y casquetes polares. Virtualmente toda el agua restante – el agua que no es de mar y que no está congelada– es agua subterránea. El agua en ríos y lagos, en la atmósfera y en la zona no saturada, comprende en conjunto sólo 1/50 de 1 % del agua total susceptible como recurso para abastecimiento.

En México, la disponibilidad media anual natural de agua (superficial y subterránea) es de 472 km^3 y por habitante es de 4,841 m^3 , que es bastante aceptable, y la extracción anual bruta (superficial y subterránea) para los diversos usos público-urbano, agrícola, industrial y otros es de 72.2 km^3 (ver Anexo I). Más sin embargo, el problema es que no esta distribuida razonablemente con respecto a las zonas de concentración de la población y de desarrollo agrícola e industrial, esto es, en las zonas donde hay mayor población se localiza el menor volumen de agua disponible.

La Comisión Nacional del Agua ha identificado y estudiado 653 acuíferos distribuidos en todo el territorio de la Republica Mexicana (Diario Oficial de la Federación publicado el 5 de diciembre de 2001), con una recarga media anual de 75 km^3 y una extracción anual para usos público-urbano, agrícola, industrial y otros de 28.5 km^3 , que representa el 40 % de la extracción anual bruta. La extracción subterránea para uso público-urbano representa mas del doble de la extracción superficial, 1.4 veces la extracción superficial para uso industrial y el 34 % de la extracción destinada para uso agrícola.



En apariencia no hay problemas en la explotación de los acuíferos, sin embargo haciendo el balance entre recarga y extracción por cada región acuífera en forma individual resulta que 96 acuíferos están sometidos a sobreexplotación minando la reserva del agua subterránea a un ritmo de cerca de 8 km³ por año. Además, existen 17 acuíferos con problemas de intrusión salina ubicados en los estados de Baja California, Baja California Sur, Colima, Sonora y Veracruz.

El Gobierno Federal Mexicano ha declarado que: *"El agua es un tema particularmente delicado. Como fuente de vida, su disponibilidad condiciona el desarrollo de muchas regiones del país. Por ello, su manejo y preservación son asuntos estratégicos de seguridad nacional, ya que 35 de las principales ciudades del país se encuentran amenazadas por la escasez de agua. El crecimiento industrial de México, ha significado una enorme presión sobre el capital natural del país y en particular sobre el agua; ha generado además un proceso de degradación de nuestro entorno que debemos detener"* (Programa Nacional Hidráulico 2001-2006).

Por lo anterior, las aguas subterráneas son un recurso muy valioso para su conservación en cantidad y calidad que asegure el abasto para las futuras generaciones.

El objetivo principal del presente trabajo es presentar de manera sencilla y práctica, los elementos necesarios para poder entender y resolver problemas de contaminación del agua subterránea.

En México y tal vez en muchas partes del mundo no se le ha dado la debida importancia a la contaminación del agua subterránea, probablemente esto se debe a la complejidad en su análisis y entendimiento para su solución.

Para conocer el medio donde se va a trabajar se requiere de información detallada del medio donde se almacena el agua subterránea, por ello el Capítulo I introduce al conocimiento de los conceptos básicos de los acuíferos, donde se muestra la cantidad de agua que puede almacenar y transmitir un acuífero.

También es necesario conocer los conceptos básicos de la contaminación del agua subterránea, en el Capítulo II se muestran las diferentes fuentes de contaminación de agua subterránea.

En el Capítulo III se analizan los diferentes factores que influyen en el movimiento de los contaminantes en un medio poroso, como es un acuífero; este Capítulo funge como el enlace entre el agua subterránea y los contaminantes inmersos en ella, su detección, comportamiento e interpretación del grado de afectación de los contaminantes en los acuíferos.

Para diseñar un buen sistema de remediación de agua subterránea, se requiere de información detallada del sitio contaminado y de la propia contaminación, por ello en el Capítulo IV se analizan los aspectos más importantes que influyen en la restauración o remediación del agua subterránea contaminada.



En el Capítulo V, se presentan aplicaciones de métodos y técnicas de remediación de acuíferos contaminados, en el Capítulo anterior de alguna manera se muestra una introducción a los métodos de remediación; aquí como en los anteriores capítulos se presentan ejemplos de aplicación para el diseño de la remediación de los acuíferos.



CAPITULO I
CONCEPTOS BÁSICOS DE LOS ACUÍFEROS



CONCEPTOS BÁSICOS DE LOS ACUÍFEROS

Ciclo hidrológico

El ciclo hidrológico es un proceso mediante el cual se describe la circulación del agua en la naturaleza (figura I.1). El ciclo empieza con la evaporación de los océanos. El vapor que resulta es transportado por las masas de aire en movimiento y que bajo determinadas condiciones meteorológicas de presión y temperatura, el vapor se condensa formando nubes, las cuales pueden ocasionar precipitaciones pluviales (lluvias). Parte del agua que se precipita sobre el suelo es interceptada por las plantas y devuelta a la atmósfera por transpiración. Otra parte escurre por la superficie del suelo a través de los cauces de arroyos y ríos, y el resto se infiltra en el suelo incrementando la humedad del mismo, así como las reservas de aguas subterráneas existentes en las formaciones geológicas permeables.

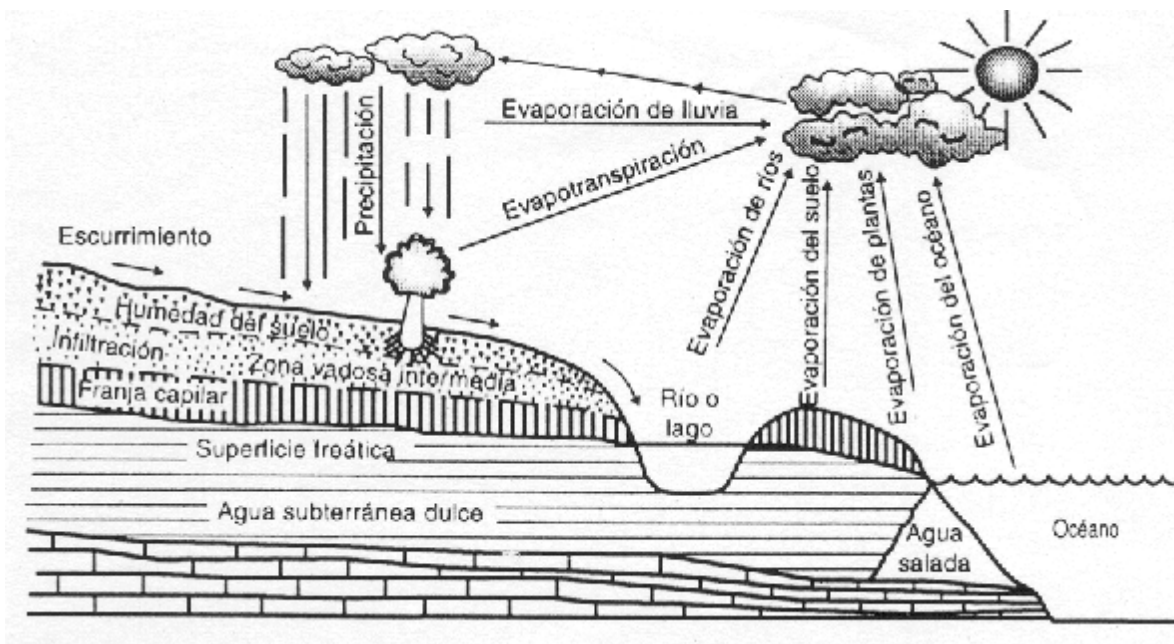


Figura I.1. Ciclo hidrológico (Rodarte, 1998).

El agua en el subsuelo

El agua que existe en los poros o intersticios de las rocas recibe el nombre de *agua subsuperficial*. La parte del agua subsuperficial que satura por completo a los poros del subsuelo recibe el nombre de *agua subterránea*. Característica fundamental de los acuíferos es que sus poros o intersticios se encuentran totalmente saturados.

Zona de aireación

La zona de aireación es la zona no saturada del subsuelo. En ella existe vapor de agua a presión atmosférica, aire u otros gases y agua líquida a presión menor que la atmosférica. Normalmente sobreyace a la zona de saturación, tal como se muestra en la figura I.2.



La zona de aireación puede no existir debajo de zonas pantanosas, presas o lagos. Para su análisis la zona no saturada se divide en tres partes: *franja de agua de suelo*, *franja intermedia* y *franja capilar*.

Franja capilar

Es la parte de la zona no saturada que se encuentra en contacto con la de saturación. El ascenso del agua u otro fluido en la zona de contacto de tres medios diferentes, agua, aire y material sólido, se produce cuando el fluido tiene una fuerza de adhesión al sólido mayor que la fuerza de cohesión que existe entre las moléculas del mismo fluido. La magnitud del ascenso capilar, es función de la composición del fluido, del sólido y de la limpieza de este último. El agua moja un material sólido limpio mientras que en uno cubierto de polvo se separa en gotas sin mojarlo.

Franja intermedia

La franja intermedia se ubica entre la franja capilar y la franja de agua del suelo. Su espesor puede variar desde cero, cuando el nivel freático del acuífero se encuentra muy cercano a la superficie, hasta decenas o centenas de metros cuando el nivel freático se encuentra muy profundo, como ocurre, por ejemplo, en las zonas de recarga de algunos acuíferos costeros de las zonas desérticas de México. El agua en esta zona se mueve por acción de la fuerza de gravedad.

Franja de agua del suelo

Está constituida por suelo y otros materiales cercanos a la superficie, que pueden descargar agua a la atmósfera por evaporación y evapotranspiración. Se extiende desde la superficie del suelo hasta la profundidad a la que penetran las raíces de las plantas, por lo que su espesor es variable en función del tipo de suelo y vegetación.

La atención, aquí, se concentrará principalmente en las leyes que rigen el movimiento del agua dentro de la zona de saturación.

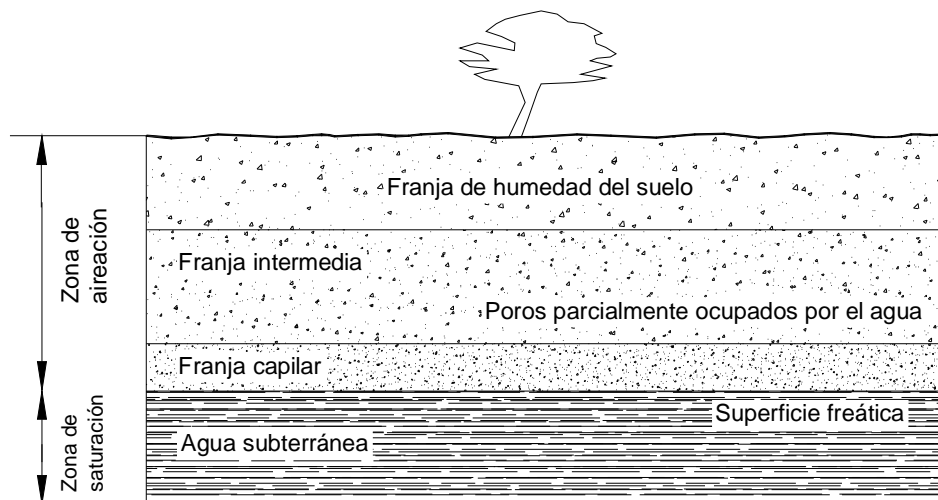


Figura I.2 Clasificación del agua subsuperficial.



Las formaciones geológicas de suelos y rocas, desde el punto de vista de la geohidrología o hidrología subterránea, se clasifican en cuatro tipos según el grado de porosidad y permeabilidad para ser productoras de agua, y que a continuación se describen.

Acuífero

Es una formación geológica natural que almacena y transmite agua de buena calidad de tal manera que puede extraerse en cantidad económicamente aprovechable. Ejemplo: aluviones de material grueso (arena y grava), areniscas poco cementadas, rocas volcánicas vesiculares, calizas cavernosas, etc.

Arenas de 0.1 a 2.0 mm de diámetro, cantos y gravas algo angulosas y de tamaño mayor de 2.0 mm son buenos acuíferos.

Hay que tomar en cuenta que, se considera acuífero a una arenisca que da unos cuantos litros por segundo en una región desértica y se considera roca impermeable a la misma formación si está en un valle aluvial de gravas y arenas.

Acuífugo

Es una formación geológica natural que no almacena ni transmite agua. Ejemplo: rocas volcánicas y metamórficas compactas y no intemperizadas o fracturadas (basaltos, granitos, esquistos, etc).

Acuicludo

Es una formación geológica natural que almacena agua pero no la transmite en cantidades significativas en un balance regional de aguas subterráneas. Ejemplo: arcillas, lutitas cementadas, pizarras, etc.

Acuitardo

Es una formación geológica natural que almacena agua y la trasmite en cantidades que afectan un balance regional de agua subterránea pero que no se puede aprovechar directamente mediante pozos. Ejemplo: arenas arcillosas, limos arenosos, arcillas arenosas, etc.

I.1 TIPOS DE ACUÍFEROS DE ACUERDO A SU PRODUCCIÓN DE AGUA

La figura I.3 muestra los tipos principales de acuíferos que se presentan en la naturaleza.

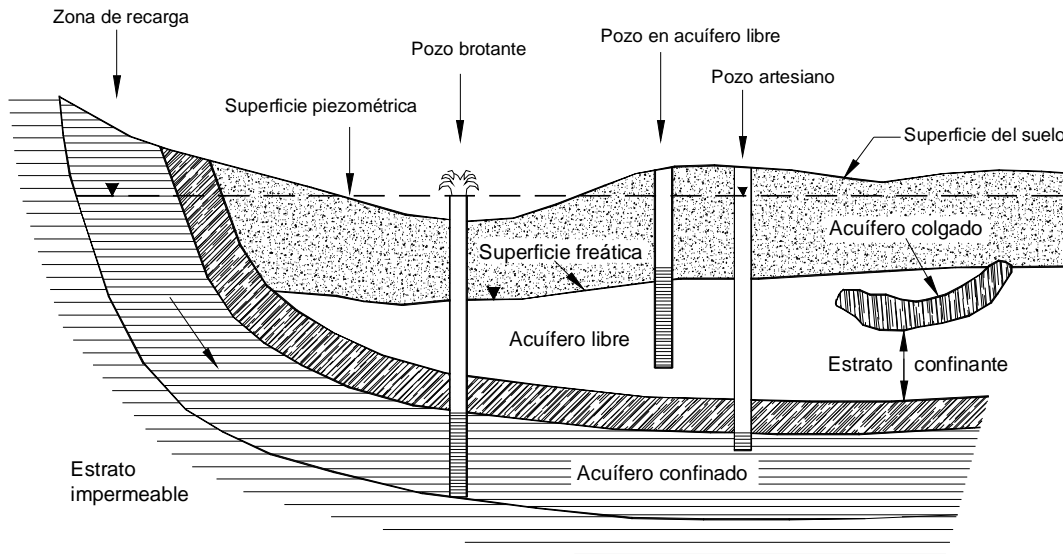


Figura I.3. Principales formas de almacenamiento del agua subterránea en el subsuelo.

Tipos de acuíferos

Desde el punto de vista hidráulico, existen tres tipos de acuíferos, denominados; confinados, semiconfinados y libres. El confinado es aquél que se encuentra verticalmente limitado por acuicludos. El semiconfinado es aquél que está limitado verticalmente por uno o dos acuitardos que le ceden agua de su propio almacenamiento o se la transmiten desde acuíferos adyacentes (figura I.4).

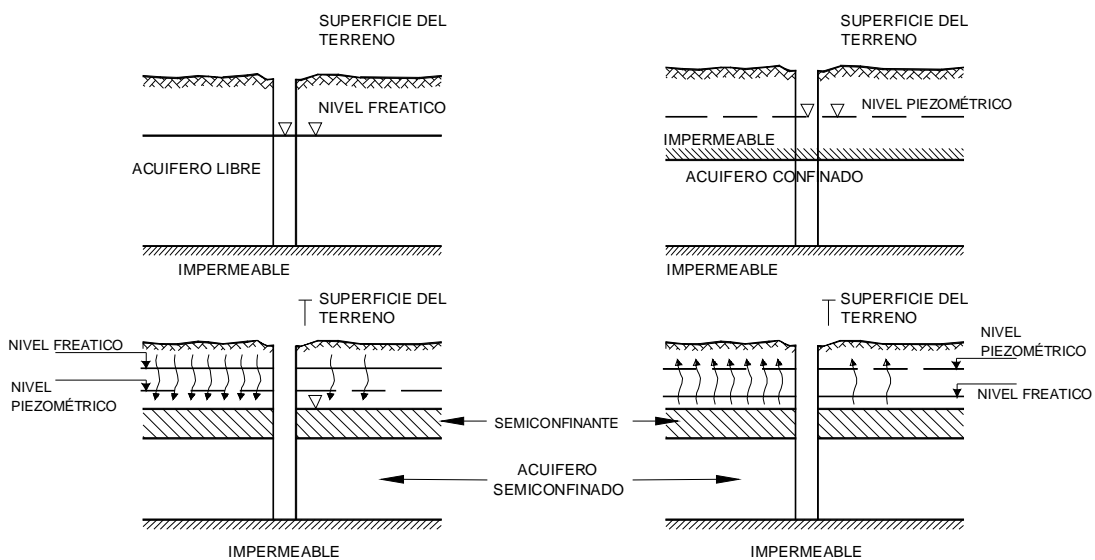


Figura I.4. Tipos de acuíferos.



Los acuíferos confinados y semiconfinados funcionan como conductos a presión; su espesor saturado no varía a lo largo del tiempo y su nivel de agua, denominado “piezométrico”, se encuentra arriba de su “techo”. La superficie imaginaria definida por los niveles de agua de los pozos que lo captan, se llama “superficie piezométrica”, sus funciones corresponden a cambios en la presión del agua, y en un sitio dado puede hallarse arriba o abajo del nivel freático. Donde el nivel piezométrico se halla arriba del terreno, los pozos resultan artesianos brotantes.

En el Anexo II se presenta una descripción de la variación de los tipos de acuíferos con el tiempo, y los principales acuíferos de México.

I.2 PROPIEDADES DE LOS ACUÍFEROS

Las propiedades físicas o mecánicas de los acuíferos de mayor interés para conocer la capacidad de almacenamiento de agua en sus poros, se describen a continuación:

Porosidad

Porosidad de una roca o de un suelo es su propiedad de contener intersticios o huecos.

$$n = \frac{V_v}{V_T} \quad [\text{Ec. I.1}]$$

donde:

n = porosidad

V_v = volumen de vacíos que puede estar ocupado por agua, gases, y materia orgánica

V_T = volumen total de la muestra

Porosidad interconectada o efectiva (n_e)

En estudios de agua subterránea, interesa conocer la porosidad efectiva la cual se refiere al espacio disponible para la transmisión del fluido. Es la relación de intersticios interconectados al volumen total. En las arcillas se considera más pequeña que la porosidad total (n), pero en las arenas las dos porosidades son casi iguales.

Índice de Vacíos

El índice o razón de vacíos de una roca o suelo es la relación del volumen de vacíos al volumen de sólidos

$$e = \frac{V_v}{V_s} \quad [\text{Ec. I.2}]$$

donde

e = índice o razón de vacíos

V_s = volumen de sólidos



Grado de saturación

Es la relación del volumen de agua contenida en los poros entre el volumen de poros de una muestra.

$$G = \frac{V_w}{V_v} \quad [\text{Ec. 1.3}]$$

donde:

- G = Grado de saturación.
- V_w = Volumen de agua en los poros.
- V_v = Volumen de vacíos (poros).

Contenido de Humedad

$$W(\%) = \frac{W_w}{W_s} \times 100 \quad [\text{Ec. 1.4}]$$

donde :

- $W(\%)$ = Contenido de humedad en porcentaje
- W_w = Peso del agua contenida en los poros
- W_s = Peso de la muestra seca

Rendimiento específico

Se obtiene del volumen de agua que, después de saturar la roca o suelo, escurre por gravedad, dividido entre el volumen de la muestra.

$$S_y = \frac{V_d}{V_T} \quad [\text{Ec. 1.5}]$$

donde:

- S_y = rendimiento específico
- V_d = volumen drenado por gravedad.
- V_T = volumen total de la muestra

Retención Específica

Con respecto al término anterior corresponde en forma complementaria a la relación del volumen de agua que, en una roca saturada, queda retenido contra la acción de la gravedad, entre el volumen de la roca



$$S_r = \frac{V_r}{V_T} \quad [\text{Ec. 1.6}]$$

donde:

- S_r = retención específica
- V_r = volumen retenido en los poros
- V_T = volumen total de la muestra

Densidad

Es la masa que corresponde a la unidad de volumen

$$r = \frac{m}{V_T} \quad [\text{Ec. 1.7}]$$

donde:

r = densidad (ML^{-3} ó $FL^{-4}T^{-2}$) ; ML^{-3} = sistema CGS
gramos masa por cm^3

- m = masa (M)
- V_T = volumen total de la muestra (L^3)

Peso específico

Es el peso de un material relacionado con su volumen.

$$g = \frac{W}{V_T} \quad [\text{Ec. 1.8}]$$

donde:

- g = peso específico
- W = peso total de la muestra
- V_T = volumen total de la muestra

A continuación se presenta un cuadro con los rangos de porosidad y rendimiento específico de algunos materiales geológicos:



Material	n (%)	S_y (%)
Arcilla	45 - 55	1 - 10
Arena	35 - 40	10 - 30
Grava	30 - 40	15 - 30
Arena y grava	20 - 35	15 - 25
Arenisca	10 - 20	5 - 15
Lutita	1 - 10	0.5 - 5
Caliza	1 - 10	0.5 - 5

EJEMPLO I.1 Propiedades mecánicas de un suelo

Después de que una muestra fue drenada por gravedad, el peso de la muestra de suelo fue de 85 gr. Después que la muestra es secada al horno, pesó 80 gr. La densidad del suelo húmedo es de 1.65 gr/cm^3 , y la densidad del agua es de 1.0 gr/cm^3 . Considerar que el peso del agua drenada por gravedad era de 20 gr. Calcular las propiedades de la muestra siguientes.

- V_d = Volumen del agua que drena de un volumen total " V_T "
- V_T = Volumen total de la muestra de suelo
- V_r = Volumen de agua retenido contra la gravedad de un " V_T "
- r_b = Densidad de la muestra de suelo seca o densidad aparente
- r_s = Densidad de las partículas sólidas de suelo
- S_r = Retención específica
- S_y = Rendimiento específico
- n = Porosidad

Solución:

Datos:

- $r_w = 1 \text{ (gr/cm}^3\text{)}$
- $r_m = 1.65 \text{ (gr/cm}^3\text{)}$
- $W_d = 20 \text{ (gr)}$
- $W_s = 80 \text{ (gr)}$
- $W_m = 85 \text{ (gr)}$

a) El volumen total de la muestra (V_T) es:

$$V_T = \frac{W_m + W_d}{r_m} = 63.6 \text{ cm}^3$$



b) El volumen de agua retenido en la muestra después del drenaje por gravedad (V_r):

$$V_r = \frac{W_m - W_s}{r_w} = 5.0 \text{ cm}^3$$

c) El volumen de agua drenado por gravedad (V_d) es:

$$V_d = \frac{W_d}{r_w} = 20.0 \text{ cm}^3$$

d) La retención específica (S_r) es:

$$S_r = \frac{V_r}{V_T} = 0.079 \quad \Rightarrow \quad 7.9 \quad \%$$

e) El rendimiento específico (S_y) es:

$$S_y = \frac{V_d}{V_T} = 0.314 \quad \Rightarrow \quad 31.4 \quad \%$$

f) La porosidad de la muestra (n) es:

$$n = S_y + S_r = 39.3 \quad \%$$

Así mismo conociendo (r_b) y (r_s) se puede calcular n como

$$n = 1 - \left(\frac{r_b}{r_s} \right)$$

g) La razón de vacíos de la muestra (e) considerando el valor de la porosidad en decimales es:

$$e = \frac{n}{(1-n)} = 0.65 \quad e = \frac{V_v}{V_s} = 0.65$$

h) El volumen de vacíos (V_v) se puede calcular de dos formas

$$V_v = V_T(n) = 25.0 \text{ cm}^3$$

$$V_v = V_d + V_r = 25.0 \text{ cm}^3$$



i) El volumen de sólidos (V_s) es:

$$V_s = V_T - V_V = 38.6 \text{ cm}^3$$

j) El volumen de la muestra de suelo húmeda (V_m) es:

$$V_m = V_s + V_r = 43.6 \text{ cm}^3$$

k) La densidad de la muestra seca (ρ_b) se calcula como:

$$r_b = \frac{W_m}{V_T} = 1.26 \frac{\text{g}}{\text{cm}^3}$$

también conociendo (r_s) y (e) se puede obtener con la ecuación

$$r_b = \frac{r_s}{(1+e)}$$

l) La densidad de las partículas sólidas de la muestra de suelo (r_s) se calcula como.

$$r_s = \frac{W_s}{V_T} = 2.07 \frac{\text{g}}{\text{cm}^3}$$

m) El contenido de humedad (w) de la muestra de suelo antes del drenaje se calcula como:

$$W_w = (W_m - W_s) + W_d = 25.0\text{g} \quad w = \frac{W_w}{W_s} = 31.25\%$$

n) La densidad de la muestra de suelo húmeda (r_m) dada como dato del problema se confirma su valor con:

$$r_m = r_b(1+w) = 1.65 \frac{\text{g}}{\text{cm}^3}$$

o) El contenido de humedad (w) de la muestra de suelo después del drenaje se calcula como:

$$W_w = W_m - W_s = 5.0\text{g} \quad w = \frac{W_w}{W_s} = 6.25\%$$



- p) El grado de saturación (G_w) según la condición de humedad en el suelo se calcula de dos formas

$$G_w = \frac{V_w}{V_v}$$

Condición de drenaje	$V_w (cm^3)$	$V_v (cm^3)$	$G_w (\%)$
Antes	25.0	25.0	100
Después	5.0	25.0	20

y

$$G_w = \frac{(w)(r_s)}{e}$$

Condición de drenaje	W	$r_s \left(\frac{g}{cm^3}\right)$	e	$G_w (\%)$
Antes	0.3125	2.07	0.65	100
Después	0.0625	2.07	0.65	20

En conclusión el 20% del volumen del espacio poroso retiene agua y el restante 80% es ocupado por agua libre que drena por gravedad, esto es, el agua disponible de aprovecharse por el hombre, la flora y la fauna.

EJEMPLO I.2 Propiedades de almacenamiento de agua en medios porosos

En un área de 100 ha, el nivel freático de un acuífero descendió 4.5 m. Si el acuífero tiene una porosidad de 30% y la retención específica es de 10%, determinar:

- el rendimiento específico del acuífero.
- la cantidad de agua que satura los poros.
- la cantidad de agua retenida en los poros
- la cantidad de agua drenada que salió de los poros.

Solución:

Datos:

$$n = 0.3$$

$$S_r = 0.1$$

$$A = 100 \text{ has} = 1000000 \text{ m}^2$$

$$h = 4.5 \text{ m}$$

a) $S_y = n - S_r$ $S_y = 0.20$



$$b) \quad V_{(suelo + agua)} = A h = 4,500,000 \text{ m}^3$$

$$V_{(porosidad = agua)} = A h n = 1,350,000 \text{ m}^3$$

$$c) \quad V_{(agua retenida)} = A h S_r = 450,000 \text{ m}^3$$

$$d) \quad V_{(agua drenada)} = A h S_y = 900,000 \text{ m}^3$$

I.3 LEY DE DARCY

Alrededor de 1850 H. Darcy trabajando en París, realizó un experimento clásico, utilizó un dispositivo semejante al que aparece en la figura I.5 para estudiar las propiedades del flujo de agua a través de un lecho filtrante de arenas, hizo variar la longitud de la muestra L y la presión del agua en las partes superior e inferior de la misma, midiendo el gasto Q a través de la arena. Darcy encontró experimentalmente que Q era proporcional a $(h_1-h_2)/L$ y que:

$$Q = K \frac{h_1 - h_2}{L} A = K i A \quad [\text{Ec. I.9}]$$

donde:

Q = gasto o caudal que descarga la columna de arena

K = una constante conocida en la Mecánica de Suelos como coeficiente de permeabilidad y en la Geohidrología como "Conductividad hidráulica"

h_1 = Altura, sobre el plano de referencia, que alcanza el agua en un tubo colocado en la entrada de la capa filtrante.

h_2 = Altura, sobre el plano de referencia que alcanza el agua en un tubo colocado a la salida de la capa filtrante.

L = Longitud de la muestra.

A = Área total interior de la sección transversal del recipiente que contiene la muestra.

$$i = \frac{h_1 - h_2}{L}, \text{ el gradiente hidráulico.} \quad [\text{Ec. I.10}]$$

En el siglo en que Darcy realizó su monumental trabajo, la ecuación sufrió numerosos exámenes por múltiples investigadores. Estas comprobaciones demostraron que la ley de Darcy es válida para la mayoría de los tipos de flujo de fluidos en los suelos. Para la filtración de líquidos y gases a velocidades muy bajas o muy altas, la ley de Darcy deja de ser válida. Esta validéz de la ley de Darcy se comenta más adelante.

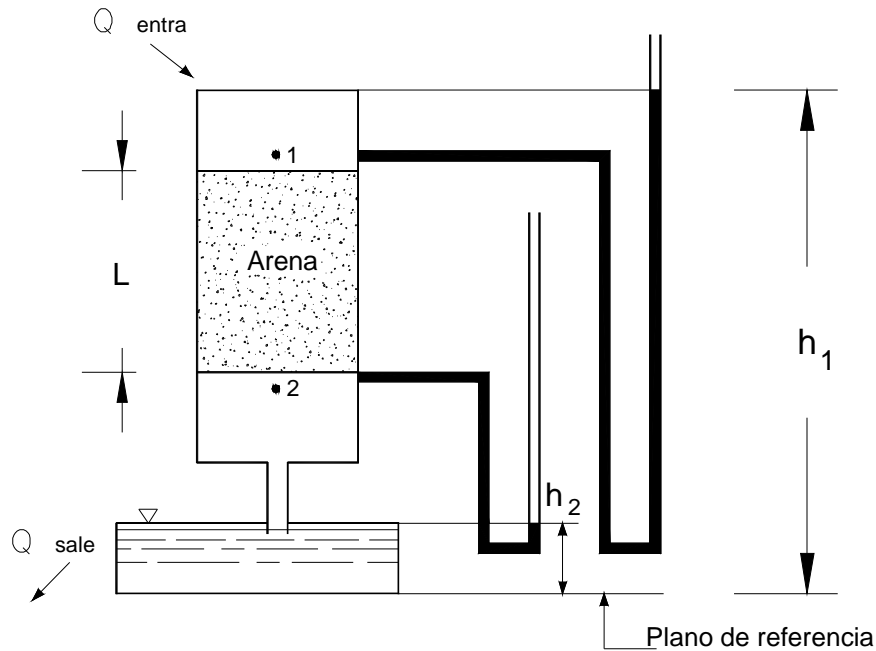


Figura I.5. Experimento de Darcy

Velocidad del flujo en medios porosos

Considerando la velocidad a la que una gota de agua se mueve al filtrarse a través de un suelo se puede comprender el flujo de un fluido. La ecuación I.9 puede escribirse de la forma:

$$\frac{Q}{A} = v = K \cdot i \quad [\text{Ec. I.11}]$$

Como A es el área total del recipiente transversal al flujo en la parte situada por encima del suelo (fig. I.5), v es la velocidad de descarga de agua del suelo. Esta velocidad se le conoce como la “velocidad aparente de Darcy” y es numéricamente igual a $K \cdot i$.

Conductividad hidráulica

La conductividad hidráulica de un suelo o roca se define como la descarga de agua a través de un medio poroso de sección unitaria bajo un gradiente hidráulico unitario (fig. I.5). En el valor numérico de (K) se reflejan propiedades mecánicas del suelo (porosidad, tamaño de partículas sólidas, orientación de las partículas, acomodo de las partículas, etc.) y características físicas del agua (temperatura, densidad, viscosidad, etc.) que afectan en un mayor o menor grado la facilidad con que el agua fluye a través del medio poroso del suelo o roca.



De la posición 1 a la 2 (fig. I.5) una gota de agua fluye a una velocidad mayor que la de Darcy ya que el área media de los canales de flujo es más pequeña. Esta área se ha representado en la figura I.6 que es el mismo dispositivo de la figura I.5 separando las partes sólidas y de poros. Mediante el principio de continuidad podemos relacionar la velocidad de descarga v con la velocidad efectiva (real) media de flujo a través del suelo v_m de la forma siguiente

$$Q = vA = v_m A_v \quad [\text{Ec. I.12}]$$

$$\therefore v_m = v \frac{A}{A_v} = v \frac{AL}{A_v L} = v \frac{V}{V_v} = \frac{v}{n}$$

La velocidad media de flujo del agua a través del suelo v_m , denominada velocidad de filtración es, por lo tanto, igual a la velocidad de descarga dividida por la porosidad:

$$v_m = \frac{v}{n} = \frac{Ki}{n} \quad [\text{Ec. I.13}]$$

La ecuación I.13 da la velocidad media de una gota de agua al desplazarse desde el punto 1 al 2; esta es la distancia en línea recta de 1 a 2, dividida por el tiempo necesario para que la gota recorra el camino 1-2. Una gota de agua que fluye a través de un suelo sigue realmente un camino sinuoso, con velocidad variable; por tanto v_m es una velocidad aproximada para una supuesta gota de agua que se mueva en línea recta a una velocidad constante, desde la posición 1 a la 2.

Aunque la velocidad de descarga y la de filtración son magnitudes aproximadas ambas sirven para calcular el tiempo necesario para que el agua recorra una cierta distancia a través del suelo, tal como entre los puntos 1 y 2.

Validez de la ley de Darcy

La validez de la ley de Darcy se interpreta con el número de Reynolds (R_e)

El número de Reynolds esta dado por la siguiente ecuación:

$$Re = \frac{vd_m}{u} \quad [\text{Ec. I.14}]$$

donde:

- v es la velocidad de Darcy
- u es la viscosidad cinemática del agua.
- d_m es el diámetro medio de las partículas que se obtiene como el diámetro efectivo (d_{10}) de la curva granulométrica de una muestra de suelo.



El rango de valores del número de Reynolds para la aplicación de la ley de Darcy se presenta a continuación:

Número de Reynolds	Ley de Darcy	Flujo
$R_e \leq 1$	Válida	Laminar
$1 < R_e \leq 10$	Válida	Transición
$R_e > 10$	No es válida	Turbulento

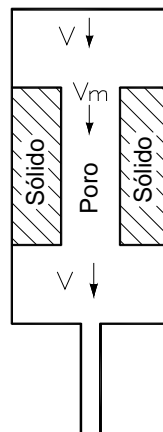


Figura I.6 Canal de Flujo

EJEMPLO I.3. Velocidad de Darcy

Los niveles piezométricos medidos en dos pozos de observación distantes 1000 m entre sí y ubicados a lo largo de la dirección del flujo del agua subterránea en un acuífero confinado, son 111 m y 110 m. La conductividad hidráulica del acuífero es 1×10^{-2} m/d y su sección transversal perpendicularmente a la dirección del flujo es 1×10^6 m². Calcular el caudal del flujo, sus velocidades de Darcy (aparente), media real y efectiva si la porosidad y la porosidad efectiva son 0.20 y 0.18, respectivamente.

Solución:

Datos:

- $h_1 = 111$ m
- $h_2 = 110$ m
- $L = 1000$ m
- $K = 0.010$ m/d
- $A = 1.00 \times 10^6$ m²
- $n = 0.20$
- $n_e = 0.18$

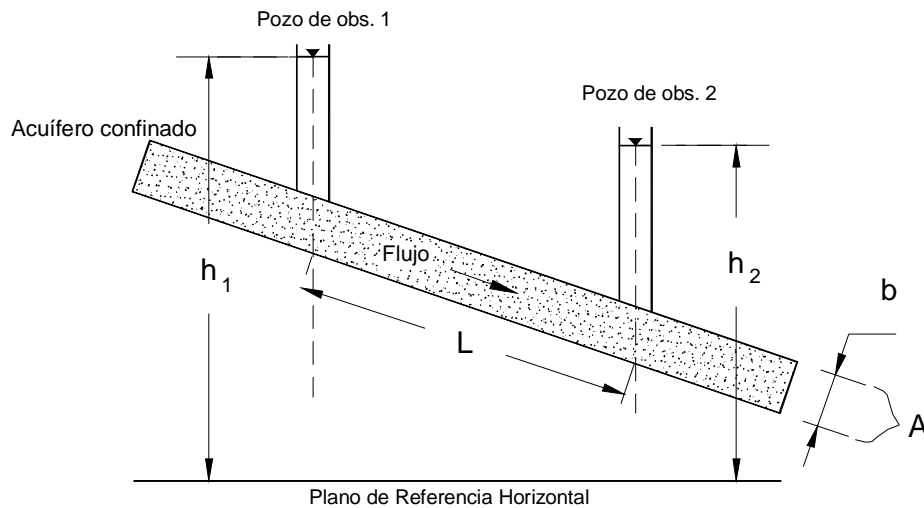


$$i = \frac{h_1 - h_2}{L} \quad \Rightarrow \quad i = 0.001$$

$$Q = K i A \quad \text{D} \quad Q = 10 \frac{m^3}{d}$$

$$V = Ki \quad V_m = \frac{V}{n} \quad V_e = \frac{V}{n_e}$$

$$V = 1.00 \times 10^{-5} \frac{m}{d} \quad V_m = 5.00 \times 10^{-5} \frac{m}{d} \quad V_e = 5.56 \times 10^{-5} \frac{m}{d}$$



EJEMPLO I.4 Tiempo de desplazamiento del agua en diferentes formaciones.

El agua percola a través de una formación subterránea hacia un río localizado a 100 m de distancia.

Si la pendiente del nivel freático (gradiente hidráulico) es de 1%, calcular el tiempo que emplea el agua en llegar hasta el río, para cada una de las formaciones siguientes:

Material	Grava	Arena	Limo	Arcilla
K (cm/s)	10	10^{-2}	10^{-4}	10^{-7}
n (%)	30	40	45	50



Solución.

Medio poroso	K		i	$V = Ki$ (m/d)	n	$V_m = \frac{V}{n}$ (m/d)	L (m)
	(cm/s)	(m/d)					
Grava	10	8640	0.01	86.4	0.30	288	100
Arena	1.00×10^{-2}	8.64		0.0864	0.40	0.216	
Limo	1.00×10^{-4}	0.0864		0.000864	0.45	0.00192	
Arcilla	1.00×10^{-7}	0.0000864		0.000000864	0.50	1.728×10^{-6}	

$t = \frac{L}{V_m}$		
(días)	(hr)	(años)
0.35	8.33	-----
462.96	-----	1.27
52,083.33	-----	142.69
57,870,370.37	-----	158,548.96

EJEMPLO I.5 Máxima velocidad de Darcy

Un acuífero de arena tiene un diámetro medio granular de 0.5 mm para agua a una temperatura de 15°C ¿Cuál es la máxima velocidad para que la ley de Darcy aún sea válida?

Solución:

$$d_m = 0.50 \text{ mm}$$

Para una temperatura de agua de T (°C) = 15.0 de una tabla de propiedades físicas del agua se obtiene que la viscosidad del agua es $\nu = 1.139 \times 10^{-6} \text{ m}^2/\text{s}$

$$R_e = \frac{V d_m}{\nu} \rightarrow V = \frac{R_e \nu}{d_m} \rightarrow V_{\max} = \frac{(10)\nu}{d_m}$$

$$R_e = 10 \quad V_{\max} = 2.28 \times 10^{-2} \text{ m/s} = 1,968 \text{ m/d}$$

La conductividad hidráulica K , se determina de dos formas: pruebas de laboratorio y pruebas de campo. A continuación se presentan ejemplos de cómo se llevan a cabo ambas pruebas.

En las pruebas de laboratorio la K se determina con dispositivos llamados permeámetros. Se presentan dos ejemplos representativos.



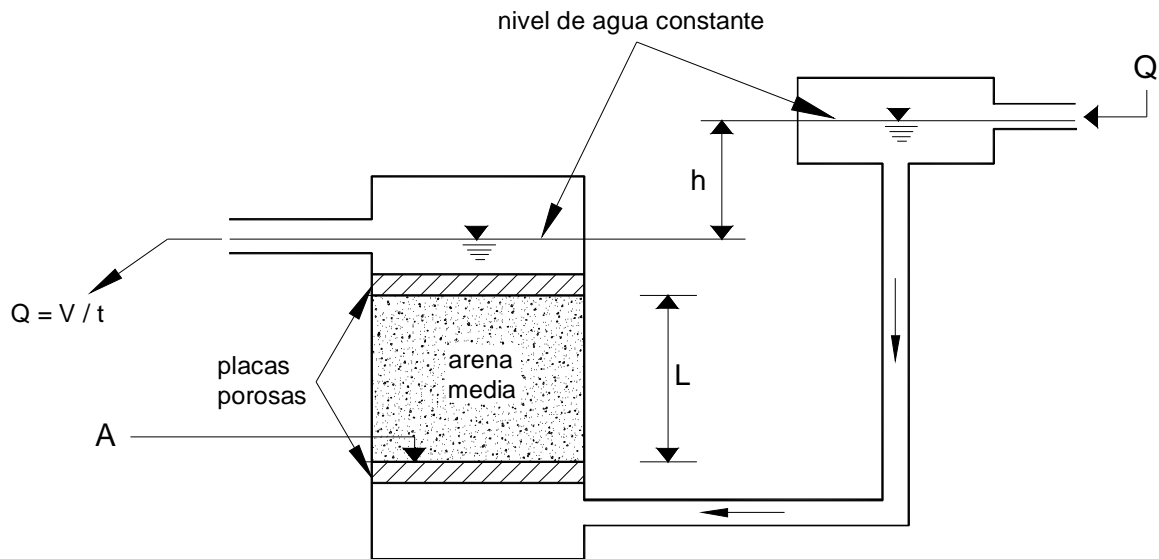
EJEMPLO I.6 Permeámetro de Carga Constante.

Una prueba de laboratorio, consistió en colocar en un dispositivo semejante al experimento de Darcy, una muestra de arena de grano medio de 15 cm de longitud y de 25 cm² de área transversal. Con una carga de 5 cm un total de 100 ml de agua es colectada en 12 minutos. Determinar la conductividad hidráulica de la arena.

Solución:

Datos:

$$\begin{aligned}L &= 15 \text{ cm} \\A &= 25 \text{ cm}^2 \\h &= 5 \text{ cm} \\V &= 100 \text{ cm}^3 \\t &= 12 \text{ min}\end{aligned}$$



$$Q = K i A \Rightarrow K = \frac{Q}{iA} \Rightarrow K = \frac{VL}{Ath} \quad [\text{Ec. I. 15}]$$

$$Q = \frac{V}{t} = \frac{100 \text{ cm}^3}{12 \text{ min}} \quad i = \frac{h}{L} = \frac{5 \text{ cm}}{15 \text{ cm}}$$

$$K = 1.00 \text{ cm/min} = 1.67 \times 10^{-2} \text{ cm/seg} = 14.40 \text{ m/d}$$



EJEMPLO I.7. Permeámetro de Carga Variable.

Un permeámetro de carga variable (declinante) contiene una muestra de arena fina limosa de 10 cm de diámetro y 15 de longitud. En el tubo de carga hidráulica declinante de 2 cm de diámetro, la carga hidráulica inicial de 5 cm cambio a 0.5 cm después de un periodo de 528 minutos. Determinar la conductividad hidráulica de la arena.

Solución:

Datos:

$$L = 15 \text{ cm}$$

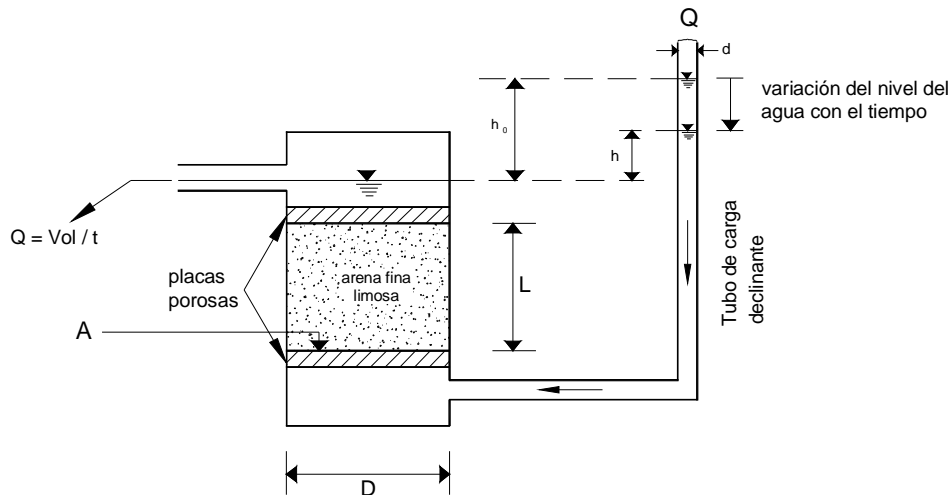
$$D = 10 \text{ cm} \quad A = \pi \frac{D^2}{4} = 78.54 \text{ cm}^2$$

$$d = 2 \text{ cm} \quad a = \pi \frac{d^2}{4} = 3.14 \text{ cm}^2$$

$$h_0 = 5 \text{ cm}$$

$$h = 0.5 \text{ cm}$$

$$t = 528 \text{ min}$$



$$K = \frac{aL}{A(t-t_0)} \ln\left(\frac{h_0}{h}\right) \quad [\text{Ec. I. 16}]$$

$$K = 2.62 \times 10^{-3} \text{ cm/min} = 4.36 \times 10^{-5} \text{ cm/seg} = 3.77 \times 10^{-2} \text{ m/d}$$

Una de las pruebas de campo para determinar la conductividad hidráulica, son las pruebas de "Volumen Instantáneo de Agua" (Slug) que involucran el uso de un solo pozo para la determinación de las constantes de formación del acuífero. Las pruebas consisten



en aplicar o remover de forma repentina un volumen de agua en un pozo y trazar los valores de los niveles de recuperación o abatimiento con respecto al tiempo. Con una evaluación cuidadosa de la curva de abatimiento o recuperación y el conocimiento de la geometría de la rejilla del pozo, es posible determinar la conductividad hidráulica K .

Uno de los métodos comúnmente usado para determinar la conductividad hidráulica en la investigación del agua subterránea es la prueba de “Volumen Instantáneo de Agua” de Bouwer y Rice (1976). Esta fue originalmente diseñada para acuíferos libres o no confinados, pero también puede ser usada para acuíferos confinados o estratificados si la parte superior de la rejilla está a poca distancia debajo de la capa confinante superior. El método está basado en la siguiente ecuación:

$$K = \frac{r_c^2 \ln(R_e / r_w)}{2L_e} \frac{1}{t} \ln \frac{y_o}{y_t} \quad [\text{Ec. I.17}]$$

donde:

- r_c = radio del ademe
- y_o = diferencia vertical entre nivel de agua dentro del pozo y el nivel del agua fuera del pozo, en $t = 0$
- y_t = diferencia vertical entre el nivel de agua dentro del pozo y el nivel de agua fuera del pozo, en un tiempo t
- R_e = distancia radial efectiva sobre la cual y es disipada, y varía respecto a la geometría del pozo.
- r_w = distancia radial no perturbada de la porción del acuífero hasta la línea central (regularmente el espesor del filtro de grava)
- L_e = longitud de rejilla, perforada, o sección abierta del pozo, y
- t = tiempo

En la ecuación anterior, y y t son las únicas variables. Así, si se toman varias mediciones de y y t , estas se trazan en papel semi-logarítmico para obtener una línea recta. La pendiente de la línea recta proporcionará un valor para $[\ln(y_o/y_t)]/t$. Todos los otros parámetros en la ecuación anterior son conocidos de la geometría del pozo, y K puede calcularse. Un punto a notar es que el abatimiento del nivel de agua subterránea tiende a incrementarse significativamente conforme progresa la prueba, y los puntos empezarán a desviarse de la línea recta para un t grande y y pequeña. De aquí, sólo la porción de la línea recta de los datos debe usarse en el cálculo para K .

EJEMPLO I.8 Método de la prueba “volumen instantáneo de agua” (slug)

Un pozo ademado y con rejilla penetra en un acuífero confinado. El radio del ademe es 5 cm y la rejilla es de 1 m de longitud. Un filtro de grava de 2.5 cm de ancho rodea el pozo y un volumen de agua se inyecta para elevar el nivel del agua en 0.28 m. El cambio en el nivel de agua con respecto al tiempo se lista en la siguiente tabla. Dado que R_e , es de 10 cm, calcular la K del acuífero (figura I.7 a).



t (seg)	y_t (m)
1	0.24
2	0.19
3	0.16
4	0.13
6	0.07
9	0.03
13	0.013
19	0.005
20	0.002
40	0.001

Solución:

Los datos de y vs. t se trazan en papel semi-logarítmico como se muestra en la figura 1.7 b. La línea recta de $y_0 = 0.28 \text{ m}$ a $y = 0.001 \text{ m}$ abarca 2.4 ciclos log. El incremento del tiempo entre los dos puntos es 24 segundos. Para convertir los ciclos logarítmicos a logaritmo natural, se usa el factor de 2.3. Así, $1/t \ln(y_0/y) = 2.3 \times 2.4 / 24 = 0.23$. Usando este valor en la ecuación de Bouwer y Rice se obtiene:

$$K = \frac{(5\text{cm})^2 \ln(10\text{cm} / 7.5\text{cm})}{2 \times 100\text{cm}} (0.23 \text{sec}^{-1})$$

y

$$K = 8.27 \times 10^{-3} \text{ cm/s}$$

Este ejemplo indica cómo se aplican pruebas de “Volumen Instantáneo de Agua” con los datos de campo. Deberán observarse que las pruebas de “Volumen Instantáneo de Agua” son a menudo usadas en sitios de residuos peligrosos tal que volúmenes grandes de agua contaminada no han sido dispersadas, como en el caso de una prueba de bombeo. Sin embargo, las pruebas de bombeo generalmente dan un mejor panorama de conductividad hidráulica global que la que se obtiene de la prueba de “Volumen Instantáneo de Agua” de un sitio.

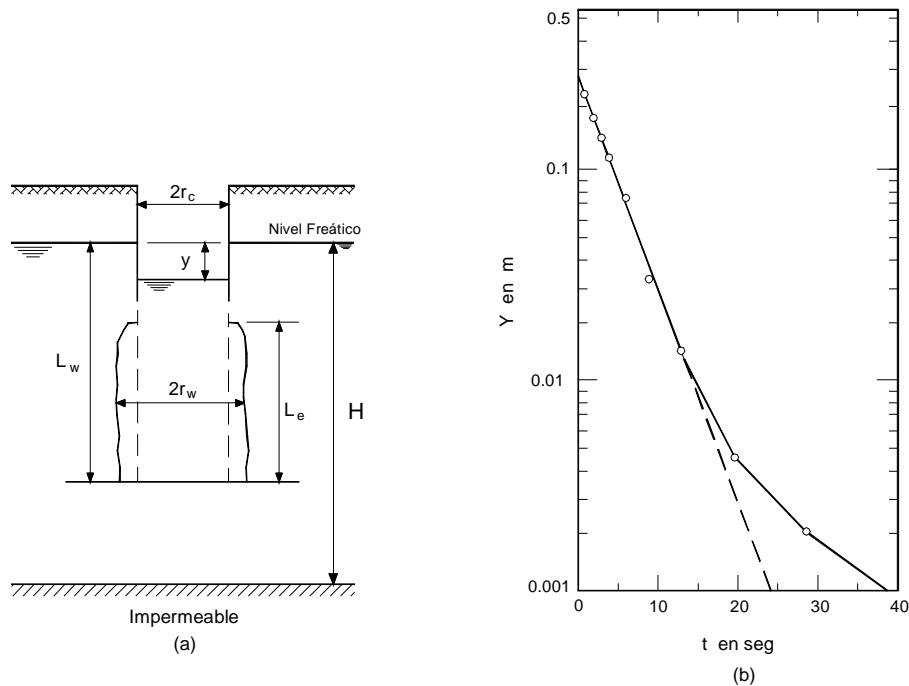


Figura 1.7 (a) Geometría y símbolos para la prueba de "Volumen Instantáneo de Agua" en pozos con rejilla parcialmente penetrando un acuífero libre con un filtro de grava y/o en la zona desarrollada alrededor de la rejilla. (b) Gráfica log de Y_i contra t para la prueba de "Volumen Instantáneo de Agua" en un pozo en el lecho del Salt River, 27th Avenue, Phoenix, AZ. Fuente: Bouwer y Rice, 1976. C American Geophysical Union.

En México, la prueba de permeabilidad que más se utiliza, principalmente por los ingenieros de mecánica de suelos, es la prueba tipo Lefranc.

Prueba Lefranc¹

La prueba podrá hacerse a flujo constante, sea por bombeo o por inyección de un gasto constante; o en flujo variable por ascenso o descenso de la superficie del agua dentro de la perforación. En ambos casos es recomendable que la carga de prueba se limite a valores del orden de los 5 a los 10 metros como máximo.

Flujo Constante

Para el primer caso, *flujo constante*, si se denomina por H la diferencia de carga total correspondiente al gasto Q , la permeabilidad estará dada por:

$$K = C (Q/H) \quad [\text{Ec. I.18}]$$

En donde C es un coeficiente que depende de las dimensiones y forma de la cámara filtrante, que para efectos de esta prueba se considerará como un elipsoide de revolución con el eje corto igual con D y una distancia focal F .

¹ Ocampo Somorrostro Juan Carlos.



K en m/seg
C en $1/m = m^{-1}$
Q en m^3 / seg
H en metros

Con objeto de comprobar que las dimensiones son normales se harán ensayos con gastos mayores y menores que el de prueba y los valores Q, H se llevarán a una gráfica a escala natural, en donde, si el ensayo es correcto, y el flujo laminar, deberán quedar alineados a lo largo de una recta pasando por el origen.

Cuando el tramo de prueba se encuentre en la cercanía al fondo impermeable o a la superficie del manto freático, al coeficiente C debe hacerse una corrección mediante el aumento de su valor.

A continuación se presentan dos ejemplos de registro de cálculo de permeabilidad; de flujo constante por inyección el primero y por bombeo el segundo, dados en el instructivo de operaciones de campo. En ambos casos se encuentra la carga H en m y el gasto Q en m/seg, de las cinco observaciones, con lo que se va desarrollando el cálculo para cada una de ellas hasta obtener igual número de coeficientes K en cm/seg, con los cuales se hace un promedio para tener el coeficiente de permeabilidad del tramo.

EJEMPLO I.9 Registro de cálculo de permeabilidad de flujo constante.²

Tramo: 8.00 a 13.00 m
Fecha: 10 de feb. de 1969
Inyección Gasto Constante

Observación	H (m)	Q (m^3/seg)	Q/H	K= CQ/H (m/seg)	K (cm/seg)
1	0.585	0.0000965	0.0001649	0.0000257	2.57×10^{-3}
2	0.885	0.0001389	0.0001569	0.0000245	2.45×10^{-3}
3	1.370	0.0002380	0.0001737	0.0000271	2.71×10^{-3}
4	2.030	0.0002541	0.0001448	0.0000226	2.26×10^{-3}
5	2.720	0.0003846	0.0001413	0.0000220	2.20×10^{-3}
Promedio: 2.44×10^{-3} cm/s					

L = 5.00 m
D = (NX) 0.0762 m
C = $0.156 m^{-1}$

² Antonio Ortega Maldonado.



El coeficiente C se obtiene con la ecuación siguiente:

$$C = 0.366 \frac{\log \left[\left(L + \sqrt{L^2 + D^2} \right) / D \right]}{L} \quad [\text{Ec. I.19}]$$

EJEMPLO I.10 Registro de cálculo de permeabilidad de flujo constante.²

Tramo: 8.00 a 13.00 m
Fecha: 10 de feb. de 1969
Bombeo Gasto Constante

Observación	H (m)	Q (m ³ /seg)	Q/H	K= CQ/H (m/seg)	K (cm/seg)
1	1.250	0.000833	0.000666	0.000104	1.04 x 10 ⁻²
2	0.700	0.000623	0.000290	0.000139	1.39 x 10 ⁻²
3	0.560	0.000503	0.000398	0.000140	1.40 x 10 ⁻²
4	0.373	0.000343	0.000919	0.000143	1.43 x 10 ⁻²
5	0.280	0.000163	0.000582	0.000908	9.00 x 10 ⁻²
Promedio: 1.25 x 10 ⁻² cm/s					

L = 5.00 m
D = (NX) 0.0762 m
C = 0.156 m⁻¹ (se calcula igual que en el ejemplo anterior I.9)

Flujo variable

Cuando el terreno sea poco permeable, podrá usarse el segundo caso, de *flujo variable*, cuyos elementos son:

D = diámetro de la tubería en metros
L = longitud de la cámara filtrante en metros.
ho = distancia del punto medio de la cámara filtrante al manto impermeable
H₁ = carga en el instante T₁
H₂ = carga en el instante T₂
A= área efectiva de la sección transversal de la tubería de prueba m²
(T₁ y T₂ tiempos correspondientes a H₁ y H₂)

Para este caso:

$$K = 2.3 C A \frac{\log \left(\frac{H_1}{H_2} \right)}{T_1 - T_2} \quad [\text{Ec. I.20}]$$

C tiene el mismo significado que para el caso 1.



Para el cálculo de K por medio de la ecuación I.20 es preciso conocer la posición del nivel estático N.E. del manto, contada generalmente a partir de la elevación de la boca del tubo.

El caso 2 puede efectuarse arriba del nivel estático del agua, en cuyo caso las cargas H_1 y H_2 se medirán a partir del punto medio de la cámara filtrante, la cual estará a una profundidad Z_0 , contada a partir de la boca del tubo.

Para valores de $\Delta H/\Delta T$ en m/s y z en metros, se llevarán en una gráfica que, en principio, deben alinearse a lo largo de una recta, que cortará el eje de las ordenadas (profundidades) en la elevación correspondiente a la del nivel estático del manto freático.

En el caso que la prueba se haga arriba del nivel estático, la recta cortará al eje de las ordenadas, a la elevación media de la cámara filtrante, dicha prueba siempre será bajada.

Condiciones generales que deben satisfacer para que la prueba se considere aceptable:

- La relación L/D debe ser igual o mayor a 5.
- El valor l es conveniente también limitarlo a 10 máximo, pero procurando que los valores usuales estén comprendido entre 1.0 y 5.0 metros.
- Debe considerarse como no satisfactoria la prueba hecha a través del fondo del tubo solamente debido a la posibilidad de que el material suelto remonte la tubería, falseando los resultados, ya que el valor de K sería en sentido vertical, principalmente.

A continuación, se describirá la prueba Lefranc para el caso de Flujo Variable de Descenso del nivel freático y se aplicará un ejemplo.

Perforación para la prueba tipo Lefranc

La perforación que es una de las condiciones más importantes para la ejecución correcta de una prueba Lefranc, se deberá hacer preferentemente con una perforadora rotatoria con broca de tungsteno, sin extraer corazones; o como último recurso, con máquina de percusión, siempre y cuando se pueda ir ademando la perforación. La broca deberá ser de preferencia, de tipo NX, o sea 7.6 cm. (3") de fo.fo. ; en caso de usar otro diámetro, se deberá reportar para tomarlo en cuenta en la cuantificación del coeficiente de permeabilidad (conductividad hidráulica). Es indispensable que el procedimiento de perforación no modifique las condiciones naturales del terreno, por lo que se deberá evitar el uso del barro, bentonita o cementación en la protección de caídos, ya que con esto se taponarían los pequeños vacíos del material por probar. La perforación con agua es indispensable, aunque esta condición no es suficiente porque con cualquier perforadora de más o menos intensidad, los sedimentos de los cortes taponarían las paredes del pozo; sin embargo esto no se puede evitar.

Es conveniente evitar hacer las pruebas de permeabilidad sobre longitudes de perforación demasiado grandes, si se desea tener una permeabilidad real del terreno. Una longitud máxima de 50 m para un tramo es conveniente, utilizando como límites la cámara



filtrante del fondo de la perforación y la parte inferior del ademe. En la mayoría de los casos, la herramienta de perforación deja una cavidad uniforme debido a la cohesión del terreno, pero en algunas ocasiones se debe recurrir para mantener esta condición, al relleno de gravas gruesas, que dejan vacíos suficientemente grandes para que el agua de la prueba no pierda pérdida de carga considerable, o se puede recurrir al acondicionamiento de un tubo del mismo ademe, con perforaciones o ranuras, para que a través de ellas circule el agua, teniendo como única condición en este caso, que la superficie ranurada no sea menor del 15% de la superficie total del tubo, cuya longitud es la del tramo de prueba. Debido a la gran cantidad de condiciones que se presentan al realizar este tipo de ensayos, únicamente nos estamos refiriendo al caso en que se cuenta con una cámara filtrante definida. Para otros casos, se recurrirá a procedimientos especiales para formar la cavidad.

Cámaras filtrantes

La cámara filtrante puede construirse por medio de un tramo de tubo ranurado, a partir del fondo de la perforación, el área de ranuración debiendo ser superior al 15 % del área filtrante.

Este caso es muy importante que se compruebe por medio de una sonda, que en la cámara filtrante no ha remontado material fino, limo o arena, que reduzca las dimensiones de la misma, pues entonces los datos finales serían falsos.

La cámara filtrante también podría formarse con grava gruesa no graduada relleno el tramo inferior de tubería de ademe, la que sería izada posteriormente una longitud determinada. El relleno de grava deberá quedar a una cota superior a la del fondo del ademe, y estar constituido por granos comprendidos entre 1.5 y 2.5 cm.

Prueba de permeabilidad tipo Lefranc en flujo variable de descenso del nivel freático²

Como consideración teórica, se supondrá que la prueba se efectuará permitiendo el flujo de agua, a través del fondo de la perforación, solamente, y que dicho flujo podrá ser variable.

En las pruebas de permeabilidad de flujo variable con descenso de la superficie del agua dentro de la perforación, es necesario ir determinando la velocidad con que varía el nivel dentro del tubo de ademe, habiendo previamente una columna de agua, sin que se agregue o se extraiga líquido durante el tiempo que dure la prueba. La carga máxima recomendable no debe ser mayor de 10.0 m a partir del centro de la cámara filtrante, o del nivel freático. También, como es el caso de flujo variable con ascenso, la longitud del tramo no debe ser mayor de 5.0 m o reunir las condiciones de la relación L/D, en la que L es la longitud del tramo y D el diámetro de la perforación, citadas anteriormente.

Para la ejecución de estas pruebas no se requieren instalaciones de equipo especial, necesitándose únicamente verter agua dentro de la perforación hasta un nivel que satisfaga las condiciones de carga especificada y con una sonda eléctrica ir midiendo el descenso del nivel de agua en lapsos de tiempo determinados, controlados con un cronómetro. Durante las cinco observaciones, además de anotar en la hoja de registro las



profundidades del tramo, la distancia (p) entre el terreno natural y la boca del ademe, el diámetro (D) de la perforación y la longitud de la cámara filtrante (L), es necesario para cada una de ellas anotar la distancia (Z_0) entre la boquilla del ademe y el nivel freático o (Z_0) cuando no exista manto freático, siendo la distancia entre la boca del ademe y el centro de la cámara filtrante. También se registra la profundidad (h_1) entre la boca y el nivel en que se inicia la prueba y la profundidad (h_2) hasta donde descendió el espejo de agua después del tiempo (T) de observación.

La comprobación de que la prueba se efectuó en condiciones normales, se realiza con la gráfica de los puntos representados en el eje de las ordenadas por la diferencia de los niveles del agua ($z = H_1 - H_2$), durante la prueba y en el eje de las abscisas por la velocidad ($v = z/t$, donde $t = T_2 - T_1$), que deberán como requisito estar alineados a lo largo de una recta hacia el origen de los ejes.

En las pruebas de flujo variable en descenso del nivel freático, los tiempos de observación se tomarán de acuerdo con la velocidad con que descienda el espejo de agua dentro del tubo del ademe, teniendo en cuenta que se deberán hacer al menos 5 observaciones. Es conveniente que en este tipo de pruebas se procure la continuidad de las lecturas de las profundidades h ; es decir, que la profundidad h_2 del ensayo efectuado pase a ser h_1 del siguiente, haciendo funcionar el cronómetro inmediatamente después de haber terminado el tiempo de ensayo anterior. En todo tipo de pruebas Lefranc, las escalas que adopten para las gráficas de los puntos de observación, serán a criterio del operador, teniendo en cuenta que los puntos queden separados para ver su alineamiento.

Una permeabilidad de 1.0×10^{-6} o menor puede considerarse que el material es impermeable. La permeabilidad resultante de 1.0×10^{-5} , como poco permeable; de 1.0×10^{-4} como permeable y entre 1.0×10^{-3} y 1.0×10^{-2} como altamente permeable.

EJEMPLO I.11 Prueba de Permeabilidad Tipo Lefranc en Flujo Variable Descendente

Registro para observaciones de campo.

N.F. = Prof. de nivel freático : 2.85 m.

t = Tiempo de c / observación: 60 s.

p = Dist. TN a boca de ademe: 0.26 m.

D = Diámetro del ademe: 0.0809 m.

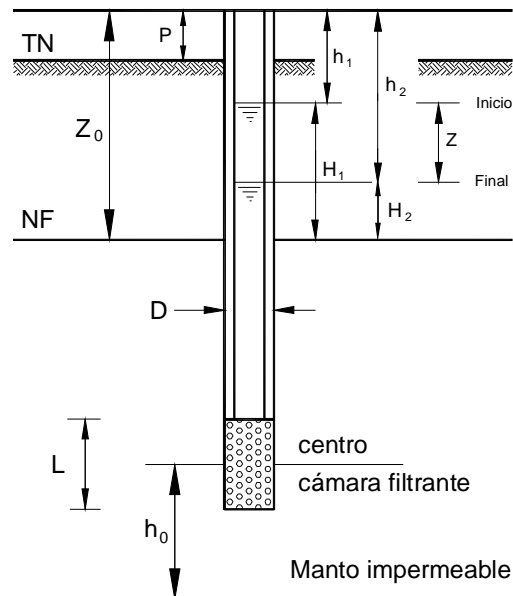
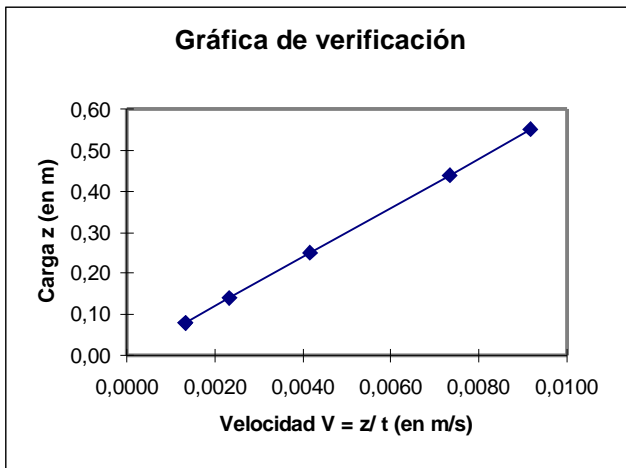
$Z_0 = \text{N.F.} + p$: 3.11 m.

h_0 = Distancia manto impermeable a centro de
cámara filtrante o N F : 2.85 m.



Datos de la prueba

Cargas y velocidades	Observaciones					
	1	2	3	4	5	6
h_1 = Prof. inicial en m	0.00	0.55	0.99	1.24	1.38	1.46
h_2 = Prof. final en m	0.55	0.99	1.24	1.38	1.46	1.54
$z = h_2 - h_1$	0.55	0.44	0.25	0.14	0.08	0.08
z / t = Velocidad en m/s	0.0092	0.0073	0.0042	0.0023	0.0013	0.0013



Esquema de la prueba Tipo Lefranc en Flujo Variable Descendente.



Calculo de la conductividad hidráulica (K)

Prof. **N.F.** : 2.85 m

Tramo de: 4.05 m a: 6.00 L = 1.95 m Tiempo : $T_1 - T_2 = 60$ seg

D = Diámetro de ademe: 0.0809 m Dist. TN a boca de ademe: 0.26 m

Área ademe: 0.00514 m² C = 0.3159 1/m **Zo** =3.11 m

Núm. de lecturas: 6

Ecuaciones para la Prueba Tipo Lefranc en Flujo Variable:

$$C = 0.366 \frac{\log \left[\left(L + \sqrt{L^2 + D^2} \right) / D \right]}{L}$$

$$K = 2.30 C A \frac{\log \left(\frac{H_1}{H_2} \right)}{T_1 - T_2}$$

donde:

- K = [m/s]
- C = [1/m] = coef. de geometría del área de infiltración.
- L = [m]
- D = [m]
- A = [m²]
- T = [seg]

h ₁ (m)	h ₂ (m)	H ₁ (m)	H ₂ (m)	H ₁ / H ₂	log (H ₁ / H ₂)	K (cm/s)
0.00	0.55	3.11	2.56	1.2148	0.084520	5.26x10 ⁻⁴
0.55	0.99	2.56	2.12	1.2075	0.081904	5.10x10 ⁻⁴
0.99	1.24	2.12	1.87	1.1337	0.054494	3.39x10 ⁻⁴
1.24	1.38	1.87	1.73	1.0809	0.033796	2.10x10 ⁻⁴
1.38	1.46	1.73	1.65	1.0485	0.020562	1.28x10 ⁻⁴
1.46	1.54	1.65	1.57	1.0510	0.021584	1.34x10 ⁻⁴

Conductividad hidráulica promedio (K) = 3.08x10⁻⁴ cm/s = 3.08x10⁻⁶ m/s



I.4 TRANSMISIVIDAD Y COEFICIENTE DE ALMACENAMIENTO

Transmisividad (T)

Cuando se estudian acuíferos confinados, los cuales se consideran con un espesor promedio constante, por simplificación o comodidad en los análisis del flujo del agua subterránea se utiliza el término “transmisividad” que toma en cuenta la conductividad hidráulica y el espesor del acuífero, como se describe a continuación.

La transmisividad indica la capacidad del acuífero para transmitir agua horizontalmente en todo su espesor y se define como el producto de la conductividad hidráulica por el espesor saturado del acuífero. En otras palabras, la transmisividad, es la cantidad de agua que atraviesa por una franja vertical de ancho unitario y altura igual al espesor saturado del acuífero, cuando el gradiente hidráulico es unitario. Se expresa de la siguiente forma:

$$T = K b \quad \text{[Ec. I.21]}$$

donde:

K = conductividad hidráulica, en m/d

b = espesor saturado del acuífero, en m

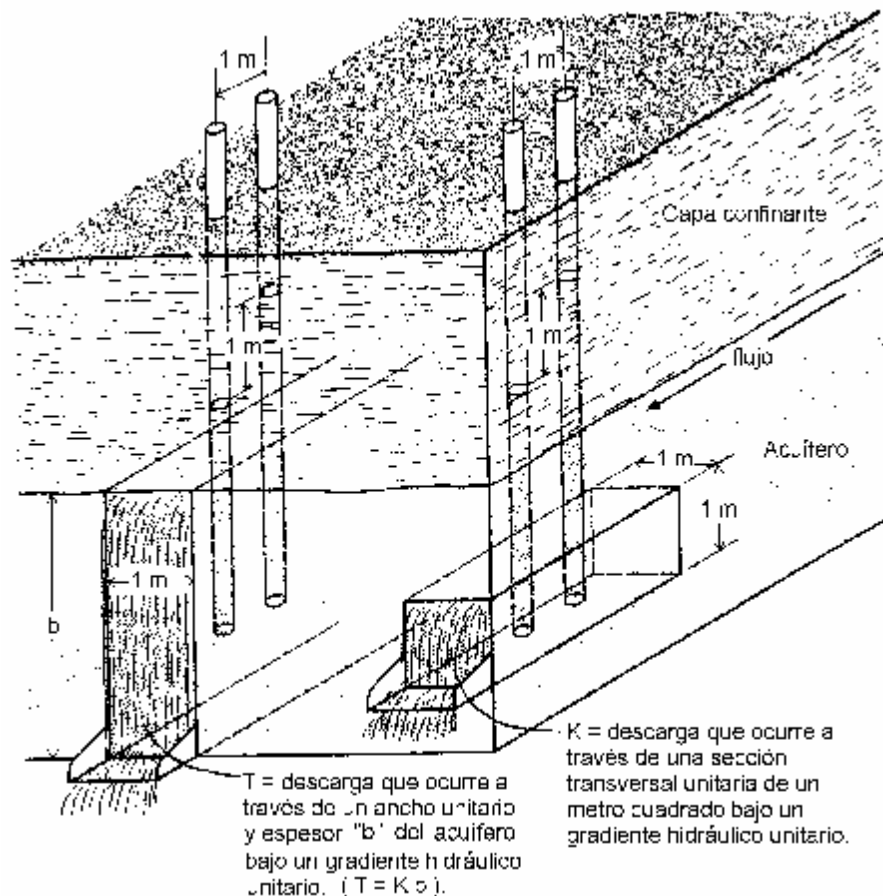


Figura I.8 Concepto físico de la conductividad hidráulica (K) y la Transmisividad (T)



En la figura I.8 se observa la representación esquemática de la transmisividad y la conductividad hidráulica.

Coefficiente de almacenamiento (S)

Es la cantidad de agua liberada por una columna de área horizontal unitaria y altura igual al espesor saturado del acuífero, cuando la carga hidráulica decrece en una unidad. Es adimensional. El coeficiente de almacenamiento indica cuanta agua puede ser aprovechada por bombeo o drenaje natural. En la figura I.9 se define el coeficiente de almacenamiento, tanto para acuíferos confinados como para acuíferos libres. En forma matemática, el coeficiente de almacenamiento (S) se representa como:

$$S = \frac{V_w}{V_T} \quad [\text{Ec. I.22}]$$

donde:

$$\begin{aligned} V_w &= \text{volumen de agua liberado de la muestra} \\ V_T &= \text{volumen de la muestra total, considerado igual al producto del área} \\ &\quad \text{horizontal } (A) \text{ por la variación de la carga hidráulica } (h). \end{aligned}$$

La fórmula del coeficiente de almacenamiento (S) para ambos acuíferos es:

$$\begin{aligned} S &= S_s b && \text{para acuíferos confinados} \\ S &= S_y && \text{para acuíferos libres} \end{aligned}$$

donde:

$$b = \text{espesor promedio saturado del acuífero confinado, en m}$$

En general, para acuíferos confinados o semiconfinados el coeficiente de almacenamiento toma valores muy reducidos en el rango 10^{-3} a 10^{-5} ; en cambio para acuíferos libres el rango es de 0.05 a 0.30 y es precisamente igual al rendimiento específico (S_y) del material situado debajo del nivel freático.

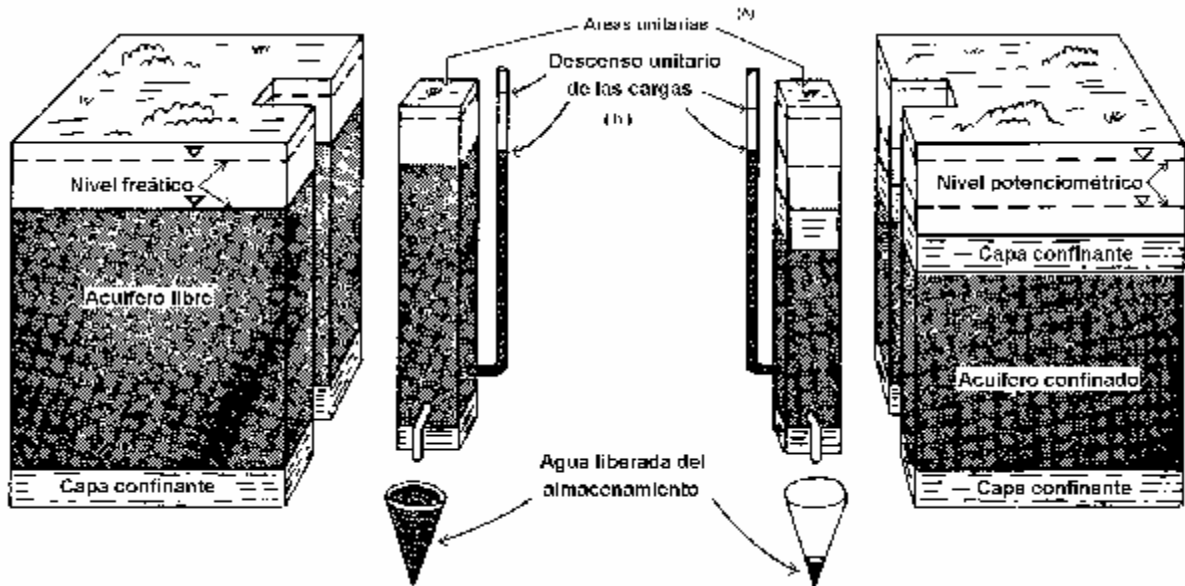


Fig. I.9 Definición del Coeficiente de Almacenamiento (S) en Acuíferos Libre y Confinado

EJEMPLO I.12 Coeficiente de almacenamiento.

Un acuífero libre con un coeficiente de almacenamiento de 0.13 tiene una área de 123 km². El nivel de agua descendió 0.23 m durante una sequía. ¿Cuánta agua se perdió del almacenamiento?

Solución:

Datos:

$$S = 0.13$$

$$A = 123 \text{ km}^2 = 123,000,000 \text{ m}^2$$

$$h = 0.23 \text{ m}$$

$$V_{(\text{agua perdida})} = A h S = 3,677,700 \text{ m}^3$$

Si el mismo acuífero fuera confinado con coeficiente de almacenamiento de 2.5×10^{-3} , ¿Qué cantidad de agua resultaría?

Datos:

$$S = 2.5 \times 10^{-3}$$

$$A = 123 \text{ km}^2 = 123,000,000 \text{ m}^2$$

$$h = 0.23 \text{ m}$$

$$V_{(\text{agua perdida})} = A h S = 70,725 \text{ m}^3$$

De las pruebas de campo utilizadas para determinar los valores de la transmisividad y el coeficiente de almacenamiento con mejor precisión son las pruebas de bombeo. A continuación se presentan ejemplos de aplicación de pruebas de bombeo con los



métodos de Thiem y Dupuit-Forchheimer-Thiem para flujo radial estable y de Cooper-Jacob para flujo radial transitorio.

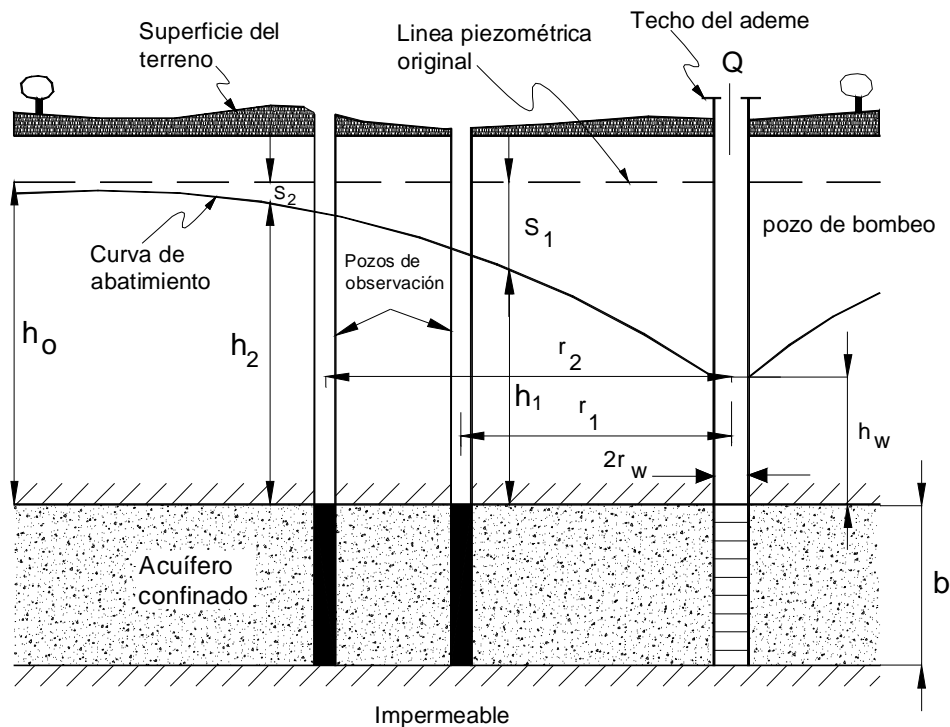
EJEMPLO I.13 Determinación de K y T en un acuífero confinado

Se construye un pozo para bombear agua de un acuífero confinado. Se construyen dos pozos de observación, PO-1 y PO-2, a las distancias de 100 m y 1000 m, respectivamente. Se bombea agua del pozo de bombeo a un caudal de $0.2 \text{ m}^3/\text{min}$. En flujo estable, el abatimiento s fue de 2 m en el pozo PO-2 y de 8 m en el pozo PO-1. Determinar la conductividad hidráulica K y la transmisividad T si el acuífero es de 20 m de espesor.

Solución.

Datos

$$\begin{aligned} Q &= 0.2 \text{ m}^3/\text{min} \\ r_2 &= 1000 \text{ m} \\ r_1 &= 100 \text{ m} \\ s_2 &= 2 \text{ m} \\ s_1 &= 8 \text{ m} \\ b &= 20 \text{ m} \end{aligned}$$



Flujo radial para un pozo que penetra totalmente en un acuífero confinado.

Utilizando la siguiente ecuación:

$$T = Kb = \frac{Q}{2p(h_2 - h_1)} \ln\left(\frac{r_2}{r_1}\right) \quad [\text{Ec. I.23}]$$



sabiendo que $s_1 = h_0 - h_1$ y $s_2 = h_0 - h_2$, se sustituye $(h_2 - h_1)$ por $(s_2 - s_1)$ obteniéndose

$$T = \frac{0.2m^3 / \text{min}}{(2p)(8m - 2m)} \ln\left(\frac{1000m}{100m}\right)$$

$$T = 0.0122 m^2 / \text{min} = 2.04 cm^2 / \text{seg}$$

Entonces,

$$K = \frac{T}{b} = \frac{(2.04cm^2 / \text{seg})}{(20m)(100cm / 1m)}$$

$$K = 1.02 \times 10^{-3} cm/\text{seg}$$

EJEMPLO I. 14 Determinación de K en un acuífero libre por el método de Dupuit-Forchheimer-Thiem

Un pozo penetrando totalmente en un acuífero libre descarga 75 gpm. El nivel de agua original fue medido en 35 pies. Después de un periodo de tiempo largo que el nivel de agua se midió en 20 pies s.n.m. y 34 pies s.n.m. en pozos de observación localizados a 75 pies y 2000 pies respectivamente, del pozo de bombeo. Determinar la conductividad hidráulica de este acuífero en pies/s.

Solución.

Datos:

$$\begin{aligned} Q &= 75 \text{ gpm} \\ r &= 2000 \text{ pies} \\ r &= 75 \text{ pies} \\ h_1 &= 20 \text{ pies} \\ h_2 &= 34 \text{ pies} \end{aligned}$$

De la ecuación 1.23 se tiene

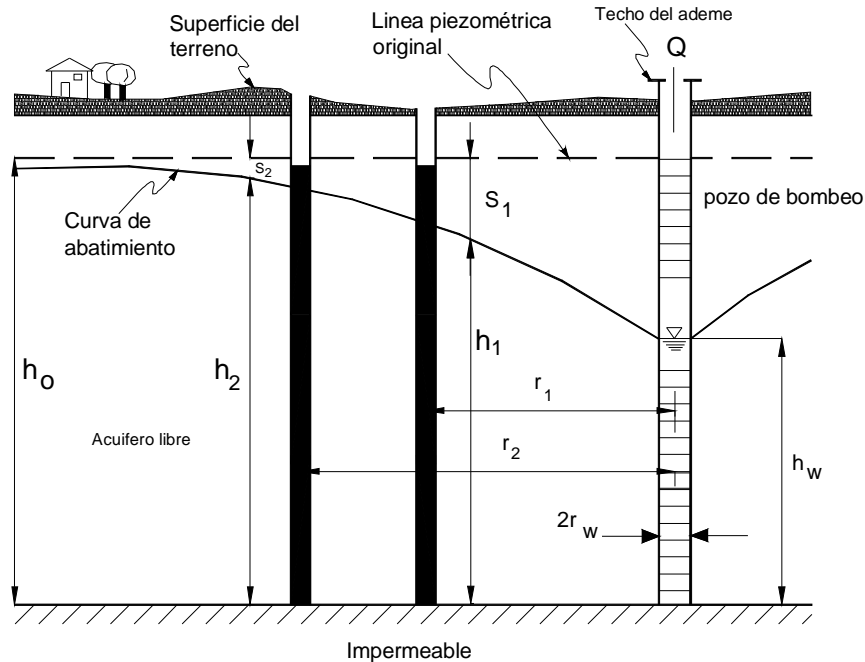
$$K = \frac{Q}{p(h_2^2 - h_1^2)} \ln\left(\frac{r_2}{r_1}\right) \quad [\text{Ec. I. 24}]$$

$$= \frac{(75\text{gpm})(0.134\text{pies}^3 / \text{gal})(1\text{min} / 60\text{seg})}{p(34^2 \text{pies}^2 - 20^2 \text{pies}^2)} \ln\left(\frac{2000\text{pies}}{75\text{pies}}\right)$$

$$K = 2.32 \times 10^{-4} \text{pies/s}$$



Nota: Como el espesor del acuífero varía con respecto a la carga hidráulica, por lo que la transmisividad será variable al depender del espesor, y por lo tanto, no se toma en cuenta.



Flujo radial hacia un pozo penetrado totalmente en un acuífero libre

EJEMPLO I.15 Determinación de T y S por el método de Cooper-Jacob.

Un pozo penetrado totalmente un acuífero confinado de 25 m de espesor, se bombea con un gasto de $0.2 \text{ m}^3/\text{s}$ durante 1000 min. En la siguiente tabla se registran los datos de abatimiento vs. tiempo en un pozo de observación localizado a 100 m de distancia del pozo de bombeo. Calcule la transmisividad y el coeficiente de almacenamiento.

Solución:

El método de Cooper-Jacob primero resuelve para T con la siguiente ecuación:

$$T = \frac{2.3Q}{4p \Delta s} \quad [\text{Ec. I.25}]$$

y después para S con la siguiente ecuación:

$$S = \frac{2.25Tt_0}{r^2} \quad [\text{Ec. I.26}]$$



y son aplicables para pequeños valores de u (menor de 0.01). u se calcula con la siguiente ecuación:

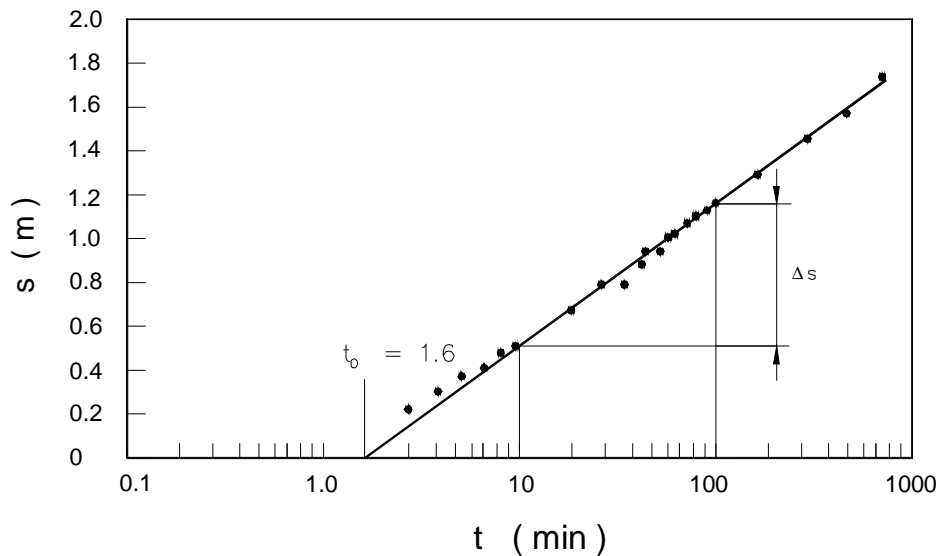
$$u = \frac{r^2 S}{4Tt} \quad [\text{Ec. I.27}]$$

donde:

- T = transmisividad
- S = coeficiente de almacenamiento
- r = distancia del pozo de bombeo al pozo de observación
- t = tiempo transcurrido de bombeo

Los valores de s y t se trazan en papel semi-logarítmico con el t en el eje logarítmico. Una línea de ajuste es proyectada a través de periodos de tiempo mayores y se extiende hasta un punto donde $s = 0$. Este punto determina t_0 , Ds es medida sobre un ciclo log de t .

Tiempo (min)	s (m)	Tiempo (min)	s (m)	Tiempo (min)	s (m)
1	0.11	20	0.71	90	1.11
2	0.20	30	0.82	100	1.15
3	0.28	40	0.85	200	1.35
4	0.34	50	0.92	400	1.55
6	0.44	60	1.02	600	1.61
8	0.50	70	1.05	800	1.75
10	0.54	80	1.08	1000	1.80



Método de análisis de Cooper-Jacob



De la gráfica:

$$\begin{aligned}t_0 &= 1.6 \text{ min} \\D_s &= 0.65 \text{ m}\end{aligned}$$

de la ecuación de transmisividad se tiene:

$$\begin{aligned}T &= \frac{2.3Q}{4p \Delta s} \\&= \frac{(2.3)(0.2 \text{ m}^3 / \text{seg})}{(4p)(0.65 \text{ m})}\end{aligned}$$

$$T = 5.63 \times 10^{-2} \text{ m}^2/\text{seg}$$

Y de la ecuación del coeficiente de almacenamiento:

$$\begin{aligned}S &= \frac{2.25Tt_0}{r^2} \\&= \frac{(2.25)(5.63 \times 10^{-2} \text{ m}^2 / \text{seg})(1.6 \text{ min})(60 \text{ seg} / 1 \text{ min})}{(100 \text{ m})^2} \\S &= 1.22 \times 10^{-3}\end{aligned}$$



CAPITULO II
CONCEPTOS BÁSICOS DE CONTAMINACIÓN DEL AGUA
SUBTERRÁNEA



CONCEPTOS BÁSICOS DE CONTAMINACIÓN DEL AGUA SUBTERRÁNEA

II.1 CONTAMINACIÓN DEL AGUA

El agua subterránea, que forma parte del medio natural del subsuelo, se caracteriza por una compleja interacción de fuerzas físicas, geoquímicas y biológicas que gobiernan la liberación, transporte y destino de una variedad de sustancias químicas. Existen literalmente tan variados arreglos hidrogeológicos como tipos y números de fuentes contaminantes.

Definiciones de Contaminante y Contaminación

Una definición de contaminante según la norma de agua potable de los Estados Unidos es "cualquier sustancia o materia física, química, biológica o radiológica en el agua", Freeze y Cherry (1979) definen como contaminantes "todos los solutos introducidos en el medio hidrológico como resultado de las actividades descuidadas del hombre en todo caso las concentraciones alcanzarán niveles que causan una significativa degradación de la calidad del agua".

En México, la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente en su Artículo 3, fracción VII, define un contaminante como "toda materia o energía en cualesquiera de sus estados físicos y formas, que al incorporarse o actuar en la atmósfera, agua, suelo, flora, fauna o cualquier elemento natural, altere o modifique su composición y condición natural".

Una agua contaminada se puede definir como aquella que sus propiedades físicas, químicas, biológicas y radiológicas identificadas mediante análisis de parámetros de calidad, no cumplen con los límites permisibles de concentración en el agua por normatividad o criterio para un uso específico. (*)

* Definición del Ing. Jorge Athala

Extensión de la Contaminación del Agua Subterránea

Contrario a lo que muchas personas creen, la contaminación del agua subterránea no es un problema nuevo.

Recientes investigaciones de contaminación del agua subterránea son abundantes en la literatura científica.

El clásico trabajo del Dr. John Snow en 1854 el primero vinculado a la contaminación de pozos por cólera al filtrarse de bodegas privadas en el suelo antes de que se descubriera que los microorganismos eran los responsables de la enfermedad.

Durante siglos y siglos la humanidad entera ha empleado los recursos hídricos del planeta para satisfacer todas sus necesidades. Durante todo este dilatado tiempo, la humanidad consideró al agua como un recurso natural renovable e inagotable, pero el tiempo nos ha enseñado una terrible verdad, pues si el agua es un recurso inagotable, lo que importa verdaderamente de este recurso es su calidad, la cual debido al explosivo aumento de la población humana ha disminuido sensiblemente, pues el aprovechamiento



del agua ha alcanzado niveles insospechados y los contaminantes producidos son incuantificables.

De pronto los humanos nos damos cuenta, que somos nosotros mismos los causantes directos o indirectos de la contaminación de las aguas del planeta, pues somos nosotros los que vertimos sobre ella sustancias nocivas, o en otro caso, de nuestros desechos que depositamos en el suelo se filtran sustancias que afectan nuestros recursos subterráneos, para alterar su pureza. Basta solo recordar que la basura afecta la calidad del agua de múltiples formas, ya que contiene altos contenidos de materia orgánica, metales y todo tipo de sustancias tóxicas como insecticidas, pinturas, solventes, grasas, residuos de laboratorio y muchas cosas más. Y dado que la basura permanece estática en los depósitos, es afectada por la insolación y las lluvias, originando gran cantidad de líquidos contaminantes que poco a poco van infiltrándose en el suelo, llamados “Lixiviados”, hasta que alcanzan los mantos acuíferos.

Por otra parte, la industria colabora decididamente en la contaminación del agua, pues en muchísimos procesos industriales, se necesita en abundancia este líquido. Pero una vez empleado el volumen de agua se va hacia el drenaje cargado de sustancias contaminantes y muchas veces de alta toxicidad. Entre los compuestos industriales que más destacan por sus efectos contaminantes están los metales pesados, como son el arsénico, el cianuro, el antimonio, el mercurio y el cromo y los compuestos orgánicos derivados de los hidrocarburos. En suma, nuestras labores domésticas, agrícolas y ganaderas todas contribuyen a la contaminación del agua.

Los problemas de la contaminación del agua son los problemas ambientales de efecto inmediato más importante de México. Esto se establece por el hecho de que la primera causa de enfermedad es del tipo gastrointestinal, lo cual tiene como origen la mala calidad del agua que la población bebe. De los problemas más agudos sobre la contaminación de agua en México son los desechos generados por la industria de metales pesados como el mercurio, cadmio y plomo que son generadores de problemas de salud gravísimos. A este sector se sumaría la contaminación generada en la extracción, transporte y procesamiento del petróleo, el cual tiene la culpa de grandes contaminaciones hídricas.

Calidad del agua

La precipitación en forma de lluvia, granizo, o aguanieve contienen muy pocas impurezas. Pueden contener cantidades de rastro de materia mineral, gases, y otras sustancias cuando se forma y cae de la atmósfera a la tierra. La precipitación, sin embargo, no tiene virtualmente ningún volumen bacteriano.

Una vez que la precipitación alcanza la superficie de la tierra, se presentan muchas oportunidades para la introducción de mineral y sustancias orgánicas, microorganismos, y otras formas de contaminación. Cuando el agua corre encima de o a través de la superficie de la tierra, puede recoger partículas de suelo. Esto se conoce en el agua como nebulosidad o turbiedad. También recoge partículas de materia orgánica y bacterias. Cuando el agua de la superficie se introduce y se extiende hacia bajo de la superficie y a través del material subyacente al nivel freático, la mayoría de las partículas suspendidas se filtra hacia afuera. Esta filtración natural puede ser parcialmente eficaz quitando bacterias y otras partículas de materiales. Sin embargo, las características químicas del agua pueden cambiar y variar ampliamente cuando entra en contacto con depósitos de



mineral. Cuando el agua de la superficie se introduce por abajo del nivel freático, disuelve algunos de los minerales contenidos en el suelo y en las rocas. El agua subterránea, por consiguiente, a menudo contiene más minerales disueltos que el agua de la superficie.

Las siguientes cuatro categorías se usan para describir la calidad del agua potable:

- 1. Físico:** Las características físicas relacionan a la calidad de agua por el uso doméstico y son normalmente asociados con la apariencia de agua, su color o turbiedad, temperatura, y, en particular, sabor y olor.
- 2. Químico:** Las características químicas de aguas a veces son evidenciadas por sus reacciones observadas, como la actuación comparativa de aguas duras y suaves en lavandería. A menudo, estas diferencias no son visibles.
- 3. Microbiológicas:** Los agentes microbiológicos son muy importantes en su relación a la salud pública y también pueden ser significantes, modificando las características físicas y químicas del agua.
- 4. Radiológico:** Los factores radiológicos deben ser considerados en áreas donde hay una posibilidad que el agua puede haber entrado en contacto con sustancias radiactivas. La radioactividad del agua es de preocupación de salud pública en estos casos.

Por consiguiente, en el desarrollo de un sistema de suministro de agua, es necesario examinar cuidadosamente todos los factores que podrían afectar el uso intencional de una fuente de suministro de agua adversamente.

Características físicas

Turbiedad. La presencia de material suspendido como arcilla, limo, el material orgánico finamente dividido, plancton, y otras partículas de material en agua son conocidas como turbiedad. La unidad de medida es una Unidad de Turbiedad (UT) o Unidad Nephelométrica de Turbiedad (UTN). Es determinada por referencia a una mezcla química que produce una refracción reproducible de luz. Turbiedades de más de 5 UT son fácilmente perceptibles en un vidrio de agua y son normalmente inaceptables por las razones estéticas.

La arcilla u otras partículas suspendidas inertes en agua potable no pueden afectar a la salud adversamente, pero agua que contiene tales partículas puede exigir hacer el tratamiento conveniente para su uso adecuado. Siguiendo una lluvia, las variaciones en la turbiedad del agua subterránea, puede ser considerada una indicación de introducción de contaminación proveniente de la superficie o de otra fuente introducida.

Color. El material orgánico disuelto del deterioro de la vegetación y de cierta materia inorgánica causa color en el agua. De vez en cuando, el desarrollo excesivo de algas o el crecimiento de microorganismos acuáticos también pueden impartir color. Mientras que el color no es usualmente inaceptable desde el punto de vista de salud, su presencia es estéticamente inaceptable y sugiere que el agua necesita tratamiento adecuado.



Sabor y olor. El sabor y olor en el agua pueden ser causados por materia extraña como compuestos orgánicos, sales inorgánicas, o gases disueltos. Estos materiales pueden provenir de fuentes domésticas, agrícolas, o naturales. El agua potable debe de estar libre de cualquier sabor u olor inaceptable para su uso.

Temperatura. Es deseable que la mayoría de las aguas para beber deben estar frescas y no tener variaciones de temperatura de más de unos grados. El agua subterránea y el agua superficial de las áreas montañosas generalmente se encuentran en este criterio. En la mayoría de los individuos encuentran apetecibles las aguas que tienen una temperatura entre 10-15 °C.

Características químicas

Cloruro. La mayoría de las aguas contienen algo de cloruro. La cantidad presente puede ser causada por un lixiviado de depósitos sedimentarios marinos o por contaminación del agua del mar, salmuera, o los residuos industriales o domésticos. Las concentraciones de cloruro de más de aproximadamente 250 mg/L normalmente producen un sabor notable en el agua potable. El agua doméstica debe contener menos de 100 mg/L de cloruro. En algunas áreas, puede ser necesario usar agua con más de un contenido de cloruro de 100 mg/L. En estos casos, todos los otros criterios para la pureza del agua deben complementarse.

Fluoruros. En algunas áreas, las fuentes de agua contienen fluoruros naturales. Donde las concentraciones se acercan a niveles óptimos, se han observado efectos benéficos a la salud. En otras áreas, se ha encontrado la incidencia de caries dentales por estar debajo de los niveles observados en áreas sin fluoruro natural. El nivel del fluoruro óptimo para una área dada depende de la temperatura del aire, ya que la temperatura influye grandemente en la cantidad de agua bebida por la gente. Los fluoruros excesivos del nivel óptimo en el suministro de agua potable pueden producir fluorosis (moteado) de dientes. La Secretaria de Salud en México recomienda el rango del nivel del fluoruro para agua potable.

Hierro. Es frecuente que cantidades pequeñas de hierro estén presentes en agua debido a la gran cantidad de hierro en los materiales geológicos. La presencia de hierro en agua imparte un color pardusco a las aguas y es considerada inaceptable para lavanderías y afecta el sabor de las bebidas como el té y café.

Plomo. La exposición del cuerpo al plomo, de la manera que sea, puede causar serios daños a la salud. La exposición prolongada en cantidades relativamente pequeñas puede producir enfermedades serias o la muerte. El plomo tomado por el cuerpo en cantidades en exceso de ciertos límites bajos o “normales” es un veneno acumulativo.

Manganeso. El manganeso imparte un color pardusco al agua y a la tela que se lava en ella. El sabor en el café y té produce un sabor a medicina.

Sodio. La presencia de sodio en agua puede afectar a personas que padecen del corazón, riñón, o dolencias circulatorias. Cuando se recomienda una dieta estricta libre de sodio, cualquier agua debe considerarse con sospecha. El suavizador de agua de casa puede ser de preocupación particular porque en ellos se agregan cantidades grandes de sodio al agua.



Sulfato. Aguas que contienen concentraciones altas de sulfato, causado por el lixiviado de depósitos naturales de sulfato del magnesio (Sales de Epsom) o el sulfato de sodio (Sal de Glauber), puede ser indeseable debido a sus efectos laxantes.

Zinc. El zinc se encuentra en algunas aguas naturales, particularmente en áreas de minas de depósitos de zinc. El zinc no es considerado perjudicial a la salud, pero impartirá un sabor indeseable al agua potable.

Substancias inorgánicas tóxicas. Nitratos (NO_3), cianuros (CN), y los metales pesados constituyen las clases mayores de substancias inorgánicas de preocupación para la salud. Metaemoglobinemia (cianosis infantil o "síndrome del bebé azul") ha ocurrido en infantes que se les ha dado agua o se han alimentado con fórmulas preparadas con agua que tiene concentraciones altas de nitrato. El CN se enlaza a los sitios de hemoglobina que ligan oxígeno a las células rojas de la sangre. Esto produce la suspensión de oxígeno. Un síntoma característico es que el paciente tiene un color de piel azul. Esta condición se llama cianosis. El CN causa efectos crónicos en la tiroides y el sistema nervioso central. Los metales pesados tóxicos incluyen arsénico (As), bario (Ba), cadmio (Cd), cromo (Cr), plomo (Pb), mercurio (Hg), selenio (Se), y plata (Ag). Los metales pesados tienen una amplia gama de efectos. Ellos pueden ser venenos agudos (As y Cr^{6+} por ejemplo), o producir enfermedad crónica (Pb, Cd, y Hg por ejemplo).

Substancias orgánicas tóxicas. Hay más de 120 compuestos orgánicos tóxicos prioritarios listados en la Agencia Americana de Protección del Ambiente (EPA: Environmental Protection Agency) (Tabla II.1). Éstos incluyen pesticidas, insecticidas, y solventes. Como las substancias inorgánicas, sus efectos pueden ser agudos o crónicos.

Tabla II.1 Lista de contaminantes prioritarios de la Agencia Americana de Protección del Ambiente (EPA).

1.- Antimonio	43.- Tricloroetileno	86.- Fluoranteno
2.- Arsénico	44.- Cloruro de vinilo	87.- Floureno
3.- Berilio	45.- 2-Clorofenol	88.- Hexaclorobenceno
4.- Cadmio	46.- 2,4-Diclorofenol	89.- Hexaclorobutadieno
5 ^a .- Cromo (III)	47.- 2,4-Dimetilfenol	90.- Hexaclorociclopentadieno
5b.- Cromo (VI)	48.- 2-Metil-4-clorofenol	91.- Hexacloroetano
6.- Cobre	49.- 2-4-Dinitrofenol	92.- Indeno (1,2,3-cd) pireno
7.- Plomo	50.- 2-Nitrofenol	93.- Isoforona
8.- Mercurio	51.- 4-Nitrofenol	94.- Naftaleno
9.- Níquel	52.- 3-Metil-4-clorofenol	95.- Nitrobenzoceno
10.- Selenio	53.- Pentaclorofenol	96.- N-Nitrosodimetilamina
11.- Plata	54.- Fenol	97.- N-Nitrosodi-n-propilamina
12.- Talio	55.- 2,4,6-Triclorofenol	98.- N-Nitrosodifinilamina
13.- Zinc	56.- Acenafteno	99.- Fenantreno
14.- Cianuro	57.- Acenaftileno	100.- Pireno
15.- Asbesto	58.- Antraceno	101.- 1,2,4-Triclorobenceno
16.- 2,3,7,8-TCDD (Dioxina)	59.- Bencidina	102.- Aldrin
17.- Acrolina	60.- Benzo(a)antraceno	103.- alfa-BHC
18.- Acrilonitrila	61.- Benzo(a)pireno	104.- beta-BHC
19.- Benceno	62.- Benzo(a)flouranteno	105.- gama-BHC
20.- Bromoformo	63.- Benzo(ghi)perileno	106.- delta-BHC
21.- Tetracloruro de Carbono	64.- Benzo(k)flouranteno	107.- Clordano



Tabla II.1 continuación

22.- Clorobenceno	65.- bis(2-Cloroetoxy)metano	108.- 4,4'-DDT
23.- Clorodibromometano	66.- bis(2-Cloroetil)eter	109.- 4,4'-DDE
24.- Cloroetano	67.- bis(2-Cloroisopropil)eter	110.- 4,4'-DDD
25.- 2-Cloroetilvinil eter	68.- bis(2-Etilexil)ftaleto	111.- Dieldrin
26.- Cloroformo	69.- 4-Bromofenil fenil eter	112.- alfa-Endosulfan
27.- Diclorobromometano	70.- Butilbenzil phtaletto	113.- beta-Endosulfan
28.- 1,1-Dicloroetano	71.- 2-Cloronaftaletto	114.- Endosulfan sulfatado
29.- 1,2-Dicloroetano	72.- 4-Clorofenil fenil eter	115.- Endrin
30.- 1,1-Dicloroetileno	73.- Criseno	116.- Endrin aldeido
31.- 1,2-Dicloropropano	74.- Dibenzo (a,h) antraceno	117.- Heptacloro
32.- 1,3-Dicloropropileno	75.- 1,2-Diclorobenceno	118.- Heptacloro epoxico
33.- Etilbenceno	76.- 1,3-Diclorobenceno	119.- PCB-1242
34.- Bromuro de Metil	77.- 1,4-Diclorobenceno	120.- PCB-1254
35.- Cloruro de Metil	78.- 3,3-Diclorobenzedino	121.- PCB-1221
36.- Cloruro de Metileno	79.- Dietil ftaletto	122.- PCB-1232
37.- 1,2,2,2-Tetracloroetano	80.- Dimetil ftaletto	123.- PCB-1248
38.- Tetracloroetileno	81.- Di-n-butil ftaleno	124.- PCB-1260
39.- Tolueno	82.- 2,4-Dinitrotolueno	125.- PCB-1016
40.- 1,2-trans-dicloroetileno	83.- 2,6-Dinitrotolueno	126.- Toxafeno
41.- 1,1,1-Tricloroetano	84.- Di-n-octyl ftaletto	
42.- 2,4 Diclorofenol	85.- 1,2-Difenilhidrazino	

Características microbiológicas

Deben hacerse propósitos para que el agua potable este libre de los organismos productores de enfermedades (patógenos). Estos organismos incluyen virus, bacterias, protozoarios, y helmintos (gusanos).

Algunos organismos causantes de enfermedad en personas, son originados de las descargas fecales de individuos infectados. Otros son de la descarga fecal de animales.

Desgraciadamente, los organismos específicos productores de enfermedad, presentes en el agua no se identifican fácilmente. Las técnicas para el examen bacteriológico comprensivo son complejas y un tanto tardadas. Ha sido necesario desarrollar pruebas que indican el grado relativo de contaminación en términos de una cantidad fácilmente definida. La prueba ampliamente usada estima el número de microorganismos del grupo coliforme. Esta agrupación incluye dos géneros: *Escherichia coli* y aerogenes de *Aerobacter*. El nombre del grupo se deriva de la palabra *colon*. Mientras la *E. coli* son habitantes comunes del tracto intestinal, la *Aerobacter* son comunes en el suelo, en hojas, y en grano; en ocasiones ellos causan infecciones del tracto urinario. La prueba para estos microorganismos, llamada la Prueba de Coliforme Total, se seleccionó por las razones siguientes:

1. El grupo de organismos coliformes normalmente habitan los tractos intestinales de humanos y otros mamíferos. Así, la presencia de coliformes es una indicación de contaminación fecal del agua.

2. Incluso en individuos enfermos, el número de organismos coliformes excretado incrementa el número de salida del excremento en los organismos productores



de enfermedad por varios órdenes de magnitud. Los números grandes de coliformes son más fáciles de cultivar que los organismos productores de enfermedades.

3. El grupo de organismos coliformes sobreviven en aguas naturales para periodos relativamente largos de tiempo, pero no se reproduce eficazmente en este ambiente. Así, la presencia de coliformes en agua implica contaminación fecal en lugar del crecimiento del organismo debido a las condiciones medioambientales favorables. Estos organismos también sobreviven mejor en agua que la mayoría de las bacterias patógenas. Esto significa que la ausencia de coliformes es un indicador bastante seguro de que los organismos patógenos no están presentes.

4. El grupo de organismos coliformes que son relativamente fácil de cultivar. Por lo que, los técnicos del laboratorio pueden realizar la prueba sin equipo costoso.

La investigación actual indica que la prueba para *Escherichia coli* pueda garantizarse. Algunas agencias prefieren el examen para la E. coli como un mejor indicador de contaminación biológica que los coliformes totales.

Características radiológicas

El desarrollo y uso de la energía atómica como una fuente de energía y de la minería de materiales radiactivos, ha hecho necesario establecer límites de concentraciones para la penetración en el cuerpo de sustancias radiactivas, incluyendo al agua potable.

Los efectos de la exposición humana a la radiación o a los materiales radiactivos son dañinos, y cualquier exposición innecesaria debe evitarse. Siempre se han expuesto los seres humanos a la radiación natural del agua, comida, y aire. La cantidad de radiación a la que el individuo es normalmente expuesto varía con la cantidad de radioactividad pasada por él. El agua con alta radioactividad no es normal y se confina en mayor grado a las áreas donde se sitúan industrias nucleares.

II.2 FUENTES DE CONTAMINACIÓN DE AGUA SUBTERRÁNEA

Contaminación por tanques sépticos

El uso de tanques sépticos para el almacenamiento y tratamiento de aguas residuales está bastante extendido, tanto en las zonas urbanas como a nivel doméstico. Un buen sistema de tanques sépticos representa una buena alternativa para garantizar el no tener la necesidad de tratar el agua subterránea; sin embargo, el mal diseño, la construcción y el pobre mantenimiento que se les da en la mayoría de los casos dan lugar a la contaminación del agua.

La fuga de agua de los tanques que se infiltra en el suelo es una fuente potencial de contaminación del agua subterránea, ya que generalmente va cargada de agua sucia doméstica e industrial en la que comúnmente se encuentran bacterias, virus, nitratos, compuestos orgánicos, compuestos inorgánicos (sodio, cloro, potasio, magnesio y sulfatos) y metales.



Contaminación por hidrocarburos

Otra fuente potencial de contaminación del agua subterránea es la que aportan las fugas de los tanques de almacenamiento subterráneo que son usados principalmente por gasolineras. Estos tanques están contruidos en acero y un pequeño número de ellos poseen además un recubrimiento anticorrosivo, así que el factor principal para que existan fugas es la corrosión de los tanques. Existen además tanques de fibra de vidrio que al fracturarse causan fugas.

Al escaparse la gasolina y el aceite crudo de los tanques, alcanzarán las formaciones de agua subterránea. Sin embargo, como son menos densos que el agua y no se mezclan tan fácilmente con ésta, se mantendrán flotando sobre el nivel freático del agua (Figura II.1). Desafortunadamente, tanto el crudo como la gasolina contienen componentes hidrocarbonados, solubles en el agua, que la contaminan seriamente y se distribuyen en tres fases:

- a) **Fase gaseosa.** Esta fase esta constituida por compuestos químicos volátiles que no permanecen en el agua sino que escapan como vapores o aromas.
- b) **Fase de adsorción.** En esta fase los compuestos atacan al suelo, ya que permanecen en una zona en la que no son movidos ni por ventilación aérea ni por flujo de agua. En este caso el problema puede mejorar con la presencia de bacterias, ya que estas pueden consumir mucho del aceite o gasolina acumulada (biodegradación).
- c) **Fase soluble.** Muchos de los compuestos hidrocarbonados son solubles en el agua, por lo que resultan ser contaminantes seriamente nocivos para la salud.

Dentro de los hidrocarburos más frecuentemente detectados en el agua subterránea tenemos en primer lugar los bencenos, toluenos y xilenos, los cuales afectan sintomáticamente a la sangre, al sistema nervioso central, a la piel y a los huesos. En cantidades menores están los éteres, alcoholes, naftaleno y etilbenceno, que también resultan nocivos para la salud.

Contaminación por sustancias orgánicas

En general, el agua subterránea contiene pequeñas cantidades orgánicas disueltas de origen natural y son las que determinan la calidad del agua. Estas sustancias resultan de la biodegradación de las plantas y pequeños organismos y en general no llegan a afectar la calidad del agua. Sin embargo, las sustancias orgánicas que produce el hombre contaminan considerablemente el agua subterránea por alcanzar proporciones sumamente elevadas.

Se ha determinado que estas sustancias son relativamente resistentes a la degradación biológica, ya que cuando son atacadas por microorganismos estos actúan de manera muy lenta sobre las sustancias, pues necesitan condiciones en las que el oxígeno se ha agotado totalmente para poder actuar. Solo cuando aquellas quedan atrapadas en la fase de adsorción del suelo, la biodegradación es rápida. Al llegar al acuífero, estas sustancias disminuirán la calidad del agua debido a su toxicidad.

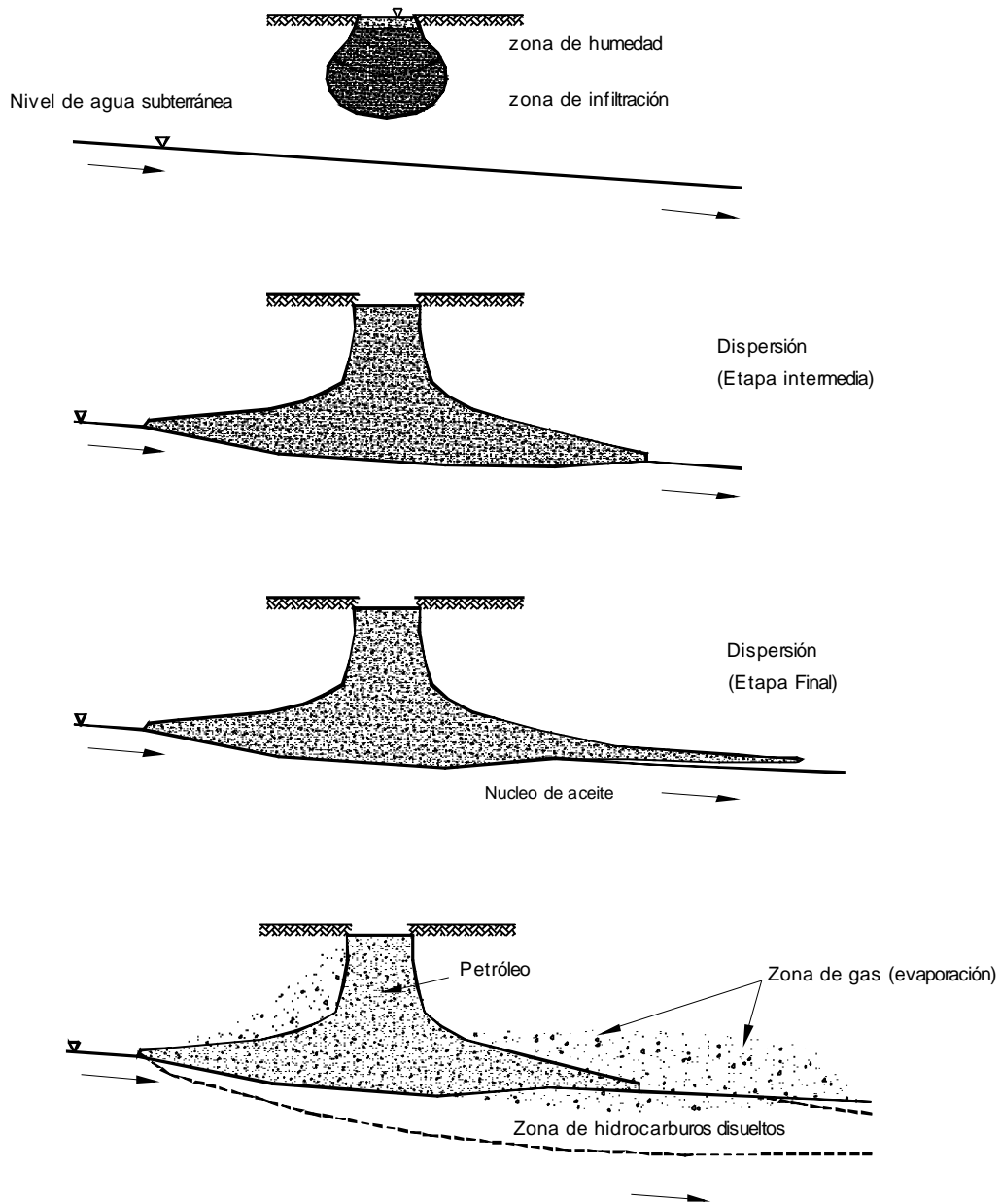


Figura II.1 a,b,c. Etapas de migración de un derrame de petróleo desde una fuente superficial. d. Migración de hidrocarburos disueltos y gaseosos desde una zona de petróleo por encima del nivel freático.

Los compuestos orgánicos tóxicos, en su mayoría, deben sus propiedades peligrosas a los átomos de halógeno, en particular del cloro, y a algunas sustancias no halogenadas como el benceno. Cuando éstos superan los límites permitidos, hacen que el acuífero no se emplee para abastecimiento de agua potable. Este tipo de contaminación puede durar varias décadas, ya que tanto los procesos químicos como los físicos disminuirán de una manera muy lenta la toxicidad de estas sustancias.



En 1976 se reportó la identificación de más de 1200 sustancias orgánicas sintéticas en los abastecimientos de agua para beber en los Estados Unidos y que se continuarán identificando en una gran cantidad de ellas, por lo que el problema alcanza proporciones alarmantes. Un ejemplo de estas sustancias y sus límites permitidos puede observarse en la tabla II.2.

Tabla II.2 Consideraciones máximas permitidas para contaminantes orgánicos en agua subterránea.

Constituyente	Concentración (mg/l)
Cianuro	0.05
Endrin	0.0002
Lindano	0.004
Metoxiclor	0.1
Toxafeno	0.005
2, 4 - D	0.1
2, 4, 5 - TP Silverx	0.01
Fenoles	0.001
Detergentes sintéticos	0.5
Extracto de Carbono en Cloroformo	0.2

Fuente: Agencia Americana de Protección Ambiental (USEPA), 1975
World Health Organization (WHO) European Standards, 1970.

Las investigaciones para controlar este tipo de contaminación están dirigidas al cultivo de ciertos microorganismos que en un momento dado pueden atacar al compuesto orgánico sintético. Sin embargo, hasta el momento solo son propuestas que continúan estudiándose. En los incisos siguientes continuaremos estudiando el efecto de estas sustancias por la presencia de basureros, fertilizantes, pesticidas, etc.

Zonas de residuos sólidos (basureros)

Todos los residuos sólidos que genera la población son depositados sobre el suelo o en excavaciones en éste, llamadas rellenos sanitarios, en estos depósitos los residuos sólidos se reducen por compactación y después son cubiertos con tierra. Idealmente, la operación de cubrir con tierra y aplanar debiera ser diario, sin embargo, en la práctica, las aplicaciones para recubrir son poco frecuentes.

En nuestro país, como en muchos otros, la mayoría de los rellenos sanitarios o basureros son abiertos, ya que es la manera más barata de operarlos. El efecto que esto produce en el agua subterránea es el siguiente: cuando llueve o cae nieve sobre estos depósitos, se infiltran hacia el suelo un gran número de contaminantes. El líquido que se deriva de este proceso es conocido como "lixiviado". En éste se han determinado, además de los contaminantes orgánicos ya mencionados, una gran cantidad de contaminantes inorgánicos en los que los sólidos totales disueltos pueden ser muy altos (tabla II.3).



Tabla II.3 Constituyentes inorgánicos en lixiviado de depósitos sanitarios (mg/l, excepto el pH).

Parámetro	Intervalo normal	Límites superiores
Calcio	240 - 2330	4080
Magnesio	64 - 410	15600
Sodio	85 - 3800	7700
Potasio	28 - 1700	3770
Fierro	0.1 - 1700	5500
Manganeso		1400
Zinc	0.03 - 135	1000
Níquel	0.01 - 0.8	
Cobre	0.1 - 9	9.9
Plomo		5.0
Cloruro	47 - 2400	2800
Sulfato	20 - 730	1826
Ortofosfato	0.3 - 130	472
Nitrógeno total	2.6 - 945	1416
DBO	21700 - 30300	54610
DQO	100 - 51000	89520
pH	3.7 - 8.5	8.5
Dureza (CaCO ₃)	200 - 7600	22800
Alcalinidad (CaCO ₃)	730 - 9500	20850
Residuo total	1000 - 45000	
STD		42276

Numerosas investigaciones muestran que la infiltración de agua a través de los desperdicios causa una elevación del nivel freático dentro o debajo del depósito sanitario. Esto provoca que el lixiviado salga del depósito por debajo y por la periferia (figura II.2). Al salir por la periferia da origen a manantiales de lixiviado y al salir por debajo acarrearán contaminantes hasta la zona de agua subterránea.

En los lugares en que los rellenos sanitarios se localizan sobre materiales relativamente permeables, como arena, grava o roca fracturada, el movimiento del lixiviado puede contaminar áreas mucho mayores que las que ocupa el depósito (Figura II.3). Esta infiltración puede producir lixiviado por varias décadas y en algunos casos por cientos de años. Se ha observado, por ejemplo, que algunos depósitos de basura de los días del imperio Romano continúan produciendo lixiviado. Por supuesto que la contaminación de estos acuíferos hace imposible su uso como suministro de agua por varias décadas.

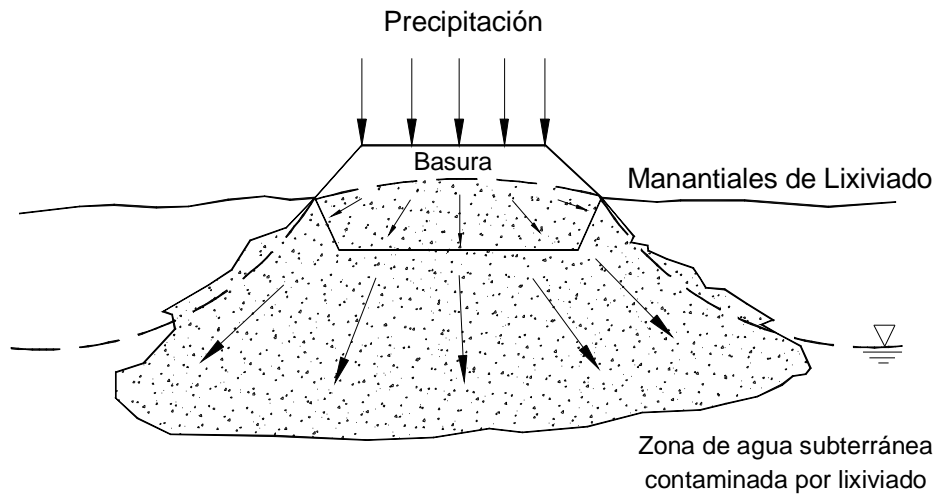


Figura II.2 Elevación del nivel freático bajo un basurero, causando manantiales de lixiviado y migración de contaminantes hacia la zona de agua subterránea.

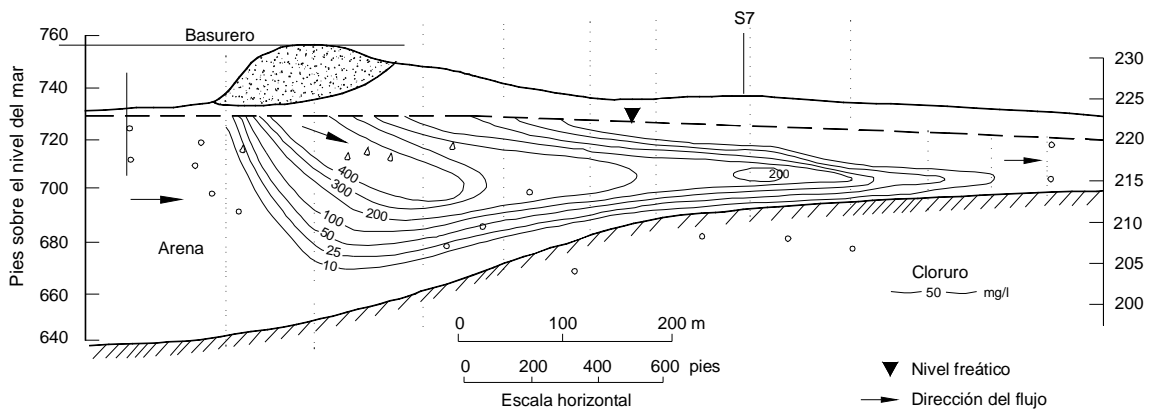


Figura II.3 Nube de lixiviado en migración desde un basurero sobre un acuífero arenoso; la zona contaminada está representada por contornos de concentración de Cl^- en agua subterránea.

La solución inmediata a este problema, sería establecer los basureros en terrenos estudiados hidrogeológicamente. Sin embargo, en muchas regiones no es posible hacerlo, debido a las distancias, a los asentamientos humanos y a la falta de terrenos que cubran todos los requisitos. Pero como no debe permitirse este tipo de contaminación, se han propuesto diseños que contemplan un gradiente hidráulico bajo el depósito. Esto permitiría colectar el lixiviado y tratarlo como agua residual.



Además de la producción de lixiviado, la infiltración de agua produce gases, como resultado de la descomposición bioquímica de la materia orgánica. De los diferentes gases (CO_2 , CH_4 , H_2S , H_2 , y N_2) los más comunes son el metano, CH_4 y el bióxido de carbono, CO_2 . Estos no tienen mucha influencia en el agua subterránea, ya que son muy poco solubles en el agua y pueden detectarse fácilmente por su olor. Sin embargo, su impacto en el medio ambiente es muy importante, ya que cuando el metano alcanza niveles peligrosos puede moverse por difusión gaseosa y penetrar en zonas habitadas a través del suelo. Por ello es común que se instalen tubos o ventilas de gas para impedir la elevación del metano en la región bajo el basurero.

Aguas residuales y desechos materiales

Debido a que en el agua existe una gran proporción de desechos materiales producidos por las actividades humanas, estos tienen que ser procesados en plantas de tratamiento primario o secundario, este tratamiento provoca que disminuya la contaminación del agua en gran medida; sin embargo, produce grandes volúmenes de residuos materiales conocidos como desechos de relleno. Estos desperdicios, junto con el agua residual, se emplean para la agricultura y el campo. En algunos lugares el agua residual sin tratamiento o tratada parcialmente es dispersada sobre el suelo, ya que tanto las aplicaciones de materia orgánica como las de agua residual pueden estimular el crecimiento de árboles, pasto, y cultivos agrícolas. La tierra infértil puede convertirse en fértil con estos tratamientos. No obstante, esto produce un efecto negativo, ya que disminuye notablemente la calidad del agua subterránea.

Entre los principales agentes de contaminación por este medio se encuentran:

- a) Sulfonato de alquilbenceno.- Fue el principal componente de los detergentes caseros a partir de 1950 y debido a que no es biodegradable contaminó a varios acuíferos subterráneos. Este compuesto fue sustituido a mediados de los años sesentas por sulfonato de alquilo lineal, compuesto rápidamente biodegradable en un ambiente aeróbico, razón por la cual dejó de ser un contaminante del agua superficial. Sin embargo, considerando que el acuífero subterráneo se encuentra en un medio ambiente anaeróbico, la biodegradación es mínima y la contaminación por este medio es continua.
- b) Nitratos.- También constituyen uno de los contaminantes nombrados con más frecuencia, ya que no pueden reducirse bioquímicamente a N_2 por las condiciones anaeróbicas del agua subterránea. Por lo tanto todos los nitratos que provienen de los sistemas de desagüe casero se transportan junto con el agua subterránea.

En ausencia de oxígeno, existen dos formas de nitrógeno que ocurren con mayor frecuencia como contaminantes del agua subterránea, el ion amonio (NH_4^+) y los nitratos (NO_3^-). El ion amonio puede descargarse directamente en el agua subterránea o bien ser generado en el suelo por los procesos de amonificación (que implican convertir el nitrógeno orgánico en nitrógeno de amonio). En esta forma, la mayor parte del ion amonio queda atrapada en el suelo y pocas partículas alcanzan el agua subterránea. Cuando la capacidad de intercambio del suelo queda saturada, una mayor cantidad de partículas llegará hasta el acuífero como contaminante. Como los nitratos (NO_3^-) poseen carga negativa, no son atraídos al suelo, ya que estos también poseen carga negativa. Los nitratos se moverán rápidamente en suelos saturados o no saturados. Para comprender



mejor este proceso, la figura II.4 ejemplifica la manera en que se comportan los nitratos en el subsuelo. Cuando el nitrógeno en forma de nitrato alcanza el agua subterránea, pueden moverse rápidamente y alcanzar grandes distancias sufriendo mínimas transformaciones y actuando como contaminante.

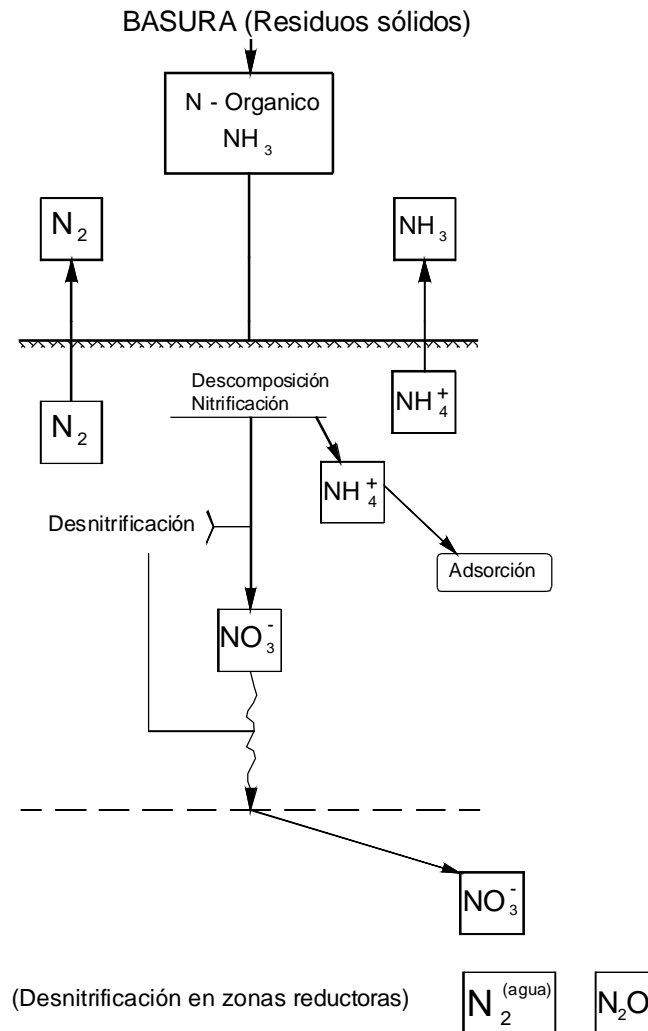


Figura. II.4 Fuentes y trayectorias del nitrógeno en el ambiente del subsuelo.

En algunos casos, los depósitos de agua subterránea que transportan nitrógeno y fósforo han penetrado en lagos recreativos (por la cercanía de depósitos de desagüe) causando una eutrofización¹ del lago, manifestada por un acelerado crecimiento de algas y poca limpieza en el agua. Los nitratos en altas concentraciones pueden producir, en los lactantes, la metahemoglobinemia (cianosis), enfermedad en la que parte de la sangre se transforma en metahemoglobina, lo que no permite un transporte adecuado de oxígeno y los niños adquieren un color azulado. Asimismo, las altas concentraciones de nitrógeno pueden metabolizarse y convertirse en nitrosomina, que parece ser un carcinógeno en potencia.

¹ proceso de envejecimiento de un lago, que va tendiendo a desaparecer, debido a la acumulación de nutrientes en el agua como el fósforo.



- c) Uno de los efectos más nocivos al aplicar sobre el suelo materia de desecho y aguas residuales es la movilidad de la materia orgánica disuelta, ya que esta contiene cientos de compuestos orgánicos de cuya toxicidad y movilidad se conoce muy poco, y que pueden degradar la calidad del agua subterránea más de lo que hacen los nitratos, los metales trazas, las bacterias y los virus.

Inyección de aguas residuales

Además de dispersar las aguas residuales sobre suelos agrícolas o áreas áridas, existe la práctica de inyectar este líquido por medio de sondeos bajo suelos arenosos, calcitas y basalto. Esta práctica se realiza ampliamente en países como Canadá y Estados Unidos, en los que las normas para proteger las aguas superficiales (ríos, lagos, etc.) son bastante estrictas. Las industrias que con más frecuencia emplean este método son: química, petroquímica, y farmacéutica; además lo emplean también las plantas procesadoras de uranio, acero, potasa, etc. La inyección se realiza de manera rápida a gran presión, de tal manera que las aguas residuales quedan atrapadas entre los 300 y los 2000 metros de profundidad (figura II.5).

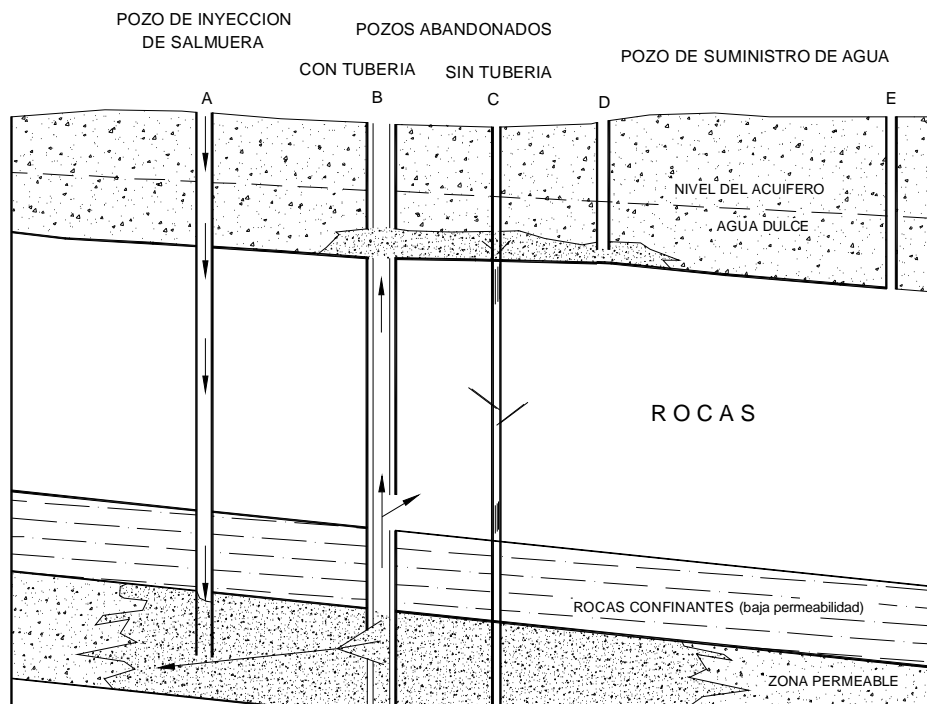


Figura II.5 Trayectorias potenciales de contaminación de agua subterránea desde pozos abandonados.

Aunque este método es seguro, tiene el inconveniente de que muchos de estos encierros de agua son olvidados o descuidados por el gran número de ellos que existe (más de un millón de estos encierros de agua sin localizar en Norteamérica). Además, existe la posibilidad de que realicen conexiones verticales bajo la tierra o bien, de que aumente la porosidad a lo largo del encierro por incidencia de sismos.



En este caso, es importante recalcar que para los contaminantes que inician su trayectoria desde la superficie, existe una disminución de su efecto, debido a la serie de fenómenos a que se ven sometidos (adsorción, intercambio iónico, biodegradación, etc.). No así con la inyección de aguas residuales, ya que los contaminantes pueden llegar directamente al acuífero con los peligros que esto conlleva.

Contaminación por actividades agrícolas

La agricultura es una de las actividades que mayor influencia ejerce sobre el agua subterránea, ya que el efecto de fertilizantes y pesticidas, así como las prácticas de abono y riego con aguas tratadas resulta en la degradación de la calidad de los acuíferos subterráneos. Gran parte de los fertilizantes son elaborados químicamente, aunque en ciudades pequeñas menos industrializadas se continúa con la práctica de abonos orgánicos, los cuales se componen principalmente de las heces fecales de animales o de desperdicios de materia orgánica.

Los principales constituyentes de los fertilizantes, conocidos como elementos mayores, son el nitrógeno (N), el fósforo (P) y el potasio (K), por ser los más requeridos para el desarrollo de los cultivos. Debido a las constantes aplicaciones de estos año tras año y en una misma extensión, algo de N, P y K es acarreado por infiltración hasta el nivel freático del suelo, de donde podría emigrar hasta el flujo de agua subterránea. Sin embargo, tanto el fósforo disuelto como el potasio tienen muy poca movilidad en la mayoría de los materiales geológicos, razón por la cual no afectan la calidad del agua subterránea. No sucede así con el N, ya que este se presenta en la forma de NO_3^- que hace prohibido el uso de esta agua para beber.

El uso de fertilizantes inorgánicos comenzó después de la segunda guerra mundial y desde entonces ha tenido gran impacto en la disminución de la calidad del agua subterránea. El empleo de este tipo de fertilización va a la par con el gran desarrollo y uso de una gran cantidad de pesticidas y herbicidas.

Los experimentos en laboratorio demuestran que aquellos pesticidas y herbicidas que resulten solubles en el agua se mueven rápidamente en materiales geológicos como arena y grava. Las altas concentraciones de estos compuestos saturarán rápidamente los sitios de intercambio o excederán la capacidad de biodegradación. Es así que en el caso de la fertilización química podemos hablar de contaminación a mediano plazo, ya que una gran extensión del acuífero se degradará de una manera lenta y progresiva en la que las sales irán aumentando poco a poco hasta superar los límites permitidos para el abastecimiento humano.

Depósitos de desechos radiactivos

Aunque en nuestro país la energía atómica no se utiliza en las proporciones en las que se hace en otros países, es importante mencionar este punto, ya que en el mundo se generan cientos de miles de toneladas de desechos que contienen materiales radioactivos, entre los cuales el Radio-226 (^{226}Ra), que tiene una vida media de 1620 años, es el que representa mayor peligro para el medio ambiente. La máxima concentración permitida de este elemento en el agua para beber es de 10^{-9} mg/l, lo que significa que concentraciones extremadamente pequeñas de ^{226}Ra en un lixiviado dentro del agua subterránea harían que el acuífero resultara dañino para el consumo humano.



Aun cuando en la actualidad no existen evidencias de peligro por constituyentes radioactivos infiltrados hacia el agua subterránea, es muy conveniente el estudio de los lugares de desechos desde el punto de vista hidrogeológico, ya que las consecuencias pueden presentarse muchos años o décadas después de haberlos establecidos en el lugar. De hecho, el punto principal de estudio que confrontan los investigadores es precisamente cómo almacenar estos desechos para que no afecten a la biosfera por grandes periodos de tiempo.

Lluvia ácida

La lluvia ácida es otro de los factores que afecta la calidad del agua subterránea. Las investigaciones demuestran que la lluvia ácida incrementa la movilidad y el lixiviado de metales pesados en el suelo. La mayoría de los contaminantes atmosféricos (gases y partículas) son solubles en la precipitación y acarreados al suelo. Esto da lugar a un incremento de las reacciones químicas en el suelo y en las rocas, que afecta la calidad del agua subterránea debido a una creciente mineralización de ésta. Asimismo, la alcalinidad del acuífero disminuirá con el tiempo y habrá un incremento de ácido carbónico.

De la misma manera, existe un fenómeno común que acompaña al agua subterránea ácida, que es el incremento en la cantidad de compuestos inorgánicos solubles y los que lo hacen de una manera más notable son los sulfatos y el aluminio.

II. 3 COLECCIÓN DE MUESTRAS DE AGUA SUBTERRÁNEA

Los hidrogeólogos en la práctica raramente realizarán el análisis químico de muestras de agua; esto se hace típicamente en un laboratorio analítico especializado. Sin embargo, los hidrogeólogos normalmente están involucrados con la colección de muestras de agua en el campo. Esta sección se enfocará en los métodos de muestras representativas de agua para el análisis químico.

El programa para las muestras de agua subterránea y el agua superficial deberá planearse cuidadosamente. Hay cuatro pasos básicos involucrados:

1.- La determinación del propósito del programa de muestreo. ¿El objetivo es definir la química básica del agua, para determinar si el agua encontrada cumple las normas del agua para uso potable, o para determinar si hay contaminación presente?.

2. Se decide cuántos puntos de muestreo se probarán. ¿Será posible probar todos los puntos, o sólo se seleccionan los puntos involucrados?. ¿Serán necesarios nuevos puntos de muestreo, para el monitoreo de pozos de agua subterránea?.

3. Se determina qué elementos químicos se analizarán y los límites de cuantificación que los laboratorios emplearán. Los instrumentos analíticos deberán tener un límite más bajo al rango en el que los resultados pueden ser cuantificados y debajo de un rango donde un compuesto puede ser detectado pero no puede cuantificarse. Los resultados pueden expresarse como detectado, pero no cuantificado o como no detectado. En algunos casos, el límite de detección será más sensible en algunos métodos instrumentales que en otros para el mismo compuesto. Los límites de la cuantificación seleccionados deben ser basados en el propósito del programa de muestreo.



4. Desarrollar un programa de control y aseguramiento de calidad. El propósito es asegurar que los resultados de los análisis reportados por el laboratorio expresen exactamente en campo las concentraciones reales de los solutos en el agua. El hidrogeólogo tiene dos métodos básicos para inspeccionar la exactitud y precisión del laboratorio. Exactitud - la habilidad del laboratorio de informar lo que está en la muestra - puede ser medida por el uso de muestras claves o testigo, donde un juego de muestras con una concentración conocida de un soluto se somete a las pruebas del laboratorio. Precisión - la habilidad del laboratorio de reproducir los resultados - se determina sometiendo muestras dobles de la misma fuente. La muestra duplicada deberá ser mezclada completamente antes de ser dividida para el envío al Laboratorio. El programa de muestreo debe tener duplicados sometidos al laboratorio para el 10 por ciento de las muestras, y ellas deben someterse como duplicados cerrados para que el laboratorio no sepa qué muestras son duplicados. Se usan muestras llamadas "blancos" para evaluar el programa de muestreo de campo. El agua altamente desmineralizada se toma en el campo en un recipiente sellado, se corre a través de los dispositivos del campo de prueba, puesta la muestra en los recipientes, y se envía al laboratorio para el análisis. Si se informa rastro de cantidades de solutos en las muestras y en el "blanco", entonces se puede asumir que los resultados de la muestra ó la metodología del laboratorio no coincide con lo que esta presente en el agua directamente de campo.

El programa de muestreo debe tomar en cuenta el tipo de muestra de agua que se necesita (simple ó compuesta), el tipo de recipiente que será usado para la muestra, el método de limpieza y preparación del recipiente de la muestra, si la muestra se filtra ó no, el tipo de conservador que será agregado a la muestra en el campo y el máximo de tiempo, que no se deberá rebasar para la entrega de la muestra al laboratorio para su análisis.

II.4 MONITOREO DEL AGUA SUBTERRÁNEA

Planeación de un programa de monitoreo del agua subterránea

El primer paso para diseñar un programa para monitorear el agua subterránea es determinar el propósito. Existen por lo menos cuatro razones principales para vigilar o monitorear el agua subterránea: 1) para determinar la calidad del agua de una región, 2) para determinar la calidad del agua de un pozo de suministro específico o un pozo en campo, 3) para determinar la magnitud de la contaminación del agua subterránea de una fuente conocida, y 4) para vigilar una fuente potencial de contaminación y determinar si el agua subterránea se puede contaminar.

Si el propósito de un estudio es evaluar la calidad del agua que existe en una región, entonces es probable que sólo habiendo pozos se realizaría el muestreo. En este caso, es necesario saber los detalles de la construcción del pozo de bombeo. Se necesita saber en qué acuífero está localizado el pozo de agua para interpretar los análisis químicos. No deben usarse pozos que atraviesan más de un acuífero en estos estudios, que se diseñan para trazar la distribución de iones en un acuífero específico. Se necesita una buena distribución geográfica de los pozos. En estudios de hidrogeología química, se deben localizar las áreas de recarga y las áreas de descarga de un acuífero que se está muestreando. Se debe tener cuidado que la muestra de agua que se recolectó no ha sido alterada por el sistema del pozo. Algunos modelos viejos de bombas sumergibles



que tienen condensadores, si gotea el sistema de lubricación, pueden introducir sustancias conocidas como bifenilos policlorinados (PCBs) en el agua del pozo.

Si la calidad de agua de un sitio del pozo potencial está investigándose, pueden probarse pozos cercanos para establecer una calidad regional del agua. En la mayoría de los casos es deseable construir adecuadamente una prueba antes de que un pozo de extracción permanente se instale. Cuando se va avanzando en la perforación pueden instalarse pozos de prueba, temporales y rejillas a profundidades progresivamente más profundas para probar acuíferos múltiples o el rendimiento potencial en las zonas productivas en el mismo acuífero. En cada zona de la rejilla de la columna de perforación se reviste temporalmente y se instala una rejilla en el pozo. El pozo temporal se bombea para desarrollarlo hasta que el agua este clara. Se duplican las muestras de agua que se han obtenido para su análisis. Del estudio hidráulico y la calidad del agua resultante de las muchas zonas probadas, se compara y se selecciona la mejor para la construcción del pozo permanente. Se ha notado que las muestras de agua de los pozos de prueba temporales, son después muy similares a aquéllas de los pozos municipales de alta capacidad construidos en el mismo acuífero. Si hay sólo una zona acuífera potencial, un pozo de prueba de pequeña capacidad puede instalarse en una base permanente. Este pozo puede usarse después como de observación para una prueba de bombeo permanente y ser útil como un pozo de reserva en caso de una emergencia.

Instalación del monitoreo de pozos de agua subterránea

La instalación de pozos de monitoreo de agua subterránea es con el propósito de determinar la calidad del agua subterránea en un acuífero específico y en una situación particular.

El diseño típico de un sistema de monitoreo de un pozo de agua subterránea se da en la figura II.6. Existen varios pasos específicos a seguirse para instalar correctamente un sistema de monitoreo de pozos de agua subterránea. Una consideración importante es tener cuidado durante la instalación del pozo, con la contaminación de los materiales que se introducen al subsuelo. (Traba 1983; Hix 1992).

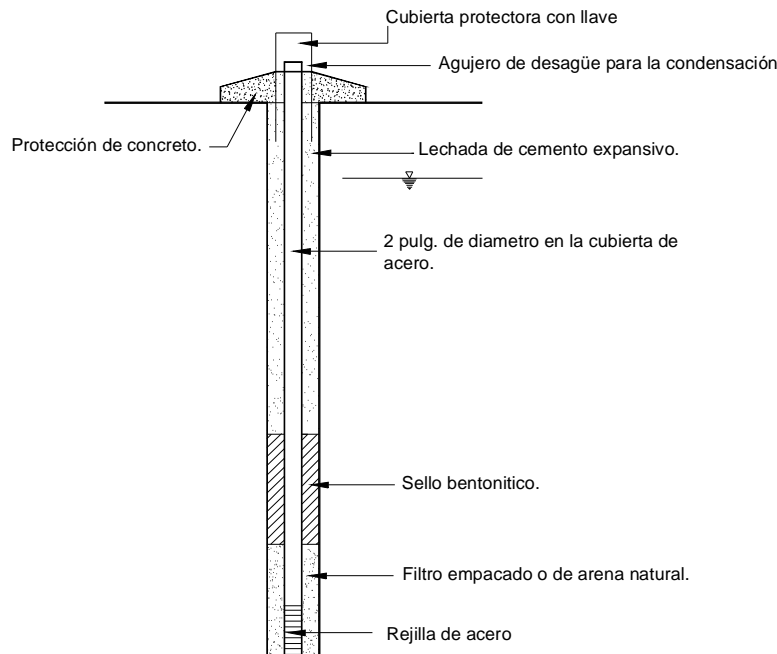


Figura II.6 Esquema típico de un pozo de monitoreo de agua subterránea.

II.5 NORMAS DE CALIDAD DEL AGUA

Las normas de calidad del agua determinan los contenidos permisibles de sus componentes físicos, químicos, bacteriológicos y radiológicos disueltos y en suspensión, según el uso al que se va a destinar el agua.

Toda el agua, que se vaya a usar en determinada actividad, debe de cumplir con ciertas Normas de Calidad, ciertos parámetros y concentraciones de sustancias contenidas en ella, a continuación se presentan las Normas que rigen en la Republica Mexicana, publicadas en el Diario Oficial de la Federación (D.O.F.).

La norma que rige en materia de agua potable en México, es la Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994, Salud Ambiental. "Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización", publicado en el D.O.F. por la Secretaria de Salud el 22 de noviembre de 2000 para su modificación. Esta norma se presenta en el Anexo A.II.

La Ley Federal de Derechos en Materia de Agua 2004 es la que dicta las disposiciones para el control de las descargas de aguas residuales a las aguas superficiales y subterráneas, a través de la Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996 (antes NOM-001-ECOL-1996) "que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales", publicada el 6 de



enero de 1997 y actualizada el 6 de abril de 1997. En la tabla II.4 se muestran los límites máximos permisibles para contaminantes básicos, metales pesados y cianuro.

Tabla II.4

LIMITES MAXIMOS PERMISIBLES PARA CONTAMINANTES BÁSICOS, METALES PESADOS Y CIANUROS									
PARAMETROS (miligramos por litro)	CUERPOS RECEPTORES								
	TIPO A			TIPO B					TIPO C
	Ríos con Uso en riego agrícola; Acuíferos	Aguas Costeras con explotación pesquera, navegación y otros usos	Suelo con Uso en riego agrícola	Ríos con Uso público urbano; Acuíferos	Embalses Naturales y Artificiales con Uso en riego agrícola	Aguas Costeras con Uso en recreación	Estua - rios	Hume - dales Natural - es	Ríos con Uso en protección de vida acuática; Embalses Naturales y Artificiales Con Uso público urbano; Acuíferos
	P.M.	P.M.	P.M.	P.M.	P.M.	P.M.	P.M.	P.M.	P.M.
Grasas y Aceites	15.0	15.0	15.0	15.0	15.0	15.0	15.0	15.0	15.0
Sólidos Suspendidos Totales	150.0	150.0	N.A.	75.0	75.0	75.0	75.0	75.0	40.0
Demanda Bioquímica de Oxígeno ₅	150.0	150.0	N.A.	75.0	75.0	75.0	75.0	75.0	30.0
Nitrógeno (*)	40.0	N.A.	N.A.	40.0	40.0	N.A.	15.0	N.A.	15.0
Fósforo (*)	20.0	N.A.	N.A.	20.0	20.0	N.A.	5.0	N.A.	5.0
Arsénico (*)	0.2	0.1	0.2	0.1	0.2	0.2	0.1	0.1	0.1
Cadmio (*)	0.2	0.1	0.05	0.2	0.2	0.2	0.1	0.1	0.1
Cianuros(*)	1.0	1.0	2.0	1.0	2.0	2.0	1.0	1.0	1.0
Cobre (*)	4.0	4.0	4.0	4.0	4.0	4.0	4.0	4.0	4.0
Cromo(*)	1.0	0.5	0.5	0.5	1.0	1.0	0.5	0.5	0.5
Mercurio (*)	0.01	0.01	0.005	0.005	0.01	0.01	0.01	0.005	0.005
Níquel(*)	2.0	2.0	2.0	2.0	2.0	2.0	2.0	2.0	2.0
Plomo(*)	0.5	0.2	5.0	0.2	0.5	0.5	0.2	0.2	0.2
Zinc (*)	10.0	10.0	10.0	10.0	10.0	10.0	10.0	10.0	10.0

(*) Medidos de manera total

N.A. : No Aplica

P.M. : Promedio Mensual

P.D. : Promedio Diario

Para los efectos de la tabla II.4, se entiende que la concentración de los contaminantes nitrógeno, fósforo, arsénico, cadmio, cianuros, cobre, cromo, mercurio, níquel, plomo y zinc, debe ser medida de manera total.



Para los efectos de la tabla II.4, se entiende que la concentración de los contaminantes Arsénico, Cadmio, Cianuros, Cobre, Cromo, Mercurio, Níquel, Plomo y Zinc debe ser considerada en forma total.

Para coliformes fecales, si la descarga presenta un valor que supere el límite máximo permisible de 1,000 como número más probable (NMP) de coliformes fecales por cada 100 mililitros, se causará el pago del derecho conforme a las disposiciones de la LFD-2004.

Para el potencial Hidrógeno (pH), si la descarga presenta un valor superior a 10 o inferior a 5 unidades, se causará el pago del derecho conforme a las disposiciones de la LFD-2004.

En el artículo 224 de la Ley Federal de Derechos en Materia de Agua 2004 se menciona que no se pagará el derecho por descargar aguas residuales a cuerpos de agua nacionales, en el caso que regresen a su fuente original o que sean vertidas en cualquier otro sitio previamente autorizado por la Comisión Nacional del Agua en los términos de la Ley de Aguas Nacionales, cumpliendo con los lineamientos de calidad del agua señalados en la tabla II.5.

Tabla II.5 Lineamientos de Calidad del Agua

Parámetros	U S O S			
	1	2	3	4
Unidades en mg/l si no se indican otras				
Parámetros Inorgánicos				
Alcalinidad (como CaCO ₃)	400.0	-	(I)	(I)
Aluminio	0.02	5.0	0.05	0.2
Antimonio	0.1	0.1	0.09	-
Arsénico	0.05	0.1	0.2	0.04
Asbestos (Fibras/L)	3000	-	-	-
Bario	1.0	-	0.01	0.5
Berilio	0.005	0.5	0.003	0.1
Boro	1.0	0.7 (II)	-	0.009 (III)
Cadmio	0.01	0.01	0.004	0.0002
Cianuro (como CN ⁻)	0.02	0.02	0.005 (III)	0.005
Cloruros (como Cl ⁻)	250	150	250	-
Cobre	1.0	0.20	0.05	0.01
Cromo Total	0.05	0.1	0.05	0.01
Fierro	0.3	5.0	1.0	0.05
Fluoruros (como F ⁻)	1.4	1.0	1.0	0.5
Fósforo Total	0.1	-	0.05	0.01
Manganeso	0.05	0.2	-	0.02
Mercurio	0.001	-	0.0005	0.0001
Níquel	0.01	0.2	0.6	0.002
Nitratos (NO ₃ ⁻ como N)	5.0	-	-	0.04
Nitritos (NO ₂ ⁻ como N)	0.05	-	-	0.01
Nitrógeno Amoniacal (como N)	-	-	0.06	0.01
Oxígeno Disuelto	4.0	-	5.0	5.0
Plata	0.001	-	0.06	0.002



Plomo	0.05	0.5	0.03	0.01
Selenio (como Selenato)	0.01	0.02	0.008	0.005
Sulfatos (como SO ₄ ²⁻)	250	250	-	-
Sulfuros (como H ₂ S)	0.2	-	0.002	0.002
Talio	0.01	-	0.01	0.02
Zinc	5.0	2.0	0.02	0.02
Parámetros	U S O S			
Unidades en mg/l si no se indican otras	1	2	3	4
<u>Parámetros Orgánicos</u>				
Acenafteno	0.02	-	0.02	0.01
Acido 2,4 Diclorofenoxiacético	0.1	-	-	-
Acilonitrilo	0.0006	-	0.07	-
Acroleína	0.3	0.1	0.0007	0.0005
Aldrin	0.001	0.02	0.0003	0.0074
Benceno	0.01	-	0.05	0.005
Bencidina	0.0001	-	0.02	-
Bifenilos policlorados	0.0005	-	0.0005	0.0005
BHC	-	-	0.001	0.000004
BHC (Lindano)	0.003	-	0.002	0.0002
Bis (2-Cloroetil)Éter	0.0003	-	0.00238	-
Bis (2-Cloroisopropil)Éter	0.03	-	0.00238	-
Bis (2-Etilhexil)Ftalato	0.032	-	0.0094	0.02944
4-Bromofenil-Fenil-Éter	-	-	0.01	-
Bromoformo	0.002	-	-	-
Bromuro de Metilo	0.002	-	-	-
Carbono Orgánico:				
Extractable en Alcohol	1.5	-	-	-
Extractable en Cloroformo	0.3	-	-	-
Clordano (Mezcla Técnica de Metabolitos)	0.003	0.003	0.002	0.00009
Clorobenceno	0.02	-	0.0025	0.0016
2-Cloroetil-Vinil-Éter	-	-	0.5	-
2-Clorofenol	0.03	-	0.04	0.1
Cloroformo	0.03	-	0.03	0.1
CloroNaftalenos	-	-	0.02	0.0001
Cloruro de Metileno	0.002	-	-	-
Cloruro de Metilo	0.002	-	-	-
Cloruro de Vinilo	0.005	-	-	-
DDD=Diclorofenildicloroetano	0.001	-	0.00001	0.00001
DDE=1,1 Di (Clorofenil)-2,2 Dicloroetileno	-	0.04	0.01	0.0001
DDT=1,1 Di(Clorofenil)-2,2,2 Tricloroetano	0.001	-	0.001	0.0001
Diclorobencenos	0.4	-	0.01	0.02
1,2 Dicloroetano	0.003	-	1.2	1.1
1,1 Dicloroetileno	0.003	-	0.116	2.24
1,2 Dicloroetileno	0.0003	-	0.116	2.24
2,4 Diclorofenol	0.03	-	0.02	-
1,2 Dicloropropano	-	-	0.2	0.1
1,2 Dicloropropileno	0.09	-	0.06	0.008



Dieldrin	0.001	0.02	0.002	0.0009
Dietilftalato	0.35	-	0.0094	0.02944
1,2 Difenilhidracina	0.0004	-	0.003	-
2,4 Dimetilfenol	0.4	-	0.02	-
Dimetilftalato	0.3	-	0.0094	0.02944
2,4 Dinitrofenol	0.07	-	0.002	0.05
Dinitro-o-Cresol	0.01	-	-	0.01
2,4 Dinitrotolueno	0.001	-	0.0033	0.0059
2,6 Dinitrotolueno	-	-	0.0033	0.0059
Endosulfan (Alfa y Beta)	0.07	-	0.0002	0.00003
Endrin	0.0005	-	0.00002	0.00004
Etilbenceno	0.3	-	0.1	0.5
Fenol	0.001	-	0.1	0.06
Fluoranteno	0.04	-	-	0.0004
Gases Disueltos	-	-	(V)	(V)
Halometanos	0.002	-	0.1	-
Heptacloro	0.0001	0.02	0.0005	0.0005
Hexaclorobenceno	0.00005	-	0.0025	0.0016
Hexaclorobutadieno	0.004	-	0.0009	0.0003
Hexaclorociclopentadieno	0.001	-	0.0001	0.0001
Hexacloroetano	0.02	-	0.01	0.009
Hidrocarburos Aromáticos	0.0001	-	-	0.1
Polinucleares				
Isofurona	0.052	-	1.2	0.1
Metoxicloro	0.03	-	0.000005	0.00044
Naftaleno	-	-	0.02	0.02
Nitrobenceno	0.020	-	0.3	0.07
2-Nitrofenol y 4-Nitrofenol	0.07	-	0.002	0.05
N-Nitrosodifenilamina	0.05	-	0.0585	0.033
N-Nitrosodimetilamina	0.0002	-	0.0585	0.033
N-Nitrosodi-N-Propilamina	-	-	0.0585	0.033
Paration	0.0001	-	0.0001	0.0001
Pentaclorofenol	0.03	-	0.0005	0.0005
Sustancias Activas al Azul de Metileno	0.5	-	0.1	0.1
2,3,7,8 Tetraclorodibenzo-P-Dioxina	0.0001	-	0.0001	0.0001
1,1,2,2 Tetracloroetano	0.002	-	0.09	0.09
Tetracloroetileno	0.008	-	0.05	0.1
Tetracloruro de Carbono	0.0002	-	0.3	0.5
Tolueno	0.7	-	0.2	0.06
Toxafeno	0.005	0.005	0.0002	0.0002
1,1,1 Tricloroetano	0.2	-	0.2	0.3
1,1,2 Tricloroetano	0.006	-	0.2	-
Tricloroetileno	0.03	-	0.01	0.02
2,4,6 Triclorofenol	0.01	-	0.01	-

Parámetros	U S O S			
	1	2	3	4
Unidades en mg/l si no se indican otras				
<u>Parámetros Físicos</u>				
Color (unidades de escala Pt-Co)	75.0	-	15.0	15.0



Grasas y Aceites	10.0	-	10.0	10.0
Materia Flotante	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente
Olor	Ausente	-	-	-
Potencial Hidrógeno (pH)	6.0 - 9.0	6.0 - 9.0	6.5 - 8.5	6.0 - 9.0
Sabor	Característico	-	-	-
Sólidos Disueltos Totales	500.0	500.0 (IV)	-	-
Sólidos Suspendidos Totales	50.0	50.0	30.0	30.0
Sólidos Totales	550.0	-	-	-
Temperatura (°C)	CN + 2.5	-	CN + 1.5	CN + 1.5
Turbiedad (Unidades de Turbiedad Nefelométricas)	10	-	-	-
<u>Parámetros Microbiológicos</u>				
Coliformes Fecales (NMP/100 ml)	1000	1000	1000	240

Para la aplicación de los valores contenidos en la tabla de lineamientos de calidad del agua, se deberá considerar lo siguiente:

Uso 1: Fuente de abastecimiento para uso público urbano.

Uso 2: Riego Agrícola.

Uso 3: Protección a la vida acuática: Agua dulce, incluye humedales.

Uso 4: Protección a la vida acuática: Aguas costeras y estuarios.

(I): La alcalinidad natural no debe reducirse en más del 25%, ni cuando ésta sea igual o menor a 20 mg/l.

(II): Cultivos sensibles al boro, un máximo de 0.75 mg/l; otros hasta 3 mg/l.

(III): La concentración promedio de 4 días de esta sustancia no debe exceder este nivel, más de una vez cada año.

(IV): Cultivos sensibles 500-1000 mg/l; cultivos con manejo especial 1000-2000 mg/l; cultivos tolerantes en suelos permeables 2000-5000 mg/l; para frutas sensibles relación de absorción de sodio RAS menor o igual a 4, y para forrajes de 8-18, cuando la descarga sea directamente a suelo con uso en riesgo agrícola.

(V): La concentración total de gases disueltos no debe exceder a 1.1 veces el valor de saturación en las condiciones hidrostáticas y atmosféricas prevalecientes.

C.N. Condiciones Naturales del sitio donde sea vertida la descarga de aguas residuales.

NMP= Número más probable. BHC=HCH=1,2,3,4,5,6 Hexaclorociclohexano. Niveles máximos en mg/l, excepto cuando se indique otra unidad.



En resumen:

Las concentraciones de los contaminantes básicos, metales pesados y cianuros, coliformes fecales y potencial Hidrógeno, contenidos en las aguas residuales descargadas por los municipios, industrias u otros usuarios, a cuerpos de agua nacionales, expresados en miligramos por litro o en las unidades respectivas, se compararán con los valores correspondientes a los límites máximos permisibles por cada contaminante, para determinar si existe contaminación.

Diagnostico de la Calidad del Agua Subterránea en México².

Para el conocimiento de la calidad del agua subterránea en México, la Comisión Nacional del Agua (CNA) es el organismo federal responsable y cuenta con una red de monitoreo primaria y una red de laboratorios para el análisis de los principales elementos fisicoquímicos. Asimismo cuenta con una base de datos con los resultados de los análisis fisicoquímicos y bacteriológicos realizados por la propia Comisión, por las entidades que le antecedieron en la administración de los recursos hidráulicos, por los organismos operadores de agua potable a nivel mundial y estatal, por instituciones de educación superior e investigación y por empresas privadas, que han realizado estudios con diferentes objetivos.

La distribución de la calidad del agua refleja que más del 80% de los acuíferos contienen agua de buena calidad natural, con concentraciones menores o iguales a 1,000 mg/l de sólidos totales disueltos. En general, la salinidad del agua subterránea es mayor en zonas áridas, debido a que en ellas la precipitación pluvial es escasa y la evaporación potencial muy alta, lo cual propicia la concentración de sales. Por el contrario, en las zonas tropicales y de mayor precipitación, la salinidad natural del agua es menor. A nivel nacional se han identificado alrededor de 40 acuíferos que presentan cierta degradación de la calidad del agua subterránea por actividades antropogénicas o por causas de origen natural.

Existen otros casos en que se han detectado en el agua subterránea, concentraciones de fluoruros y arsénicos, superiores a los establecidos en la Norma Oficial Mexicana, NOM-127-SSA1-1994, que motivan el empleo de tratamientos de potabilización del agua, en forma previa a su consumo.

Las zonas más relevantes con mantos freáticos contaminados son la comarca Lagunera, el Valle de México y la Península de Yucatán. Las que tienen problemas de intrusión salina son los acuíferos de los Valles de Santo Domingo y de Guaymas, la Costa de Hermosillo, Vizcaína y Valle de la Paz.

La red de monitoreo no considera el análisis de los contaminantes derivados de los hidrocarburos, compuestos orgánicos (como plaguicidas) y sustancias radioactivas. Por lo que, estos solo se llegan a determinar cuando existe algún estudio especial en una zona acuífera o si se presume la presencia de contaminación del agua subterránea explotada para un uso específico.

²Programa Nacional Hidráulico 2001-2006.



En la figura II.7 se muestran algunas zonas críticas de calidad del agua subterránea en México resaltando el (los) contaminante (s) crítico (s) y en la tabla II.6 los acuíferos localizados en los estados que presentan esta situación crítica (CNA, 1992). Cabe resaltar, que los contaminantes críticos se monitorean en uno o algunos pozos y de ninguna manera representan la totalidad del volumen del acuífero, por lo que únicamente representan su extensión de influencia del pozo o pozos.

La CNA debido a esta situación, ha tomado medidas como la clausura de pozos de extracción de agua subterránea principalmente para fines de abastecimiento de agua potable, y sustituirlos por otros pozos en el mismo acuífero en zonas donde la calidad es aceptable para el uso potable.



Figura II.7. Algunas zonas críticas de calidad de aguas subterráneas de uso potable en la República Mexicana.



Parámetros críticos que rebasan la Norma Mexicana de Agua Potable.

PARAMETRO	NORMA DE AGUA POTABLE
(1) DUREZA DE CALCIO	300 mg/l
(2) ALCALINIDAD TOTAL	400 mg/l
(3) TURBIEDAD	10 U.T.
(4) SOLIDOS TOTALES	1000 mg/l
(5) COLIFORMES TOTALES	2 NMP/100 ml
(6) COLIFORMES FECALES	0 NMP/100 ml
(7) NITRATOS	5 mg/l
(8) SULFATOS	250 mg/l
(9) FLUOR	1.5 mg/l
(10) ARSENICO	0.05 mg/l
(11) MAGNESIO	125 mg/l
(12) CROMO (+6)	0.05 mg/l
(13) SAAM	0.5 mg/l
(14) NITROGENO AMONIACAL	0.5 mg/l

Tabla II.6. Zonas con calidad crítica en cuerpos de agua destinados para consumo humano en México.³

ESTADO	ZONA	PARAMETROS CRITICOS	NIVELES DE CONCENTRACION mg/l	NORMA DE AGUA POTABLE mg/l
AGUASCALIENTES	VALLE DE AGS.	FLUOR	1.5 - 9	1.5
BAJA CALIFORNIA SUR	VALLE DE LA PAZ	DUREZA DE CALCIO	300 - 400	300
REGIÓN LAGUNERA	VALLE DE VILLA JUAREZ	SULFATOS ARSENICOS	28 - 485 0.09 - 0.59	250 0.05
DURANGO	VALLE DE GUADIANA	FLUOR ARSENICO	1.4 - 42 0.06 - 44	1.5 0.05
ESTADO DE MÉXICO	VALLE DE TULTITLAN	CROMO (+6)	0.05 - 1.31	0.05
HIDALGO	VALLE DEL MEZQUITAL	TURBIEDAD FLUOR NITRATOS ALCALINIDAD TOTAL MAGNESIO SÓLIDOS TOTALES ARSENICO	11 - 31 1.6 - 2.0 5.2 - 7.8 414 - 640 371 1522 - 1872 > 0.05	10 U.T. 1.5 5.0 400 125 1000 0.05



Tabla II.6 continuación

MICHOACAN	VALLE DE ZACAPU	SAAM	0.01 - 0.79	0.5
		TURBIEDAD	1.0 - 22.0	10 U.T.
		NITROGENO AMONIACAL	0.05 - 2.5	0.5
OAXACA	ACUÍFERO DEL MUNICIPIO OAX.	DUREZA CAL.	300 - 329	300
		SULFATOS	436 - 1131	250
PUEBLA	ACUÍFERO DE CD. DE PUEBLA	ALCALINIDAD TOTAL	456 - 884	400
		COLIS TOTALES	9 - 11000	2 NMP/100 ML
		COLIS FECALES	9 - 11000	0 NMP/100 ML
QUERETARO	VALLE DE QUERETARO	NITRATOS	5.47 - 15	5
		NITROGENO AMONIACAL	0.62 - 0.80	0.50
		COLIS TOTALES	3 - 261	2 NMP/100 ML
		COLIS FECALES	3 - 105	0 NMP/100 ML
		ALCALINIDAD TOTAL	300 - 665	400
QUINTANO ROO	ACUÍFERO DEL MUNICIPIO CARRILLO PUERTO	DUREZA CAL.	620 - 1570	300
		SÓLIDOS TOTALES	773 - 3042	1000
		SULFATOS	328 - 1483	250
		FLUOR	1.6 - 4.6	1.5
SAN LUIS POTOSI	VALLE DE SAN LUIS POTOSI	COLIS TOTALES	3.0 - 93.0	2 NMP/100 ML
		COLIS FECALES	3.0 - 93.0	0 NMP/100 ML
		NITRATOS	0.59 - 11.5	5
SONORA	ACUÍFERO DEL MUNICIPIO DE NOGALES	COLIS TOTALES	110 - 500	2 NMP/100 ML
		COLIS FECALES	110 - 500	0 NMP/100 ML
		COLIS TOTALES	3 - 7	2 NMP/100 ML
TLAXCALA	ACUÍFERO DE TLAXCALA	COLIS FECALES	3	0 NMP/100 ML
		ALCALINIDAD TOTAL	300 - 492	400
YUCATAN	ACUÍFERO DE MERIDA	COLIS TOTALES	3 - 23	2 NMP/100 ML
		COLIS FECALES	3 - 11	0 NMP/100 ML
		SULFATOS	1622.40	250
ZACATECAS	ACUÍFEROS DE ZACATECAS	FLUOR	2.66	1.5
		SÓLIDOS TOTALES	1496	1000
		COLIS TOTALES	3 - 2400	2 NMP/100 ML
		COLIS FECALES	3 - 2400	0 NMP/100 ML
		ARSENICO	> 0.05	0.05

³Red Nacional de Monitoreo de la Calidad del Agua (Periodo 1989 - 1992, CNA).





CAPITULO III
TRANSPORTE DE CONTAMINANTES EN AGUA SUBTERRÁNEA



TRANSPORTE DE CONTAMINANTES EN AGUA SUBTERRÁNEA

INTRODUCCIÓN

Definiciones más comunes

Los términos de uso más común en la interpretación de la contaminación del agua subterránea se describen a continuación.

La sorción es definida como la asociación de un contaminante disuelto o gaseoso con un material sólido.

En los sistemas de agua subterránea, el material sólido de interés es el material del acuífero o suelo, y típicamente los contaminantes están presentes en la fase disuelta. La terminología comúnmente usada para describir los participantes en los procesos de sorción son el **sorbente**, el **sorbato**, el **soluto** y el **solvente**.

El **sorbente** es el material sólido (es decir, el material acuífero) hacia el cual el sorbato (es decir, el contaminante) disuelto o gaseoso es atraído. El **solvente** se refiere al medio líquido que en este caso es el agua.

El **soluto** es una sustancia química disuelta en una solución dada. En el suelo, varias soluciones pueden coexistir, tales como el agua, aire y un líquido orgánico insoluble, cada uno siendo una fase separada (una fase es una separación, parte homogénea de un sistema heterogéneo).

El **sorbato** (adsorbato) es la sustancia que en la interfase sólido-líquido se está transportando de la fase líquida a la sólida.

La palabra "sorción" se emplea para describir la interacción de solutos orgánicos con suelos y sedimentos.

La sorción es el proceso combinado de adsorción de un soluto en una superficie y su repartición en el mismo y en el carbono orgánico que ha revestido la superficie de una partícula.

Una interfase física existe entre cada una de las fases en contacto, la cual es una superficie dividida entre las fases a través de las cuales pueden migrar los compuestos (sustancias).

Investigaciones del destino y transporte de contaminantes en las zonas saturada y no saturada (aireada ó vadosa) tendrían que inherentemente que distribuir con un sistema multifase consistiendo de agua, aire y suelo. Además, para ciertas aplicaciones, como derrames, fugas de tanques, o tratamiento en suelo de los hidrocarburos del petróleo, la fase líquida es separada del hidrocarburo por que este es insoluble con el agua.

El término sorción comprende dos procesos específicos conocidos como **adsorción y absorción**.



La adsorción es la atracción de un contaminante hacia la superficie de una partícula sólida.

La absorción es la atracción de un contaminante hacia dentro de una partícula sólida. A menudo es difícil distinguir entre la adsorción y la absorción, ya que pueden ocurrir simultáneamente; de aquí que el término sorción es utilizado para describir ambos fenómenos.

El inverso de la sorción es la **desorción**, que es un término que describe la disociación de una molécula de sorbato y su regreso a la fase acuosa o gaseosa.

El estudio de la contaminación del agua subterránea se basa en entender la teoría básica del movimiento de solutos contenidos en el agua subterránea. En los estudios de química del agua, se examinan los procesos por los que pueden disolverse sustancias en el agua. Sin embargo, los procesos por los que estas sustancias se mueven a través de los medios porosos interconectados son complejos. Estos pueden expresarse matemáticamente, aunque en algunos instantes no se comprende cómo obtener los datos necesarios de campo para aplicarlos a las ecuaciones teóricas.

Hay dos procesos básicos que operan para transportar solutos. La **difusión** es el proceso por el cual las especies iónicas y moleculares se disuelven con el movimiento del agua, de las áreas de concentración más alta (actividad química) a las áreas de concentración más baja. **Advección** es el proceso por el cual el agua subterránea transporta con ella a los sólidos disueltos. Se observará cómo se transportan los solutos a través de los medios porosos interconectados, mediante el proceso de dispersión para diluir al soluto y bajar así su concentración. Finalmente, existen procesos químicos y físicos que causan retraso en el movimiento del soluto tal que no pueda moverse tan rápido como la velocidad de advección lo indicaría.

III.1 RELACIONES ENTRE MASA – CONCENTRACIÓN – VOLUMEN

III.1.1 Relación entre la masa y la concentración

Como se mencionó antes, los contaminantes pueden existir en tres fases diferentes: sólida, líquida y gaseosa. En aplicaciones de la ingeniería ambiental, se expresan normalmente concentraciones del contaminante en partes por millón (ppm), partes por billón (ppb), o partes por trillón (ppt).

Aunque estas unidades de concentración se usan normalmente, algunas personas no pueden comprender que es "un ppm," por ejemplo, no significa lo mismo para las fases líquida, sólida, y gaseosa. En las fases líquidas y sólidas, la unidad ppm está dada en una masa por la base de masa. Una ppm simboliza una masa de la parte de un compuesto en un millón de masa de las partes de los medios que lo contienen. En un suelo contaminado con una ppm de benceno, cada gramo de suelo, contiene un microgramo de benceno, es decir, 10^{-6} g de benceno por gramo de suelo, o 1 mg de benceno por kilogramo de suelo (1 mg/kg).

Para la fase líquida, una ppm de benceno significa que 1 μ g de benceno está disuelto en 1 g de agua, o 1 mg de benceno por kilogramo de agua. Desde luego, es normalmente más conveniente medir el volumen líquido, que su masa, y 1 kg de agua tiene un volumen



de aproximadamente 1 L bajo condiciones ambientales normales, las personas normalmente usan "1 ppm" para "1 mg/L de concentración en el líquido."

Para la fase de vapor, la historia es totalmente diferente. Una ppm a través de un volumen (ppmV) está en un volumen por la base de volumen. Una ppmV de benceno en el aire significa un volumen de la parte de benceno en un millón de volumen de las partes de espacio de aire. Para convertir la ppmV en unidades de concentración de masa que se necesitan a menudo en trabajos de remediación, se puede usar la fórmula siguiente:

$$\begin{aligned} 1 \text{ ppmV} &= \frac{MW}{22.4} [mg / m^3] \quad a \quad 0^\circ C \\ &= \frac{MW}{24.05} [mg / m^3] \quad a \quad 20^\circ C \quad [\text{Ec. III.1}] \\ &= \frac{MW}{24.5} [mg / m^3] \quad a \quad 25^\circ C \end{aligned}$$

o

$$\begin{aligned} 1 \text{ ppmV} &= \frac{MW}{359} \times 10^{-6} [lb / pie^3] \quad a \quad 32^\circ F \\ &= \frac{MW}{385} \times 10^{-6} [lb / pie^3] \quad a \quad 68^\circ F \quad [\text{Ec. III.2}] \\ &= \frac{MW}{392} \times 10^{-6} [lb / pie^3] \quad a \quad 77^\circ F \end{aligned}$$

donde el MW es el peso molecular del compuesto, y el número en el denominador de cada ecuación es el volumen molar de un gas ideal a esa temperatura. Por ejemplo, el volumen de un gas ideal está a 22.4 L por gramo-mol a 0 °C.

Por ejemplo, al utilizar benceno (C₆H₆) y determinar los factores de la conversión entre ppmV y mg/m³, se obtiene los siguiente. El peso molecular del benceno es 78, por consiguiente 1 ppmV de benceno es lo mismo que

$$\begin{aligned} 1 \text{ ppmV benceno} &= \frac{78}{24.05} = 3.24 \text{ mg} / m^3 \quad a \quad 20^\circ C \\ &= \frac{78}{24.50} = 3.18 \text{ mg} / m^3 \quad a \quad 25^\circ C \quad [\text{Ec. III.3}] \end{aligned}$$



$$= \frac{78}{392} \times 10^{-6} = 0.199 \times 10^{-6} \text{ lb / pie}^3 \quad \text{a } 77^\circ \text{ F } (25^\circ \text{ C})$$

De esta práctica, se aprende que los factores de conversión son diferentes entre los compuestos debido a las diferencias en peso molecular. Además, el factor de conversión para un compuesto es dependiente de la temperatura porque su volumen molar varía con la temperatura.

En el diseño de remediación, es a menudo necesario determinar la masa de un contaminante presente en un medio. Puede encontrarse la concentración del contaminante y la cantidad del elemento contaminante que contiene el medio. El procedimiento para tales cálculos es simple pero diferente para el líquido, y las fases aireadas. Las diferencias vienen principalmente de las unidades de la concentración.

Empezando con el caso más simple que un líquido está contaminado con un contaminante disuelto. La concentración del contaminante disuelto en el líquido (C) se expresa a menudo en masa de contaminante / volumen de líquido, como miligramos por el litro, por consiguiente, la masa del contaminante en el líquido puede ser obtenida multiplicando la concentración por el volumen de líquido (V_l):

$$\text{Masa del contaminante en el líquido} = \text{[Ec. III.4]}$$

$$(\text{Volumen de líquido})(\text{Concentración en el líquido}) = (V_l)(C)$$

La concentración del contaminante en un suelo superficial (X) se expresa a menudo en la masa de contaminante / masa de suelo, como miligramos por kilogramo; por consiguiente, la masa de contaminantes puede ser obtenida multiplicando la concentración con la masa de suelo (M_s). La masa de suelo, a su vez, es el producto de la multiplicación de volumen de suelo (V_s) y densidad de volumen de suelo (ρ_b):

$$\begin{aligned} \text{Masa de contaminante en suelo} &= (X) (M_s) \\ &= (X) [(V_s)(\rho_b)] \end{aligned} \quad \text{[Ec. III.5]}$$

La concentración de contaminante en aire (G) se expresa a menudo en volumen / volumen como ppm_v o en masa / volumen como mg/m^3 . En el cálculo de masa, se necesita convertir la concentración en la base de masa / volumen usando primero la Eq III.2. La masa del contaminante en aire puede ser obtenida entonces multiplicando la concentración con el volumen de aire (V_a):

$$\text{Masa del contaminante en el aire} = \text{[Eq III.6]}$$

$$(\text{Volumen de aire})(\text{Concentración en la masa / volumen}) = (V_a)(G)$$



EJEMPLO III.1 Relación entre la masa y la concentración

¿Cuál de los siguientes medios contienen mayor cantidad de xileno?

- 1 millón de galones de agua que contiene 10 ppm de xileno.
- 100 yardas cúbicas de suelo (densidad de volumen = 1.8 g/cm^3) con 10 ppm de xileno.
- Un almacén vacío (200' x 50' x 20') con 10 ppm_v el xileno en el aire.

Solución:

- La masa de contaminante en el líquido = (volumen de líquido)(concentración en el líquido) = (1,000,000 galones)(3.785 L / galón)(10 mg/L) = 3.79×10^7 mg.
- La Masa de contaminante en el suelo = (volumen de suelo)(densidad)(concentración en el suelo)

$$= [(100 \text{ yardas}^3) (27 \text{ pies}^3 / \text{yardas}^3) (30.48 \text{ cm/pies})^3] \\ [(1.8 \text{ g/cm}^3 \text{ (kg/1000g)}) (10 \text{ mg/kg})] \\ = 1.37 \times 10^6 \text{ mg}$$

- El peso Molecular de xileno [$\text{C}_6\text{H}_4(\text{CH}_3)_2$]

$$= (12)(6) + (1)(4) + (12 + 1 \times 3)(2) = 106 \text{ g/mol}$$

$$10 \text{ ppmV} = (10) (\text{MW de xileno}/24.05) \text{ mg/m}^3$$

$$= (10) (106/24.05) \text{ mg/m}^3 = 44.07 \text{ mg/m}^3$$

La masa de contaminante en el aire = (volumen de aire) (concentración en vapor)

$$= [(200 \times 50 \times 20 \text{ pies}^3) (0.3048 \text{ m/pies})^3] (44.07 \text{ mg/m}^3)$$

$$= 2.5 \times 10^5 \text{ mg}$$

El agua contiene la mayor cantidad de xileno.

EJEMPLO III.2 Relación entre la masa y la concentración

Si una persona bebe 2 L de agua que contiene 1 ppb de benceno e inhala 20 m³ de aire que contiene 10 ppb_v de benceno en un día, ¿En cuál sistema (ingestión o inhalación) se expone a más benceno?

Solución:

- Benceno ingerido diario

$$(V_i)(C) = M_c$$

$$(2 \text{ L})(10^{-3} \text{ mg/L}) = 2 \times 10^{-3} \text{ mg}$$



b. El peso Molecular de benceno (C_6H_6) = (12) (6) + (1) (6) = 78 g/mol

$$10 \text{ ppb}_V = (10 \times 10^{-3}) (78/24.05) \text{ mg/m}^3 = 0.0324 \text{ mg/m}^3$$

El benceno inhalado diario:

$$(20 \text{ m}^3)(0.0324 \text{ mg/m}^3) = 0.65 \text{ mg}$$

En el sistema de inhalación se expone a más benceno.

EJEMPLO III.3 Relación entre la masa y la concentración

Una botella de vidrio que contiene 900 mL de cloruro de metileno (CH_2Cl_2 , gravedad específica = 1.335) quedo destapada accidentalmente durante un fin de semana en un cuarto ventilado (5 m x 6 m x 3.6 m). El lunes siguiente se encontró que dos terceras partes de cloruro del metileno habían volatilizado. ¿Excedería la concentración en el aire del cuarto el límite de la exposición permisible, (PEL) de 100 ppmV?

Solución:

a. Masa de cloruro de metileno volatilizada = (volumen de líquido) (densidad)

$$[(2/3) (900 \text{ mL}) (1 \text{ mL/cm}^3)] (1.335 \text{ g/cm}^3) = 801 \text{ g} = 8.01 \times 10^5 \text{ mg}$$

b. Concentración de Vapor en masa / vol = (masa) / (volumen)

$$(8.01 \times 10^5 \text{ mg}) \div [(5 \text{ m}) (6 \text{ m}) (3.6 \text{ m})] = 7417 \text{ mg/m}^3$$

c. El peso Molecular de cloruro del metileno [CH_2Cl_2] = (12) + (1) (2) + (35.5) (2) = 85 g/mol

$$1 \text{ ppm}_V = (85/24.05) \text{ mg/m}^3 = 3.53 \text{ mg/m}^3$$

$$100 \text{ ppm}_V = (100) (3.53) = 353 \text{ mg/m}^3$$

$$\text{concentración de vapor en vol / vol} = (7417 \text{ mg/m}^3) / (3.53 \text{ mg / m}^3 / \text{ppmV}) = 2100 \text{ ppmV}$$

por lo tanto **SI** se excede la concentración en el aire con metileno

III.1.2 Porciones de masa y de mol como componentes en gasolina

La gasolina es un contaminante común, encontrado por debajo de la superficie del suelo, como resultado de infiltración tanques de almacenamiento de hidrocarburos subterráneos. La propia gasolina es una mezcla de varios hidrocarburos, y puede contener más de 200 compuestos diferentes. Algunos de ellos son más ligeros y más volátiles que los otros (extremos más ligeros vs. extremos más pesados). La gasolina en muestras de suelo es normalmente medida por la EPA con el método 8015 como hidrocarburo de petróleo total HPT, usando cromatografía de gases. También puede ser medida por la EPA con el método 418.1 usando luz infrarroja, que es considerado más conveniente para los hidrocarburos del extremo mas pesado. El combustible del diesel es a menudo medido por la EPA con el método 8015 que este tiene en cuenta la abundancia de extremos más pesados en combustible del diesel comparado con gasolina. Algunos de los componentes de la gasolina son más tóxicos que los otros. Benceno, tolueno,



etilbenceno, y xilenos (BTEX) son componentes de la gasolina y se tienen que vigilar debido a su toxicidad. (El benceno es un carcinógeno conocido.) Los compuestos de BTEX son medidos por la EPA con el método 8020. Para reducir la contaminación en el aire, muchas compañías de petróleo han desarrollado una "nueva fórmula" de gasolina en la que el volumen del benceno sea reducido. Algunas de las propiedades físicas importantes de BTEX se clasifican en la tabla III.1.

Tabla III.1 Algunas Propiedades Físicas de BTEX

	Fórmula	M.W.	Solubilidad en el agua (mg/L)	Presión de Vapor (mmHg)
Benceno	C ₆ H ₆	78	1780 @ 25 °C	95 @ 25 °C
Tolueno	C ₆ H ₅ (CH ₃)	92	515 @ 20 °C	22 @ 20 °C
Etilbenceno	C ₆ H ₅ (C ₂ H ₅)	106	152 @ 20 °C	7 @ 20 °C
Xileno	C ₆ H ₄ (CH ₃) ₂	106	198 @ 20 °C	10 @ 20 °C

Fuente U.S. EPA, CERCLA *Site Discharges to POTWs Treatability Manual*, EPA 540/2-90-007, Office of Water, U.S. EPA, Washington, DC, 1990.

Fuente LaGrega, M.D., Buckingham, P.L., and Evans, J.C., *Hazardous Waste Management*, McGraw-Hill, Nueva York, 1994.

A veces, es necesario determinar la composición, como masa y el mol, fracciones de compuestos importantes, de la gasolina por las siguientes razones:

1. Identificación de partes responsables. En una intersección ocupada que tiene dos o más estaciones de gasolina, el producto libre-flotante encontrado bajo un sitio no puede venir de sus tanques de almacenamiento de hidrocarburos subterráneos. Cada marca de gasolina normalmente tiene su propia fórmula distinta, principalmente debido a las diferencias de sus refinados procesos o en los aceites crudos. La mayoría las compañías de petróleo tienen las capacidades para identificar bioindicadores en la gasolina o para determinar si la composición del producto libre-flotante es de su fórmula.
2. Determinación de riesgo de salud. Como se mencionó antes, algunos componentes de gasolina son más tóxicos que otros, y ellos deben ser considerados de manera diferente en una valoración de riesgo.
3. Determinación de la edad del producto. Algunos compuestos son más volátiles que otros. El fragmento de componentes volátiles en una gasolina recientemente derramada debe ser más grande que en un derrame viejo.

Para determinar la fracción de masa de compuestos en gasolina, se puede utilizar el siguiente, procedimiento:

Paso 1: Determinar la masa de HPT y masa de cada compuesto de preocupación.

Paso 2: Determinar la fracción de masa dividiendo la masa del compuesto por la masa de HPT.

Para determinar la fracción de mol de compuestos en gasolina, se puede utilizar el siguiente, procedimiento:



- Paso 1: Determinar la masa de HPT y masa de cada compuesto de preocupación en el suelo contaminado.
- Paso 2: Determinar el peso molecular de cada compuesto.
- Paso 3: Determinar el peso molecular de la gasolina para la composición y los pesos moleculares de todos los componentes. Este procedimiento es tedioso, y la información no puede estar prontamente disponible. Asumiendo el peso molecular de gasolina para ser 100 que son equivalentes al del heptano (C_7H_{16}), es relativamente razonable.
- Paso 4: Determinar el número de moles de cada compuesto dividiendo su masa por su peso molecular.
- Paso 5: Calcule la fracción de mol dividiendo el número de moles de cada compuesto con el número de moles del HPT.

La información que se necesita para este cálculo:

- Masa de suelo contaminado.
- Concentraciones de contaminante.
- Pesos moleculares de los contaminantes.

EJEMPLO III.4 Porción en masa y mol de componentes en gasolina

Se tomaron tres muestras de un suelo (110 yardas³) y se analizó para HPT (EPA con el método 8015) y para BTEX (EPA con el método 8020). La concentración media de HPT es 1000 mg/kg, y de BTEX son 85, 50, 35, y 40 mg/kg, respectivamente. Determinar la porción masa y mol de BTEX en la gasolina. La densidad de volumen de suelo es 1.65 g / cm³.

Solución:

a. Masa de suelo contaminado = (volumen de suelo) (densidad de volumen)

$$\begin{aligned} &= [(110 \text{ yardas}^3) (27 \text{ pies}^3/\text{yardas}^3)] \{ (1.65 \text{ g/cm}^3) [62.4 \text{ libras/pies}^3 / (1 \text{ g/cm}^3)] \} \\ &= 305,800 \text{ libras} = 139,000 \text{ kg} \end{aligned}$$

b. Masa de un contaminante en suelo = (masa de suelo) (concentración del contaminante)

$$\text{Masa de HPT} = (139,000 \text{ kg}) (1000 \text{ mg/kg}) = 1.39 \times 10^8 \text{ mg} = 1.39 \times 10^5 \text{ g}$$

$$\begin{aligned} \text{Masa de benceno} &= (139,000 \text{ kg}) (85 \text{ mg/kg}) = 1.181 \times 10^7 \text{ mg} \\ &= 1.181 \times 10^4 \text{ g} \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \text{Masa de tolueno} &= (139,000 \text{ kg}) (50 \text{ mg/kg}) = 6.950 \times 10^6 \text{ mg} \\ &= 6.950 \times 10^3 \text{ g} \end{aligned}$$

$$\text{Masa de etilbenceno} = (139,000 \text{ kg}) (35 \text{ mg/kg}) = 4.865 \times 10^6 \text{ mg}$$



$$= 4.865 \times 10^3 \text{ g}$$

$$\text{Masa de xilenos} = (139,000 \text{ kg}) (40 \text{ mg/kg}) = 5.560 \times 10^6 \text{ mg}$$

$$= 5.560 \times 10^3 \text{ g}$$

a. La fracción de Masa de un compuesto = (masa del compuesto)/(masa de HPT)

$$\text{Fracción de masa de benceno} = (1.181 \times 10^4) / (1.39 \times 10^5) = 0.085$$

$$\text{Fracción de masa de tolueno} = (6.95 \times 10^3) / (1.39 \times 10^5) = 0.05$$

$$\text{Fracción de masa de etilbenceno} = (4.865 \times 10^3) / (1.39 \times 10^5) = 0.035$$

$$\text{Fracción de masa de xileno} = (5.56 \times 10^3) / (1.39 \times 10^5) = 0.04$$

d. Porción en mol de un compuesto = (masa del compuesto) / (peso molecular del compuesto)

$$\text{Moles de HPT} = (1.39 \times 10^5) / (100) = 1390 \text{ g-mol}$$

$$\text{Moles de benceno} = (1.181 \times 10^4) / (78) = 151.4 \text{ g-mol}$$

$$\text{Moles de tolueno} = (6.95 \times 10^3) / (92) = 77.5 \text{ g-mol}$$

$$\text{Moles de etilbenceno} = (4.865 \times 10^3) / (106) = 45.9 \text{ g-mol}$$

$$\text{Moles de xileno} = (5.56 \times 10^3) / (106) = 52.5 \text{ g-mol}$$

e. Fracción de mol de un compuesto = (moles del compuesto) / (moles de HPT)

$$\text{Fracción de mol de benceno} = (151.4) / (1390) = 0.109$$

$$\text{Fracción de mol de tolueno} = (77.5) / (1390) = 0.056$$

$$\text{Fracción de mol de etilbenceno} = (45.9) / (1390) = 0.033$$

$$\text{Fracción de mol de xileno} = (52.5) / (1390) = 0.038$$

Comentarios.

La fracción de masa de cada compuesto también puede determinarse directamente de la proporción de la concentración compuesta a la concentración de HPT. En el benceno, como un ejemplo, una fracción de masa de benceno = $(85 \text{ mg/kg}) / (1000 \text{ mg/kg}) = 0.085 = 8.5\%$.

Estimando la masa y el volumen del producto libre-flotante.

El producto infiltrado de un tanque de almacenamiento de hidrocarburos subterráneo puede aumentar encima del nivel freático y puede formar una capa de líquido de fase no acuosa (NAPL). Para la remediación del sitio es a menudo necesario estimar el volumen o masa de este producto libre-flotante. El espesor de producto libre encontrado en los pozos de monitoreo ha sido usado directamente para calcular el volumen del producto libre. Sin embargo, estos valores calculados raramente son representativos del volumen del producto libre real que existe en la formación.

Se conoce bien que el espesor de producto libre encontrado en la formación (el espesor real) es mucho más pequeño que el que se encuentra flotando encima del agua en un pozo de monitoreo (el espesor aparente). Usando el espesor aparente, sin cualquier ajuste, para estimar el volumen de producto libre pueden llevar a una sobrestimación del volumen del producto libre y un diseño preliminar del sistema de remediación. La sobrestimación de producto libre en la fase de luz infrarroja puede causar dificultades



obteniendo aprobación para el cierre del sitio final porque la acción de restaurar nunca puede recuperar la cantidad llena de producto libre reportada en el informe de valoración del sitio.

Los factores que afectan la diferencia entre el espesor real y el espesor aparente incluye las densidades (o la gravedad específica) del producto libre y el agua subterránea y las características de la formación (sobre todo el tamaño de poro). Se han presentado varias aproximaciones en la literatura para poner en correlación estos dos espesores. Recientemente, Ballester y otros. desarrollaron una ecuación que usa la mecánica del flujo de fluido heterogéneo e hidrostático para determinar el espesor del producto libre real en un acuífero no confinado. La ecuación es

$$t_g = t (1 - S_g) - h_a \quad [\text{Ec. III.7}]$$

donde el t_g = el espesor real del producto libre en la formación, t = espesor aparente del producto en el pozo, S_g = la gravedad específica de producto libre, y h_a = la distancia del fondo del producto libre al nivel freático.

Si no existe ningún dato disponible para el h_a , el ascenso promedio que moja por capilaridad, será usado como h_a .

Para estimar el espesor real de producto libre, se puede usar el siguiente procedimiento:

Paso 1: Determinar la gravedad específica de producto libre (puede asumirse la gravedad específica de la gasolina razonablemente entre 0.75 a 0.85 si no existe información adicional disponible.)

Paso 2: Determinar el espesor aparente del producto libre en el pozo.

Paso 3: Determinar el espesor real de producto libre en la formación insertando valores de los parámetros anteriores en Ec. III.7.

La información necesaria para este cálculo:

- La gravedad específica (o densidad) del producto libre, S_g
- El espesor medido de producto libre en el pozo, t
- El ascenso capilar, h_c

Para determinar la masa y volumen del producto libre-flotante se puede usar el siguiente procedimiento:

Paso 1: Determinar la extensión del área del producto libre-flotante.

Paso 2: Determinar el verdadero espesor del producto libre-flotante.

Paso 3: Determinar el volumen del producto libre-flotante multiplicando el área por el verdadero espesor y la porosidad de la formación.

Paso 4: Determinar la masa del producto libre-flotante multiplicando el volumen con su densidad.



La información necesaria para este cálculo:

- La extensión de área del producto libre-flotante.
- El verdadero espesor del producto libre-flotante.
- Porosidad de la formación.
- Densidad (gravedad específica) del producto libre-flotante.

EJEMPLO III.5 Determinar el verdadero espesor del producto libre-flotante

Un reciente estudio de un pozo de monitoreo de agua subterránea mostró una capa espesa de gasolina de 75 pulg. que flota encima del agua. La densidad de la gasolina es 0.8 g / cm^3 , y el espesor de la franja capilar sobre el nivel freático es 1 pie. Estime el espesor real del producto libre-flotante en la formación.

Solución:

Usando la Eq III.7, se obtiene:

$$\text{Espesor del producto libre actual} = (75) (1 - 0.8) - 12 = 3 \text{ pulg.}$$

Comentarios.

Como se mostró en este ejemplo, el espesor real del producto libre es sólo de 3 pulg., mientras el espesor aparente dentro del pozo de monitoreo está mucho más alto, como se mostró en el enunciado del problema de 75 pulg.

EJEMPLO III.6 Estimar la masa y el volumen del producto libre-flotante.

Recientes resultados de monitoreo de agua subterránea en un sitio contaminado indican que la extensión del área del producto libre-flotante es aproximadamente una forma rectangular de 50 pies x 40 pies. Los verdaderos espesores del producto libre-flotante en los cuatro pozos de monitoreo dentro de la pluma son 2, 2.6, 2.8, y 3 pies, respectivamente. La porosidad del subsuelo es de 0.35. Estime la masa y volumen del producto libre flotante en el sitio. Asuma que la gravedad específica del producto libre flotante es 0.8.

Solución:

a. La extensión del área del producto libre-flotante = $(50 \text{ '}) (40 \text{ '}) = 2000 \text{ pies}^2$.

b. El espesor medio del producto libre-flotante

$$= (2 + 2.6 + 2.8 + 3)/4 = 2.6 \text{ pies}$$

c. El volumen del producto libre-flotante = (área) (espesor) (porosidad de la formación)

$$= (2000 \text{ pies}^2) (2.6 \text{ pies}) (0.35) = 1820 \text{ pies}^3$$

$$= (1820 \text{ pies}^3) (7.48 \text{ gal / pies}^3) = \mathbf{13,610 \text{ gal}}$$



d. Masa del producto libre-flotante = (el volumen del producto libre flotante) (densidad del producto libre-flotante)

$$= (1820 \text{ pies}) \{0.8 \text{ g/cm}^3\} [(62.4 \text{ lb/pies}^3) / (1 \text{ g/cm}^3)]$$

$$= 90,854 \text{ libras} = \mathbf{41,300 \text{ kg}}$$

EJEMPLO III.7 Estimar la concentración en ppm_m y ppb_m .

Para determinar la concentración del disolvente tricloroetileno (TCE), se analiza una muestra de suelo de 1 kg. El análisis indica que la muestra contiene 5.0 mg de TCE ¿Cuál es la concentración en ppm_m y en ppb_m ?

Solución

ppm_m = partes por millón en masa

ppb_m = partes por billón en masa

M_s = masa de suelo

M_{TCE} = masa de tricloroetileno.

TCE = concentración de tricloroetileno en el suelo.

En el suelo y en el sedimento las equivalencias de concentración son:

$$1 \text{ mg/kg} = 1 \text{ ppm}_m \quad 1 \mu\text{g/Kg} = 1 \text{ ppb}_m$$

$$M_{\text{TCE}} = 5 \text{ mg}$$

$$= 0.005 \text{ gr}$$

$$M_s = 1.0 \text{ kg}$$

$$= 1000 \text{ gr}$$

$$TCE = \frac{M_{\text{TCE}}}{M_s} (10^6) = \mathbf{5 \text{ ppm}_m}$$

$$TCE = \frac{M_{\text{TCE}}}{M_s} (10^9) = \mathbf{5000 \text{ ppb}_m}$$

EJEMPLO III.8 Concentración en mg/l y en ppm_m .

Al analizar un litro de agua se encuentra que contiene 5.0 mg del disolvente tricloroetileno (TCE), ¿Cuál es la concentración de TCE en unidades de mg/l y en ppm_m ?

ppm_m = partes por millón en masa

ppb_m = partes por billón en masa

M_s = masa de suelo

M_{TCE} = masa de tricloroetileno.

TCE = concentración de tricloroetileno en el suelo.

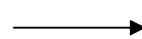
Densidad del agua = 1000 kg/m^3

En la mayor parte de los sistemas acuosos que son diluidos la equivalencia de concentración es:

$$\text{Mg/L} = \text{ppm}_m$$

$$M_{\text{TCE}} = 5 \text{ mg}$$

$$V_w = 1 \text{ Lt}$$



$$1 \text{ Lt} = 1 \text{ kg}$$

$$1,000,000 \text{ mg}$$



$$TCE = \frac{M_{TCE}}{V_w} = 5 \text{ mg/L}$$

$$5000 \text{ } \mu\text{g/L}$$

$$TCE = \frac{M_{TCE}}{V_w} (10^6) = 5 \text{ ppm}_m$$

EJEMPLO III.9 Concentraciones.

Una muestra de agua contiene 10 mg de $(\text{NO}_3^-)/\text{L}$

- ¿Cuál es la concentración en ppm?
- ¿Cuál es la concentración en moles/L?
- ¿Cuál es la concentración en mg/L de NO_3^- como N?
- ¿Cuál es la concentración en ppb?

Solución:

mg/L = miligramos por litro
 mM = milimoles por litro = 10^{-3} moles/L
 μM = micromoles = 10^{-6} moles/L
 M = moles/L
 ppm = partes por millón en masa
 ppb = partes por billón en masa
 N = nitrógeno
 O = oxígeno
 Peso atómico o peso molecular = gr/mol.

$\text{NO}_3^- = 10 \text{ mg/L}$

	[g/mol]		
Elemento o Compuesto:	N	O	NO_3
Peso atómico:	14	16	-----
Peso molecular :			62

- En la mayor parte de los sistemas acuosos que son diluidos la equivalencia de concentración es:

$$1 \text{ mg/L} = 1 \text{ ppm}$$

$$\text{NO}_3^- = 10 \text{ ppm}$$

-

$$N_3^- \left[\frac{\text{mol}}{\text{L}} \right] = \frac{\text{NO}_3^- \text{ concentración} \left[\frac{\text{mg}}{\text{L}} \right]}{\text{NO}_3^- \text{ peso molecular} \left[\frac{\text{g}}{\text{mol}} \right]} \left(\frac{1 \text{ g}}{10^3 \text{ mg}} \right)$$

$$\text{NO}_3^- = 0.00016129 \text{ moles/L}$$

-
-

$$\text{NO}_3^- - N \left[\frac{\text{mg}}{\text{L}} \right] = \frac{N^- \text{ peso atómico} \left[\frac{\text{g}}{\text{mol}} \right]}{\text{NO}_3^- \text{ peso molecular} \left[\frac{\text{g}}{\text{mol}} \right]} \left(\text{NO}_3^- \text{ concentración} \left[\frac{\text{mg}}{\text{L}} \right] \right)$$



$$\text{NO}_3^- = 2.258 \text{ mg/L de NO}_3^- \text{-N}$$

d)

$$\text{NO}_3^- [\text{ppb}] = (\text{NO}_3^- \text{ concentración} [\text{ppm}]) \left(\frac{10^3 \text{ ppb}}{1 \text{ ppm}} \right) \quad \text{NO}_3^- = 10,000 \text{ ppb}$$

EJEMPLO III.10 Concentración de Fe en ppm.

Una muestra de líquido tiene una concentración de hierro (Fe) de 5.6 mg/L. La densidad del líquido es 2,000 g/L. ¿Cuál es la concentración de Fe en ppm?

mg/L = miligramos por litro

ppm = partes por millón en masa

Fe = hierro

ρ_{liq} = densidad de un líquido, en g/L o mg/L o kg/L

$$\text{Fe} = 5.6 \text{ mg/L}$$

$$\begin{aligned} \rho_{\text{liq}} &= 2000 \text{ g/L} \\ &= 2 \text{ kg/L} \end{aligned}$$

$$\text{Fe} [\text{ppm}] = \text{Fe} \left[\frac{\text{mg}}{\text{L}} \right] \times \frac{1}{\rho_{\text{liq}} \left[\frac{\text{kg}}{\text{L}} \right]} = \frac{\text{mg}}{\text{kg}} \quad \text{Fe} = 2.8 \text{ ppm}$$

EJEMPLO III.11 Bacterias coliformes.

En el excremento de humanos y animales se expulsan bacterias coliformes (por ejemplo: *Escherichia Coli*) en gran número (aproximadamente 50 millones de coliformes por gramo de excremento). Las aguas negras domesticas sin tratar podrían contener más de 3 millones de coliformes por 100 ml. Al agua que cumple una norma de menos de un coliforme por 100 ml se le considera segura para el consumo humano. ¿Es segura para el consumo humano una muestra de agua de un litro que contiene 9 coliformes?

Solución.

mg/L = miligramos por litro.

ppm = partes por millón en masa.

NMP = número más probable de coliformes por volumen de agua.

ρ_{liq} = densidad de un líquido, en g/L o mg/L o kg/L.

$$\text{NMP} = 9 \text{ colis/L}$$

$$\text{NMP} \left[\frac{\text{colis}}{100\text{mL}} \right] = \text{NMP} \left[\frac{\text{colis}}{\text{L}} \right] \times \frac{1\text{L}}{1000\text{mL}/100}$$

$$\text{NMP} = 0.9 \text{ colis/100 ml}$$



Como el número de colis es inferior a 1 coli/100ml, por lo tanto, el agua es apta para consumo humano.

EJEMPLO III.12 Concentraciones de nitratos.

Las concentraciones de nitratos mayores de 44.3 mg/L de NO_3^- son de interés en el agua potable a causa de la enfermedad infantil “metahemoglobinemia”. Los niveles de nitratos pueden aumentar por el empleo de fertilizantes sintéticos y naturales, practicas de riego, operaciones de manejo de ganado y manejo de residuos industriales. A causa de la presencia/ausencia de desechos animales, la aplicación de fertilizantes y los patrones de recarga del acuífero, se informa que las concentraciones de nitratos cerca de tres pozos rurales son:

Pozo	1	2	3	¿Alguno de éstos pozos excede el nivel de 44.3 ppm?
$\text{NO}_3^- \text{-N}$ (mg/L)	0.01	1.3	20	

Solución

mg/L = miligramos por litro
mM = milimoles por litro
ppm = partes por millón

$\text{NO}_3^- = 44.3 \text{ mg/L}$

	[g/mol]		
Elemento o Compuesto:	N	O	NO_3
Peso atómico:	14	16	-----
Peso molecular :			62

Transformando la concentración límite de NO_3 a $\text{NO}_3^- \text{- N}$, mediante la relación siguiente:

$$(\text{NO}_3^- \text{- N})_{\text{concentración}} \left[\frac{\text{mg}}{\text{L}} \right] = (\text{NO}_3^-)_{\text{concentración}} \left[\frac{\text{mg}}{\text{L}} \right] \left(\frac{N_{\text{peso atómico}} \left[\frac{\text{g}}{\text{mol}} \right]}{\text{NO}_3^- \text{ peso molecular} \left[\frac{\text{g}}{\text{mol}} \right]} \right)$$

Se obtiene el valor de

$$(\text{NO}_3^- \text{- N}) = 10.00 \text{ mg/L}$$

Este valor al compararlo con los valores de los pozos se observa que el pozo 3 es mayor de 10 mg/L



Pozo	1	2	3
NO ₃ - N (mg/L)	0.01	1.3	20
Límite máximo	10.00	10.00	10.00
Cumple el pozo	SI	SI	NO

EJEMPLO III.13 Concentraciones de toxafeno en el suelo.

El Departamento de Calidad Ambiental del estado de Michigan ha determinado que las concentraciones de toxafeno en el suelo sobrepasen los 60 µg/kg constituyen una amenaza para los acuíferos subyacentes.

- Si una muestra de suelo de 100 gr contiene 10⁻⁵ gr de toxafeno, ¿cuáles son las concentraciones en unidades de ppb de toxafeno en el suelo y las que mueven a actuar a las autoridades de Michigan?
- ¿Significa esta muestra una amenaza para los acuíferos de Michigan?

Solución

g/Kg = gramos de masa de soluto por kilogramo de suelo

m = masa total del suelo

m_i = masa del compuesto químico, para este caso es "toxafeno"

C_{toxafeno} = concentración de toxafeno en el suelo.

a)

$$\begin{array}{ll} m_i = 1.00 \times 10^{-5} \text{ gr} & m = 100 \text{ g} \\ 1.0 \times 10^{-2} \text{ mg} & 0.1 \text{ kg} \\ 10.0 \text{ } \mu\text{g} & \end{array}$$

Se usará la siguiente equivalencia de concentración:

$$1 \text{ } \mu\text{g/kg} = 1 \text{ ppb}$$

Así

$$C_{\text{toxafeno}} = m_i/m = 100 \text{ ppb}$$

$$C_{\text{Límite toxafeno}} = 60 \text{ } \mu\text{g/kg}$$

Como $C_{\text{toxafeno}} > C_{\text{Límite toxafeno}}$

Por lo tanto, significa que esta muestra podría constituir un riesgo a los acuíferos de Michigan



EJEMPLO III.14 Concentración de tolueno en muestras de suelo.

La concentración de tolueno (C_7H_8) en muestras de suelo subsuperficial colectadas después de que se retiró un tanque de almacenamiento subterráneo indicó que la concentración de tolueno era de 5 mg/kg. ¿Cuál es la concentración de tolueno en ppm?

Solución

mg/Kg = miligramos de masa de soluto por kilogramos de suelo.

C_{tolueno} = concentración de tolueno en el suelo.

Se usará la siguiente equivalencia de concentración:

$$1 \text{ mg/kg} = 1 \text{ ppm}$$

$$C_{\text{tolueno}} = 5.00 \text{ mg/kg}$$

$$C_{\text{tolueno}} = 5.00 \text{ ppm}$$

III.2 DIFUSIÓN

La difusión de un soluto a través del agua es descrita por las leyes de Fick. La **primera ley de Fick** describe el flujo de un soluto bajo las condiciones de un estado establecido (permanente), es decir, que el soluto no varía con respecto al tiempo:

$$F = -D \frac{dC}{dx} \quad [\text{Ec. III.8}]$$

donde

F = flujo de masa del soluto por unidad de área por unidad de tiempo.

D = coeficiente de difusión (área/tiempo)

C = concentración del soluto (masa / volumen)

dC/dx = gradiente de concentración (masa/volumen/distancia)

El signo negativo indica que el movimiento es de mayor a menor concentración. Los valores para D son bien conocidos para los electrólitos en agua. Para los cationes y aniones mayores en agua, D varía entre 1×10^{-9} y $2 \times 10^{-9} \text{ m}^2 / \text{s}$.

Para los sistemas donde las concentraciones pueden estar cambiando con respecto al tiempo, se puede aplicar la **segunda ley de Fick**:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} \quad [\text{Ec. III.9}]$$

donde $\partial C / \partial t$ es el cambio en la concentración con respecto al tiempo.

Ambas leyes, la primera y segunda ley de Fick, como se expresó anteriormente, son para las situaciones uni-dimensionales. Para el análisis tridimensional, se necesitarían formas más generales.

En medios porosos, la difusión no puede avanzar tan rápido como el agua porque los iones deben seguir trayectorias más largas, cuando ellos viajan alrededor de los granos del mineral. Además, la difusión solo puede seguir a través de los poros abiertos porque



los granos de mineral obstruyen muchas de las posibles trayectorias. Para tener en cuenta esto, debe usarse un **coeficiente de difusión efectiva**. Este término es D^* .

El valor de D^* se determina de la relación

$$D^* = wD \quad [\text{Ec. III.10}]$$

donde w es un coeficiente empírico que es determinado por experimentos de laboratorio.

Para especies que no se adsorben hacia la superficie mineral se determina que w va de 0.5 a 0.01 (Freeze & Cherry 1979). Berner (1971) dió una relación no empírica entre D^* y D que indicó ser igual a D veces la porosidad dividida entre el cuadrado de la tortuosidad de la ruta del flujo de las especies difundidas. **La tortuosidad** es la longitud real de la ruta del flujo que es la distancia en forma sinuosa dividida entre la distancia en línea recta entre los extremos de la ruta del flujo. Desafortunadamente, la tortuosidad no puede ser determinada en el campo, y se obtiene una aproximación experimental.

El proceso de difusión es complicado por el hecho de que los iones deben mantener neutralidad eléctrica cuando se difunden. Si se tiene una solución de NaCl, el Na^+ no se puede difundir más rápidamente que el Cl^- , a menos que haya algún otro ion negativo en la región en la que el Na^+ se está difundiendo.

También debe mencionarse a estas alturas que si el soluto se adsorbe hacia las superficies de los minerales del medio poroso, la proporción de la tasa neta de difusión será obviamente menor que para una especie que no se adsorbe. Este tema se comenta más ampliamente en la sección de retardación.

Es posible que los solutos se muevan a través de un medio poroso por difusión, aunque el agua subterránea no este fluyendo. Así, aún cuando el gradiente hidráulico es cero, un soluto todavía podría moverse. En las rocas y suelos con permeabilidad muy baja, el agua puede moverse muy despacio. Bajo estas condiciones, la difusión podría causar que un soluto viajara más rápidamente que el agua subterránea que está fluyendo. Bajo estas condiciones, la difusión es más importante que la advección.

EJEMPLO III.15 Estimar el coeficiente de distribución del Cl^- (cloruro).

El coeficiente de difusión aproximado del Cl^- (cloruro) en el agua es $2 \times 10^{-5} \text{ cm}^2/\text{s}$. Estimar su valor en un medio poroso saturado que tiene una porosidad de 0.25 y una tortuosidad de 1.25.

Solución.

- D'_d = coeficiente de difusión en un medio poroso
- D_d = coeficiente de difusión en un líquido
- n = porosidad
- t = tortuosidad.



Datos:

$$D'_d = 2.00 \times 10^{-5} \text{ cm}^2/\text{s}$$

$$n = 0.25$$

$$t = 1.25$$

$$D'_d = \left(\frac{n}{t}\right) D_d = 4.00 \times 10^{-6} \text{ cm}^2/\text{s}$$

III.3 ADVECCIÓN

La velocidad del flujo del agua subterránea (V_m o V_x) puede ser determinada por la ley de Darcy, como se vio en el Capítulo I (Ec. I.13):

$$V_x = \frac{K}{n_e} \frac{dh}{dl} \quad [\text{Ec. I.13}]$$

donde

V_x = velocidad lineal media del agua subterránea.

K = conductividad hidráulica del medio poroso.

n_e = porosidad efectiva del medio poroso.

$\frac{dh}{dl}$ = gradiente hidráulico del flujo del agua subterránea.

Los contaminantes que sólo son afectados por la advección viajan con la misma rapidez que la velocidad lineal media del agua subterránea.

EJEMPLO III.16 Estimar el tiempo de llegada del agua contaminada.

Un tanque de almacenamiento subterráneo ha derramado combustible diesel al agua subterránea. A 200 m gradiente abajo del derrame se localiza un pozo de agua potable. A fin de garantizar la seguridad del abastecimiento de agua potable, se perfora un pozo de monitoreo a medio trayecto entre el pozo de agua potable y el derrame de combustible. La diferencia de la carga hidráulica entre ambos pozos es de 40 cm (siendo la carga hidráulica mayor en el pozo de monitoreo). Si la formación por la que circula el agua subterránea tiene una porosidad de 39% y una conductividad hidráulica de 45 m/d, ¿qué tiempo después de que llegue al pozo de monitoreo el agua contaminada llegará al pozo de agua potable? Suponer que los contaminantes se mueven a la misma velocidad que el agua subterránea.

L = distancia entre el pozo de monitoreo y el pozo de agua potable

h = diferencia de cargas hidráulicas

n = porosidad

K = conductividad hidráulica

i = gradiente hidráulico

V = velocidad de Darcy

V_m = velocidad (real) media lineal del agua subterránea

t = tiempo de llegada del contaminante desde el derrame hasta el pozo de agua potable.



Solución:

Datos:

L = 100 m
h = 0.40 m
n = 0.39
K = 45 m/d

$$i = \frac{h}{L} = 0.004$$

$$V = K i = 0.18 \text{ m/d}$$

$$V_m = \frac{V}{n} = 0.462 \text{ m/d}$$

$$t = \frac{L}{V_m} = 216.7 \text{ días}$$

Comentarios

Por lo tanto, el período necesario para que el flujo desde el pozo de monitoreo llegue al pozo de agua potable es de **216.7 o 217** días. Este resultado es característico de las velocidades de flujo del agua subterránea. Es decir, el transporte por el agua subterránea es por lo general muy bajo en comparación con el de las aguas superficiales.

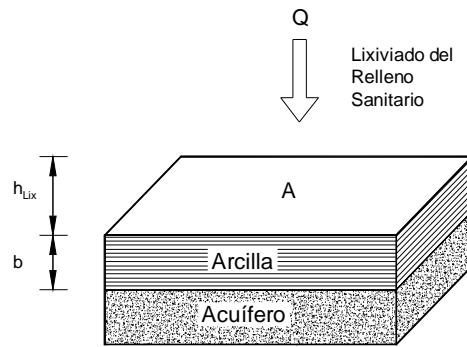
Observar que esta solución se basa en la suposición de que el compuesto de interés viaja a la misma velocidad que el agua subterránea. En realidad, el movimiento del compuesto podría ser disminuido (retardado) por su sorción a los sólidos del acuífero por lo que será ejecutado el movimiento advectivo por un factor llamado "factor de retardación", el cual se describe más adelante, en el apartado III.6.

EJEMPLO III.17 Ley de Darcy para determinar el tiempo de transporte del lixiviado.

Un viejo relleno sanitario de residuos peligrosos fue construido sobre una capa de arcilla de 10 m de profundidad. Un acuífero existe inmediatamente debajo de la capa de arcilla. Al capa de arcilla a través de la cual el lixiviado podría pasar tiene una conductividad hidráulica de 1×10^{-7} cm/s. Si el nivel del líquido lixiviado tiene 1 m de profundidad sobre la capa de arcilla, ¿cuánto lixiviado (en m³/d) alcanzará el acuífero cuando la arcilla este saturada?

Solución

b = espesor de la capa de arcilla
h = pérdida de carga hidráulica
K = conductividad hidráulica
i = gradiente hidráulico
V = velocidad de Darcy
Q = caudal o cantidad de lixiviado que llegará al acuífero
A = área del relleno sanitario
h_{Lix} = profundidad del lixiviado sobre la capa de arcilla.



$$b = 10 \text{ m}$$

$$h_{Lix} = 1 \text{ m}$$

$$K = 1.00 \times 10^{-7} \text{ cm/s}$$

$$h = h_{Lix} + b = 11 \text{ m}$$

$$i = \frac{h}{b} = 1.10$$

$$V = K i = 1.1 \times 10^{-7} \text{ cm/s}$$

$$= 9.50 \times 10^{-5} \text{ m/d}$$

Considerando una área unitaria del relleno sanitario $A = 1.00 \text{ m}^2$
La cantidad de lixiviado (Q) que alcanzaría el acuífero se calcula con la ecuación de continuidad:

$$Q = A V$$

$$Q = 9.50 \times 10^{-5} \text{ m}^3/\text{d}/\text{m}^2 \text{ de relleno sanitario}$$

$$= 9.50 \times 10^{-2} \text{ l/d}/\text{m}^2 \text{ de relleno sanitario}$$

$$= 95.04 \text{ ml/d}/\text{m}^2 \text{ de relleno sanitario}$$

EJEMPLO III.18 Tiempo de llegada de lixiviado.

Tres capas de suelo se localizan entre el fondo de un relleno sanitario de residuos peligrosos y un acuífero debajo de la capa de suelo más profunda. La profundidad del lixiviado sobre la capa de suelo superior es de 0.3 m. ¿Cuánto tiempo tomará (en años) para que el lixiviado pueda migrar hasta un acuífero localizado en el fondo del suelo más profundo "C"? los datos de los suelos son:

Suelo superior (A) = Espesor 3 m, Conductividad hidráulica = $1.8 \times 10^{-7} \text{ cm/s}$, porosidad = 55%

Suelo intermedio (B) = Espesor 10 m, Conductividad hidráulica = $12.2 \times 10^{-5} \text{ m/s}$, porosidad = 25%

Suelo inferior (C) = Espesor 12 m, Conductividad hidráulica = $5.3 \times 10^{-5} \text{ mm/s}$, porosidad = 35%

Solución

b = espesor de la capa de suelo

h = pérdida de carga hidráulica

n = porosidad

K = conductividad hidráulica

i = gradiente hidráulico

V = velocidad de Darcy

V_m = velocidad (real) media lineal de filtración del lixiviado

t = tiempo en que atraviesa el lixiviado la capa de suelo.

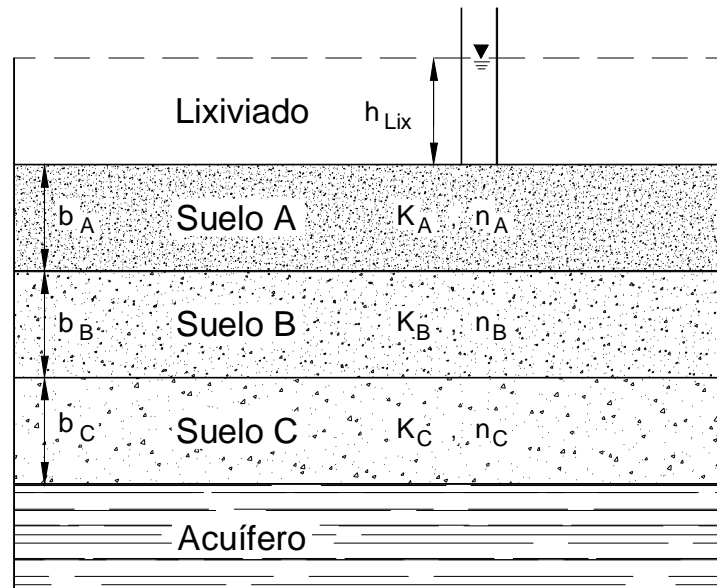


Figura III.1 Corte de un perfil de una formación geológica mostrando tres estratos de suelo ubicados debajo de un relleno sanitario de residuos peligrosos, así como la carga hidráulica del lixiviado. Debajo del suelo más profundo se encuentra un acuífero.

$$b_A = 3 \text{ m} \\ = 300 \text{ cm}$$

$$b_B = 10 \text{ m} \\ = 1000 \text{ cm}$$

$$b_C = 12 \text{ m} \\ = 1200 \text{ cm}$$

$$K_A = 1.80 \times 10^{-7} \text{ cm/s}$$

$$K_B = 2.20 \times 10^{-5} \text{ m/s} \\ = 2.20 \times 10^{-3} \text{ cm/s}$$

$$K_C = 5.30 \times 10^{-5} \text{ mm/s} \\ = 5.30 \times 10^{-6} \text{ cm/s}$$

$$n_A = 0.55$$

$$n_B = 0.25$$

$$n_C = 0.35$$

$$h_{Lix} = 0.3 \text{ m} = 30 \text{ cm}$$

$$h = h_{Lix} + Sb$$

$$i = \frac{h}{b}$$

$$V = K i$$

$$V_m = \frac{V}{n}$$

Suelo	b (cm)	K (cm/s)	n	h (cm)	i	V (cm/s)	V _m (cm/s)
A	300	1.8×10^{-7}	0.55	330	1.1	1.98×10^{-7}	3.60×10^{-7}
B	100	2.2×10^{-3}	0.25	1330	1.33	2.93×10^{-3}	1.17×10^{-2}
C	1200	5.3×10^{-6}	0.35	2530	2.108	1.12×10^{-5}	3.19×10^{-5}

El tiempo para cada estrato se calcula con la siguiente ecuación:



$$t = \frac{b}{V_m}$$

Suelo	Tiempo	
	(seg)	(años)
A	8.33×10^8	26.42
B	8.54×10^4	2.71×10^{-3}
C	3.76×10^7	1.19
S t =		27.62

Comentarios:

El tiempo que tardará el lixiviado en alcanzar el acuífero será de poco más de **27 años**.

EJEMPLO III.19 Derrame de un solvente que se infiltra hasta un acuífero.

El límite permisible de concentración (LPC) para el solvente tricloroetileno es de $5 \mu\text{g/L}$ para agua potable, según la EPA (Environmental Protection Agency U. S.). Si el solvente de un barril (aproximadamente 0.12 m^3) se infiltra hasta un acuífero, aproximadamente ¿cuántos m^3 de agua serían contaminados al LPC?

Solución

LPC_{TCE} = límite permisible de concentración del tricloroetileno

V_B = volumen del barril

V_{AC} = volumen de agua del acuífero que se contaminaría con el derrame del solvente proveniente del barril.

M_{TCE} = cantidad en masa del tricloroetileno contenida en el barril

ρ_{TCE} = densidad del tricloroetileno.

$$LPC_{TCE} = 5 \mu\text{g/L}$$

$$V_B = 0.12 \text{ m}^3$$

$$\rho_{TCE} = 1.476 \text{ g/mL}$$

$$= 1476 \text{ kg/m}^3$$

$$M_{TCE} = \rho_{TCE} (V_B) \quad M_{TCE} = 177.12 \text{ kg} = 1.7712 \times 10^{11} \mu\text{g}$$

$$V_{AC} = \frac{M_{TCE}}{LPC_{TCE}} \quad V_{AC} = 35,424,000,000 \text{ lts} = \mathbf{35,424,000 \text{ m}^3}$$

Comentarios

Con un barril de tricloroetileno de 0.12 m^3 que se infiltran en el acuífero se podrían contaminar $35,424,000 \text{ m}^3$ de agua, que es un volumen importante de agua contaminada.



III.4 DISPERSIÓN MECÁNICA

Como los contaminantes fluyen a través de un medio poroso, se mezclarán con el agua que no está contaminada. El resultado será una dilución del contaminante, por un proceso conocido como **dispersión**. El mezclado ocurre a lo largo de la línea de corriente de flujo y se le conoce como **dispersión longitudinal**. La dispersión que ocurre normal a la trayectoria del flujo se llama **dispersión lateral ó transversal**.

Hay tres causas básicas a escala de poro en la dispersión longitudinal:

1. El fluido a través de los poros, se moverá más rápidamente por el centro del poro que a lo largo de los bordes.
2. Una parte del fluido viajará en trayectorias más largas que otras partes del fluido.
3. El fluido que viaja a través de los poros más grandes, viajará más rápidamente que el fluido que se mueve en poros más pequeños. Esto se ilustra en la figura III.2.

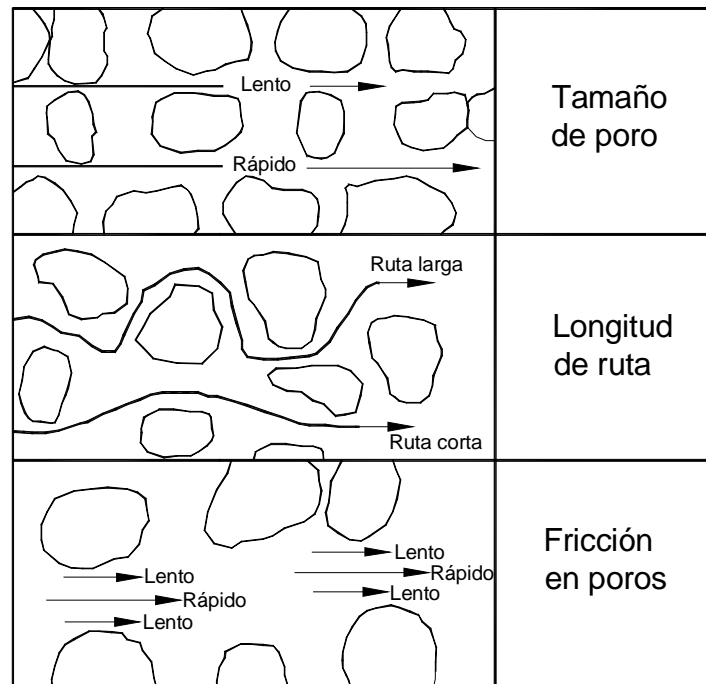


Figura III.2 Factores de escala de poro que causan dispersión longitudinal.

La dispersión lateral de un contaminante en un fluido a través de un medio poroso, se presenta cuando, las trayectorias del flujo pueden repartirse y ramificarse hacia los lados. Esto incluso ocurrirá en las condiciones de flujo laminar que prevalecen en el flujo del agua subterránea (figura III.3).

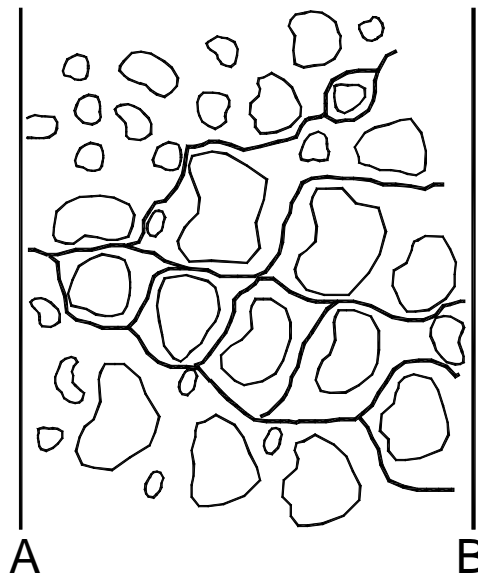


Figura III.3 Redes de flujo en un medio poroso que son la causa de la dispersión hidrodinámica lateral.

La dispersión mecánica, D_{Mec} debida a los factores antes mencionados es igual al producto de la velocidad lineal media del agua subterránea, V_x , por un factor llamado dispersividad dinámica a_L .

$$D_{Mec} = a_L v_x \quad [\text{Ec. III.11}]$$

III.5 DISPERSIÓN HIDRODINÁMICA

No pueden separarse los procesos de difusión molecular y de dispersión mecánica en el flujo de agua subterránea. Por lo que, se introduce un factor llamado coeficiente de dispersión hidrodinámica, D_L . Este toma en cuenta ambos, el mezclado mecánico y la difusión. Para un flujo uni-dimensional se representa por la ecuación siguiente:

$$D_L = a_L v_x + D^* \quad [\text{Ec. III.12}]$$

donde:

- D_L = el coeficiente longitudinal de dispersión hidrodinámica
- a_L = la dispersividad dinámica
- v_x = la velocidad lineal media del agua subterránea
- D^* = la difusión molecular

El proceso de dispersión hidrodinámica longitudinal puede ser ilustrado por el siguiente experimento simple. Un tubo está lleno con arena y se preparó para que agua destilada circulará a través de ella en una proporción constante. Entonces se cambia el flujo



entrante por una solución salina de 1%, y se empieza a monitorear el agua que sale para revisar la cantidad de cloruro. El agua que sale tiene cero de cloruro inicialmente, debido a que el agua destilada todavía está saliendo del tubo. Posteriormente se empezará a detectar cloruro en el agua que sale inicialmente con una concentración muy baja. Lo que se “detecta” no está al 1% de concentración. Esta cantidad pequeña gradualmente ira en aumento hasta llegar al 1% de concentración salina. Los primeros iones de cloruro, para llegar a la salida viajaron a través de los caminos de flujo más cortos. La difusión en el avance del agua por advección pudo al igual causado que parte del cloruro alcanzara la salida antes que el agua lo transportara por advección. El cloruro inicial se diluyó por el agua destilada que llegó al mismo tiempo. La cantidad de agua destilada disponible para la dilución continuamente disminuye hasta que la solución salina llena todos los poros y el agua del efluente fuera igual a la concentración del influente. La figura III.4 ilustra este proceso.

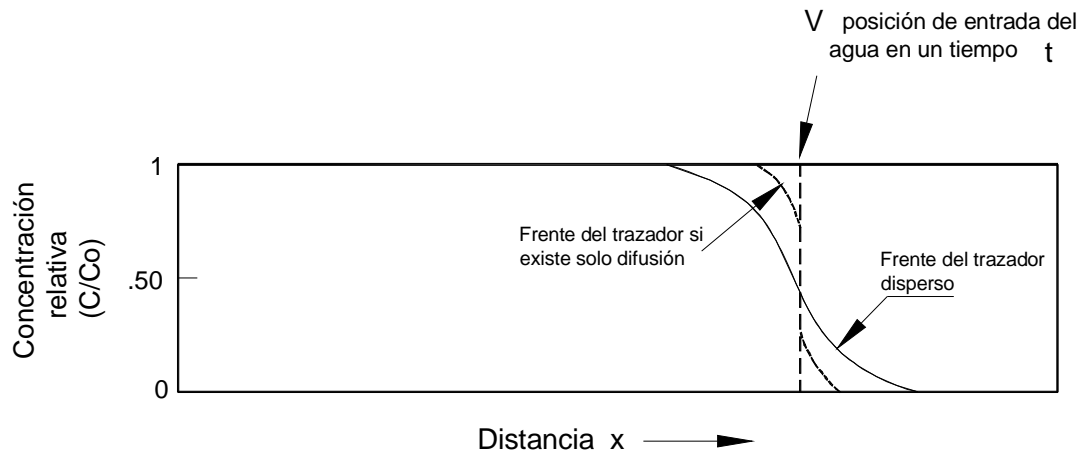


Figura III.4. Influencia de la difusión y la dispersión en el descubrimiento de un soluto

La ecuación uni-dimensional para la dispersión hidrodinámica (Beruch & Street 1967; Hoopes & Harleman 1967) esta dada por:

$$D_L \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v_x \frac{\partial C}{\partial x} = \frac{\partial C}{\partial t} \quad [\text{Ec. III.13}]$$

donde:

- D_L es el coeficiente de dispersión hidrodinámica longitudinal
- C es la concentración del soluto
- v_x es la velocidad media lineal del agua subterránea en la dirección x .
- t es el tiempo desde el inicio de la invasión del soluto.

La concentración, C , a una distancia L , de la fuente con concentración, C_0 , al tiempo, t , es dada por la siguiente expresión (Ogata 1970), donde erfc es la función de error complementaria:



$$C = \frac{C_0}{2} \left[\operatorname{erfc} \left(\frac{L - v_x t}{2\sqrt{D_L t}} \right) + \exp \left(\frac{v_x L}{D_L} \right) \operatorname{erfc} \left(\frac{L + v_x t}{2\sqrt{D_L t}} \right) \right] \quad [\text{Ec. III.14}]$$

donde

- C es la concentración del soluto a una distancia "L" y en un tiempo transcurrido "t" (M/L³, mg/L)
- C₀ es la concentración inicial del soluto (M/L³, mg/L)
- L es la longitud de la trayectoria de flujo (L; pies ó m)
- V_x es la velocidad lineal media del agua subterránea (L/T; pies/día ó m/día)
- t es el tiempo desde la salida del soluto (T; día)
- D_L es el coeficiente de dispersión longitudinal (L: pies²/día ó m²/día)

La ecuación de advección-dispersión esta basada en la premisa de que el centro de masa del soluto se está moviendo en la misma proporción que la velocidad lineal media del agua subterránea. Además se supone que la dispersión hidrodinámica causa que el soluto para extenderse hacia afuera a ambos lados, adelante y atrás del centro de masa, siga un modelo estadísticamente como una distribución normal. Ésta es una curva en forma de campana. A la distribución normal también se le llama a veces distribución de forma Gaussiana. La figura III.5 muestra el movimiento de una masa del soluto y la manera que se extiende con respecto al tiempo y a la distancia. El frente del soluto se mueve a una rapidez mayor que la prevista por la velocidad lineal media del agua subterránea.

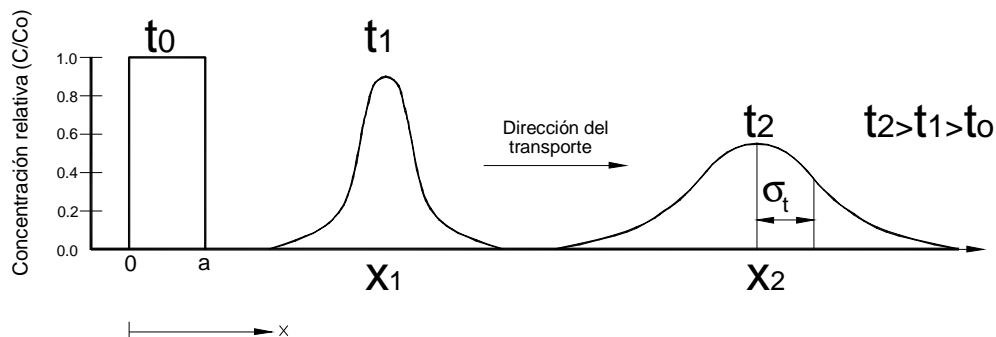


FIGURA III.5. Transporte y dispersión de un soluto con respecto al tiempo debido a la advección y a la dispersión. Una cantidad de soluto se inyectó en $x = 0$ + un tiempo t_0 con un resultado de una concentración de C_0 . El agua subterránea fluye a la derecha. (Fuente: C. W. Fetter. Contaminant Hydrogeology. New York: Macmillan Publishing la Company, 1993).

La dispersión mecánica también es causada por las heterogeneidades en el acuífero. En los procesos del flujo de agua subterránea en un acuífero, se encontrarán regiones con conductividades hidráulicas mayores o menores que el promedio de la conductividad hidráulica. La resultante variación en la velocidad lineal del agua subterránea es mucho mayor en la dispersión hidrodinámica que aquella causada por los efectos del tamaño del poro. El mayor valor que se observa en la medida de la dispersividad es en la distancia



mayor. Esto se ha llamado el efecto de la “escala” (Anderson 1979). La dispersión del tamaño del poro medida en el laboratorio está del orden de centímetros, considerando

que la macrodispersión medida en el campo está del orden de metros. Neuman (1990) hizo un estudio de la relación entre la dispersividad dinámica longitudinal aparente y la longitud de flujo. Él encontró que para las trayectorias de flujo menores de 3500 m, éstas podrían ser relacionadas por la ecuación:

$$a_L = 0.0175L^{1.46} \quad [\text{Ec. III.15}]$$

donde:

- a_L es la dispersividad dinámica longitudinal aparente (L; pies ó m)
- L es la longitud de la trayectoria del flujo (L; pies ó m)

Ya que de la dispersión hidrodinámica, la concentración de un soluto disminuirá cuanto más lejos esté de la fuente. Los solutos se extenderán en la dirección del movimiento del agua subterránea por más que se quiera mover en la dirección perpendicular al flujo. Esto es porque la dispersividad longitudinal es mayor que la dispersividad lateral. Una fuente continua producirá una pluma, considerando que un derrame crecerá con el tiempo al moverse en la trayectoria de flujo del agua subterránea hacia aguas abajo. Esto se ilustra a través de la figura III.6.

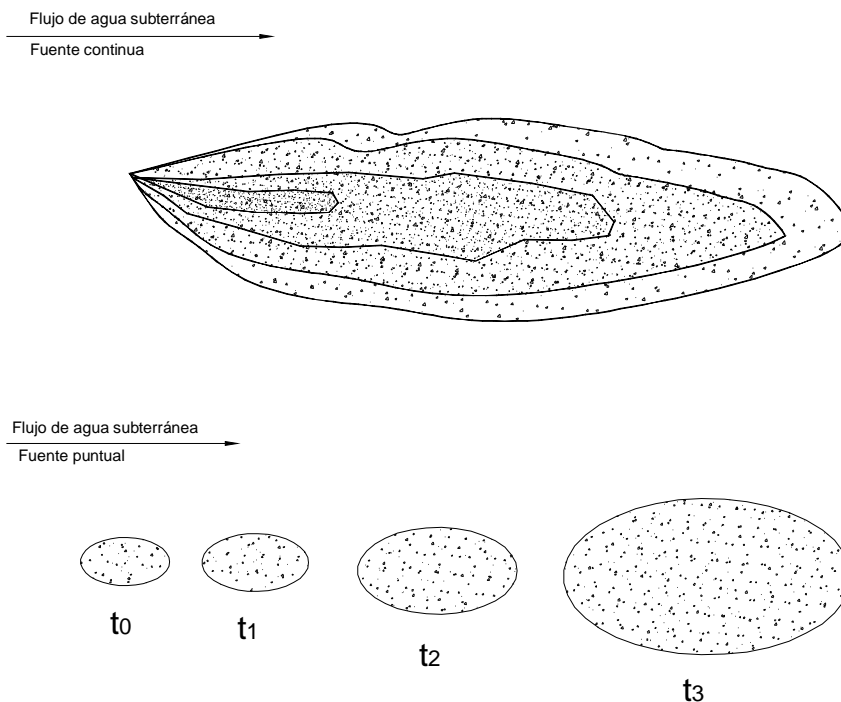


FIGURA III.6. **A.** El desarrollo de una pluma de contaminación de una fuente continua. **B.** El viaje de un contaminante inyectado de manera puntual en un tiempo. La densidad de puntos indica la concentración del soluto.



Las heterogeneidades en el acuífero pueden causar que el modelo del movimiento del soluto, varíe de forma ponderable en capas homogéneas. Debido a que el flujo del agua subterránea siempre sigue las trayectorias más permeables, esas trayectorias también tendrán la mayor parte del contaminante.

EJEMPLO III.20 Estimar la concentración de cloruro en un año.

Un relleno sanitario está infiltrando un lixiviado con una concentración de cloruro de 725 mg/L que entran en un acuífero con las siguientes propiedades:

$$\begin{aligned}\text{Conductividad hidráulica} &= 3.0 \times 10^{-3} \text{ cm/s} \quad (3.0 \times 10^{-5} \text{ m/s}) \\ \text{Gradiente hidráulico} &= dh/dl = 0.0020 \\ \text{Porosidad efectiva} &= 0.23 \\ D^* &= 1 \times 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s} \quad (\text{estimada})\end{aligned}$$

Calcular la concentración de cloruro en un año a una distancia de 15 m del punto donde el lixiviado entra en el agua subterránea.

- 1.- Determinar la velocidad lineal media.

$$\begin{aligned}V_x &= \frac{K(dh/dl)}{n_e} = (3.0 \times 10^{-5} \text{ m/s} \times 0.002)/(0.23) \\ &= 2.6 \times 10^{-7} \text{ m/s}\end{aligned}$$

- 2.- Determinar el coeficiente de dispersión hidrodinámica longitudinal.
a. El valor de a_L se calcula con la ecuación III.15.

$$\begin{aligned}a_L &= 0.0175L^{1.46} \\ &= 0.0175 (15 \text{ m})^{1.46} \\ &= 0.91 \text{ m}\end{aligned}$$

- b. El valor de D_L se calcula con la ecuación III.12

$$\begin{aligned}D_L &= (a_L) (vt) + D^* \\ &= (0.91 \text{ m}) (2.6 \times 10^{-7} \text{ m/s}) + 1 \times 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s} \\ &= 2.4 \times 10^{-7} \text{ m}^2/\text{s}.\end{aligned}$$

- 3.- Convertir el tiempo del viaje de un año en segundos.

$$\begin{aligned}t &= (1 \text{ año}) (60 \text{ s/min}) (1440 \text{ min/día}) (365 \text{ días/año}) \\ &= 3.15 \times 10^7 \text{ s}\end{aligned}$$

- 4.- Sustituir los valores anteriores en la ecuación III.14



$$\begin{aligned} C_0 &= 725 \text{ mg/L} \\ L &= 15 \text{ m} \\ t &= 3.15 \times 10^7 \text{ s} \\ D_L &= 2.4 \times 10^{-7} \text{ m}^2/\text{s} \\ V_x &= 2.6 \times 10^{-7} \text{ m/s} \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} C &= \frac{725}{2} \left[\operatorname{erfc} \left(\frac{15\text{m} - (2.6 \times 10^{-7} \text{ m/s}) (3.15 \times 10^7 \text{ s})}{2 \left((2.4 \times 10^{-7} \text{ m}^2/\text{s}) (3.15 \times 10^7 \text{ s}) \right)^{0.5}} \right) + \right. \\ &+ \left. \exp \left(\frac{(2.6 \times 10^{-7} \text{ m/s}) (15\text{m})}{2.4 \times 10^{-7} \text{ m}^2/\text{s}} \right) \operatorname{erfc} \left(\frac{15\text{m} + \left((2.6 \times 10^{-7}) (3.15 \times 10^7 \text{ s}) \right)}{2 \left((2.4 \times 10^{-7} \text{ m/s}) (3.15 \times 10^7 \text{ s}) \right)^{0.5}} \right) \right] \text{mg/L} \\ &= 362.5 \left[\operatorname{erfc} \left(\frac{15\text{m} - 8.19}{5.5\text{m}} \right) + \exp(16.25) \times \operatorname{erfc} \left(\frac{15\text{m} + 8.19}{5.5\text{m}} \right) \right] \text{mg/L} \\ &= 362.5 \left[\operatorname{erfc}(1.24) + \exp(16.25) \times \operatorname{erfc}(4.22) \right] \text{mg/L} \\ &= 362.5 [0.083 + 0.0008101] \text{mg/L} \end{aligned}$$

La función de error complementaria se determina de la tabla III.2. A partir de valores mayores que 3, la función del error complementaria de esos valores resulta infinitesimalmente pequeños, por lo que se puede ignorar el segundo término de la ecuación.

$$C = 362.5 (0.083) \text{ mg/L}$$

$$C = 30.087 \text{ mg/L}$$

Por otro lado, Ogata y Banks (1961) demostraron que el segundo término en la ecuación puede ignorarse cuando

$$D_L / v_x L < 0.002 \quad \text{ó} \quad v_x L / D_L > 500$$



Esta condición produce un error menor al 3 %

Para este ejemplo:

$$D_L / v_x L = 0.0615$$

Por lo tanto si se toma en cuenta el segundo término de la ecuación.

Comentarios

Se puede observar que la segunda parte de la ecuación es muy pequeña, pero se tomó en cuenta en este ejemplo.

EJEMPLO III.21 Estimar el flujo másico debido a la advección y difusión.

El flujo del agua subterránea a través de la cara izquierda de un cubo de arenisca (1 m de lado) sale por la cara derecha con una velocidad lineal de 10^{-5} m/s. La porosidad de la arenisca es 0.10 y el coeficiente de difusión efectiva es 10^{-10} m²/s. Considerar que un trazador tiene concentraciones de 120, 100 y 80 mg/L (1.2 , 1.0 y 0.8×10^5 mg/m³) en la cara del influente, en medio del bloque y en la cara del efluente, respectivamente. Calcular el flujo másico a través del plano central debido a la advección y debido a la difusión.

Solución.

V_f = velocidad lineal del agua subterránea

n = porosidad

D'_d = coeficiente de difusión efectiva

C = concentraciones del trazador en las caras izquierda (C_i), derecha (C_d) y en medio del bloque (C_m)

J = flujo másico químico

Q = gasto que fluye a través de las caras del bloque de arenisca

A = área de la cara.

$$D'_d = 1.00 \times 10^{-10} \text{ m}^2/\text{s} \quad V_f = 1.00 \times 10^{-5} \quad n = 0.1$$

$$C_i = 1.20 \times 10^5 \text{ mg/m}^3 \quad C_d = 1.00 \times 10^5 \text{ mg/m}^3 \quad C_m = 8.00 \times 10^4 \text{ mg/m}^3$$

$$dx = 0.5 \text{ m} \quad A = 1 \text{ m}^2$$

Flujo másico advectivo:

Debido a que el flujo es advectivo, la concentración del trazador se mantiene constante y es igual a la de la entrada $C_i = 1.2 \times 10^5$ mg/m³.

$$Q = V_f A n = 1.00 \times 10^{-6} \text{ m}^3/\text{s} \quad J = Q (C) = 0.12 \text{ mg/s/m}^2$$



Tabla III.2 Valores de la función de error de x [$erf(x)$] y de la función de error complementaria de x [$erfc(x)$]. Note que $erfc(x) = 1 - erf(x)$ y $erfc(-x) = 1 + erf(x)$. (Fetter, 1994).

x	erf (x)	erfc (x)
0	0	1.0
0.05	0.056372	0.943628
0.1	0.112463	0.887537
0.15	0.167996	0.832004
0.2	0.222703	0.777297
0.25	0.276326	0.723674
0.3	0.328627	0.671373
0.35	0.379382	0.620618
0.4	0.428392	0.571608
0.45	0.475482	0.524518
0.5	0.520500	0.479500
0.55	0.563323	0.436677
0.6	0.603856	0.396144
0.65	0.642029	0.357971
0.7	0.677801	0.322199
0.75	0.711156	0.288844
0.8	0.742101	0.257899
0.85	0.770668	0.229332
0.9	0.796908	0.203092
0.95	0.820891	0.179109
1.0	0.842701	0.157299
1.1	0.880205	0.119795
1.2	0.910314	0.089686
1.3	0.934008	0.065992
1.4	0.952285	0.047715
1.5	0.966105	0.033895
1.6	0.976348	0.023652
1.7	0.983790	0.016210
1.8	0.989091	0.010909
1.9	0.992790	0.007210
2.0	0.995322	0.004678
2.1	0.997021	0.002979
2.2	0.998137	0.001863
2.3	0.998857	0.001143
2.4	0.999311	0.000689
2.5	0.999593	0.000407
2.6	0.999764	0.000236
2.7	0.999866	0.000134
2.8	0.999925	0.000075
2.9	0.999959	0.000041
3.0	0.999978	0.000022
∞	1.000000	0.000000

Una correcta solución aproximada, con un 0.7% de error puede ser determinada analíticamente con la siguiente ecuación:

$$erf(x) = \sqrt{1 - \exp\left(\frac{-4x^2}{p}\right)}$$



Flujo másico difusivo:

Debido a que el flujo es difusivo, la concentración del trazador varía (dC) con respecto a la distancia (dx), por lo tanto, el flujo másico difusivo se determina como sigue:

$$dC/dx = (C_i - C_m)/dx = (C_m - C_d)/dx = 4.00 \times 10^4 \text{ mg/m}^3/\text{m}$$

$$J = D'd (dC/dx) = 4.00 \times 10^{-6} \text{ rmg/s/m}^2$$

Difusión vs. Dispersión

Es de interés conocer el grado de influencia y predominio entre la difusión y la dispersión mecánica en el transporte de masas a través de medios porosos. Para entender esto, se utilizará el resultado del ejemplo que se describe a continuación.

EJEMPLO III.22 Estimar la dispersividad en un medio poroso.

Los datos siguientes fueron obtenidos del estudio de una columna de laboratorio de mezcla en un medio poroso usando cloruros como un trazador:

$L = 30 \text{ cm}$, $v = 9.26 \times 10^{-4} \text{ cm/s}$, y $t = 8.526 \text{ hrs}$ cuando $c/c_0 = 0.16$ y $t = 9.499 \text{ hrs}$ cuando $c/c_0 = 0.84$. Estimar la dispersividad para estos datos.

Solución.

- D = coeficiente de dispersión hidrodinámica
- D_m = coeficiente de difusión molecular
- t = tortuosidad
- v = velocidad media real de flujo
- L = longitud de la columna
- a_L = dispersividad longitudinal
- T = escala de tiempo
- ξ = parámetro de escala de tiempo
- P_L = número de Peclet
- c/c_0 = relación de concentraciones

$$L = 30 \text{ cm} \quad v = 9.26 \times 10^{-4} \text{ cm/s}$$

$$c/c_0 = 0.16 \quad t_{0.16} = 8.526 \text{ hr} \quad c/c_0 = 0.84 \quad t_{0.84} = 9.499 \text{ hr}$$

$$\qquad \qquad \qquad = 30693.6 \text{ seg} \qquad \qquad \qquad \qquad \qquad = 34196.4 \text{ seg}$$

$$T = \frac{tv}{L} \qquad T_{0.16} = 0.9474 \qquad T_{0.84} = 1.0555$$

$$x = \frac{T-1}{\sqrt{2T}} \qquad x_{0.16} = -0.0382 \qquad x_{0.84} = 0.0382$$



$$D = \frac{vL}{4} (x_{0.84} - x_{0.16})^2 \quad D = 4.056 \times 10^{-5} \text{ cm}^2/\text{s}$$

El coeficiente de difusión en el suelo es más pequeño que el coeficiente de difusión molecular de un fluido, D_m , ya que la sustancia difusa puede seguir una trayectoria tortuosa a través del medio poroso. Por lo que, se utiliza el coeficiente de difusión efectiva, D_s , La relación de D_s y D_m , es la tortuosidad del medio:

$$t = \frac{D_s}{D_m} \quad \text{Para cloruros} \quad D_m = 1.00 \times 10^{-5} \text{ cm}^2/\text{s}$$

$$\text{por lo tanto} \quad D_s = t D_m = 1.00 \times 10^{-5} \text{ cm}^2/\text{s}$$

Del modelo general que incluye los efectos de la difusión y la dispersión mecánica se despeja la dispersividad " a_L "

$$D = t D_m + a_L v \quad \longrightarrow \quad a_L = \frac{D - t D_m}{v} \quad a_L = 0.033 \text{ cm}$$

Este valor representa una magnitud típica para a_L con respecto a otros estudios de laboratorio.

Los datos del ejemplo muestran que la dispersión mecánica y la difusión molecular son de la misma magnitud para las velocidades

$$v = \frac{t D_m}{a_L} \quad v = 3.03 \times 10^{-4} \text{ cm/s} = 26.18 \text{ cm/d}$$

Tal velocidad es pequeña pero no irracional para estudios de laboratorio de transporte a través de materiales aluviales, aunque esto es bastante grande para el flujo a través de materiales arcillosos. Esta idea sugiere que el proceso de difusión molecular domina el transporte en las arcillas, mientras que la dispersión mecánica es más importante para el transporte en materiales gruesos -al menos, en el laboratorio. Si llevamos los mismos argumentos al campo con $a_L = 1 \text{ m}$, entonces se encuentra que $v = 10^{-5}/100 = 10^{-7} \text{ cm/s} = 3 \text{ cm/año}$. Esta velocidad es pequeña, y sugiere porqué la difusión molecular casi nunca es considerada para simulaciones de campo, excepto bajo condiciones de flujo en cuencas hidrogeológicas profundas donde una velocidad de 3 cm/año puede resultar grande.

Los resultados de numerosos experimentos por varios autores para medios porosos granulares (no consolidados) han sido recopilados y analizados por Pfannkuch (1963; también ver Bear, 1972) en términos del número de Peclet



$$P_d = \frac{vd}{D_m} \quad [\text{Ec. III.16}]$$

donde "d" es el diámetro de grano medio o efectivo.

El número de Peclet es una medida de la importancia relativa de la advección a la dispersión (mezclado) como proceso de transporte:

$$P_d = \frac{\text{advección}}{\text{mezclado}}$$

Para números de Peclet menores, $P_d < 0.4$, el proceso de transporte es por difusión molecular pura.

Para números de Peclet en el rango, $0.4 < P_d < 6$, el efecto de la difusión molecular es del mismo orden de magnitud que para la dispersión mecánica.

Para números de Peclet en el rango, $6 < P_d < 250$, la principal expansión es causada por la dispersión mecánica combinada con la difusión molecular a través de los poros (más que a lo largo de la longitud de los poros). Para números de Peclet en el rango, $250 < P_d < 18,000$, el proceso de mezclado es dominado por la dispersión mecánica. Dentro de esta región, se tiene que

$$\frac{D}{D_m} \cong 1.8P_d$$

o con la ecuación del número de Peclet, $D @ 1.8 v d$ la cual sugiere que $a_L @ 1.8 d$

Fried y Combarous (1971) sugieren $a_L = (1.8 \pm 0.4) d$

la cual da el orden de magnitud de la dispersividad para tales medios. Para P_d aún mayores, el mezclado es todavía dominado por la dispersión mecánica, aunque el flujo cae más allá del rango de la ley de Darcy y los efectos inerciales son importantes.

Fuente Instantánea de Transporte con Decaimiento de Primer Orden.

Un ejemplo de transporte de masa que incluye una reacción cinética simple es el decaimiento de primer orden de un soluto. Esto podría ser causado por decaimiento radiactivo, biodegradación, o hidrólisis, y generalmente es representado en la ecuación de transporte agregando el término λC , donde λ es la tasa de decaimiento de primer orden en unidades de t^{-1} . Por ejemplo, la ecuación de transporte se convierte en lo siguiente:

$$Dx \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v_x \frac{\partial C}{\partial x} - \lambda C = \frac{\partial C}{\partial t} \quad [\text{Ec. III.17}]$$

En general, el efecto del coeficiente de decaimiento es reducir la masa y concentración como una función de tiempo. Un ejemplo de aplicación con la ecuación de solución se presenta a continuación.



EJEMPLO III.23 Transporte unidimensional de contaminantes de fuentes instantáneas (caso de trazador reactivo o no conservativo).

Uno de los barriles almacenados sobre un sitio se rompe y repentinamente libera 1 kg de Cs-137 con decaimiento (vida media de 33 años) sobre la sección transversal del flujo, que se estima en 10 m² ¿Cual es la concentración (en mg/m³) a una distancia de 100m, después de 90 días?

Considerar que el acuífero tiene una conductividad hidráulica de 2.15 m/d, porosidad efectiva de 0.1 y un gradiente hidráulico de 0.04 m/m, y que la dispersividad longitudinal es de 7.5 m

Solución.

- V_x = velocidad media lineal del flujo subterráneo
- n = porosidad del medio acuífero
- i = gradiente hidráulico
- K = conductividad hidráulica
- M = masa inyectada por área de sección transversal unitaria
- m = masa del contaminante
- A = área de la sección transversal por la que se inyecta la masa contaminante
- a_x = dispersividad longitudinal
- $C(x, t)$ = concentración final del soluto o contaminante
- X = longitud de la trayectoria del flujo subterráneo
- λ = tasa de decaimiento del contaminante
- D_x = coeficiente de dispersión hidrodinámica longitudinal
- t = tiempo
- t_{vm} = vida media de decaimiento del contaminante
- $\text{erfc}(x)$ = función de error complementaria = $1 - \text{erf}(x)$

$$K = 2.15 \text{ m/d} \qquad n = 0.1 \qquad i = 0.04 \qquad a_x = 7.5 \text{ m}$$

$$m = 1 \text{ kg} \qquad A = 10 \text{ m}^2 \qquad t_{vm} = 33 \text{ años}$$
$$= 1.00 \times 10^6 \text{ mg}$$

$$X = 100 \text{ m} \qquad t = 90 \text{ dias}$$

Calculando la velocidad media lineal del agua subterránea " V_x " y la dispersión hidrodinámica longitudinal " D_x ":

$$V_x = \frac{Ki}{n} \qquad V_x = 0.86 \text{ m/d} \qquad D_x = a_x V_x \qquad D_x = 6.45 \text{ m}^2/\text{d}$$

Calculando la tasa de decaimiento " λ ":



$$I = \frac{\text{Ln}(2)}{t_{vm}}$$

$$I = 0.02100446 \text{ años}^{-1}$$

$$= 5.7546 \times 10^{-5} \text{ días}^{-1}$$

La ecuación de transporte unidimensional de contaminantes de una fuente instantánea, incluyendo el decaimiento:

$$C(x,t) = \left\{ \frac{M}{\sqrt{4pD_x t}} \exp\left[-\frac{(x-V_x t)^2}{4D_x t}\right] \right\} \exp(-It) \quad [\text{Eq III.18}]$$

Sustituyendo los valores en la ecuación se obtiene la concentración del contaminante buscada:

$$M = m/A = 1.00E+05 \text{ mg/m}^2 \quad \frac{M}{\sqrt{4pD_x t}} = 1170.83 \text{ mg/m}^3 \quad \exp(-It) = 0.994834207$$

$$\left[\frac{(x-V_x t)^2}{4D_x t} \right] = 0.21996555 \quad \longleftrightarrow \quad \exp\left[-\frac{(x-V_x t)^2}{4D_x t}\right] = 0.80254645$$

$$C_{(100,90)} = 934.79 \text{ mg/m}^3$$

$$= 0.935 \text{ mg/L}$$

Nota: En caso de que el contaminante no sea reactivo (no se degrade), $I = 0$ y por lo tanto $\exp(-It) = 1$.

En la figura III.5 se presenta la forma que produce el trazo de los resultados de la ecuación III.18, cuando $x = L$ al final de una columna de suelo.

La diferencia entre la fuente instantánea (puntual) y la fuente continua en los problemas de transporte resulta obvia en un análisis unidimensional.

La fuente continua produce una respuesta o curva de retraso (BreakThrough) la cual inicia con una concentración baja y eventualmente los niveles se apartan de la concentración de entrada inicial C_0 como una función del tiempo. La fuente puntual produce una distribución Gaussiana la cual continúa decreciendo hasta una concentración máxima debido a la expansión con respecto en la dirección del flujo. Para una fuente puntual, la cantidad de masa bajo cada curva es idéntica si el trazador es conservativo.

Caso de modelos de fuente instantánea

Sí un contaminante es inyectado en forma instantánea sobre el espesor total de un acuífero homogéneo bidimensional, éste se moverá en la dirección del flujo y se expandirá con el tiempo. La figura III.7 representa la trayectoria teórica de la



contaminación en varios puntos respecto al tiempo. Un modelo de fuente lineal de Josselin De Jong (1958) considera que el derrame ocurre como una fuente lineal (pozo) de carga verticalmente dentro de un campo de flujo bidimensional (x,y). Si un trazador con concentración C_0 es inyectado sobre una área A en el punto (x_0, y_0) , la concentración en cualquier punto (x, y) en el tiempo t después de la inyección es dada por la ecuación

siguiente. La velocidad lineal media V_x , la dispersión longitudinal D_x , y la dispersión transversal D_y , son consideradas constantes en esta ecuación.

$$C(x, y, t) = \frac{C_0 A}{4pt(D_x D_y)^{1/2}} \exp \left\{ -\frac{((x - x_0) - v_x t)^2}{4D_x t} - \frac{(y - y_0)^2}{4D_y t} \right\} \quad [\text{Ec. III.19}]$$

La ecuación en forma tridimensional desde una fuente puntual fue derivada por Baetsle (1969) y puede ser algunas veces utilizada para representar la liberación repentina de una fuente individual o un depósito en el subsuelo. El modulo de Baetsle da la ecuación siguiente:

$$C(x, y, z, t) = \frac{C_0 V_0}{8(pt)^{3/2} (D_x D_y D_z)^{1/2}} \exp \left[-\frac{(x - vt)^2}{4D_x t} - \frac{y^2}{4D_y t} - \frac{z^2}{4D_z t} - \lambda t \right] \quad [\text{Ec. III.20}]$$

donde:

- C_0 = concentración original
- V_0 = volumen original
- $C_0 V_0$ = es la masa involucrada en el derrame
- D_x, D_y, D_z = son los coeficientes de dispersión hidrodinámica
- V = velocidad del contaminante
- λ = coeficiente de decaimiento de primer orden para una sustancia radioactiva.

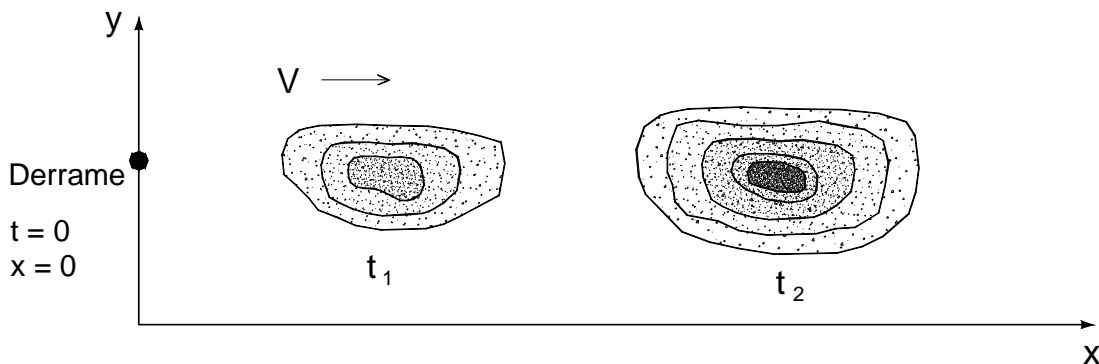


Figura III.7. Vista en planta de fuente puntual instantánea en el tiempo (Dos dimensiones)

Para una sustancia no radioactiva, el término λt es ignorado. Con un derrame de una fuente puntual idealizada tridimensional, la expansión ocurre en la dirección del flujo y la concentración pico ó máxima ocurre en el centro de la pluma Gaussiana donde $y = z = 0$ y $x = Vt$ (figura III.8)



$$C_{\max} = \frac{C_0 V_0 e^{-1t}}{8(pt)^{3/2} (D_x D_y D_z)^{1/2}} \quad [\text{Ec. III.21}]$$

Las dimensiones de la pluma, considerando que ésta originalmente comenzó como una fuente puntual son:

$$s_x = (2D_x t)^{1/2} \quad s_y = (2D_y t)^{1/2} \quad s_z = (2D_z t)^{1/2} \quad [\text{Ec. III.22}]$$

donde:

s = desviación estándar

$3s_x$ $3s_y$ $3s_z$ = representan tres desviaciones estándar separadas de la media dentro de las cuales el 99.7 % de la masa del contaminante esta contenida.

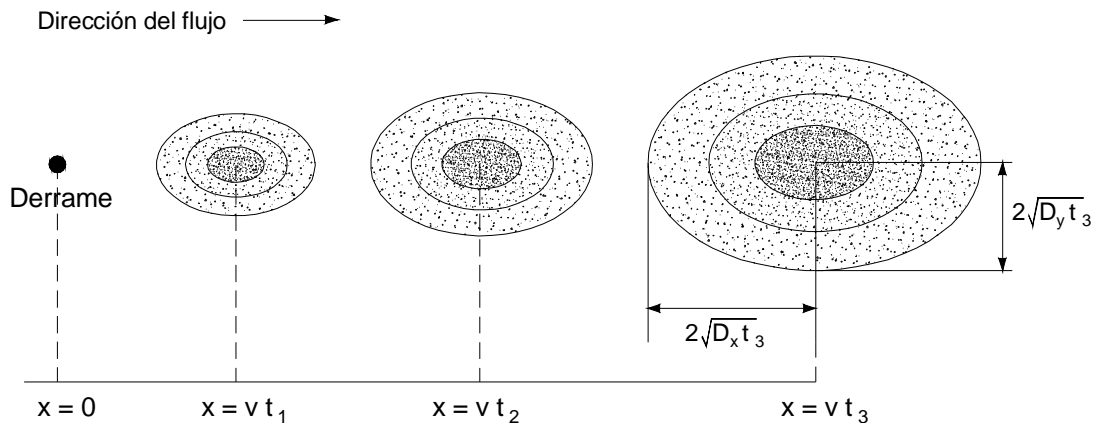


Figura III.8 Vista en planta de pluma desarrollada desde una fuente puntual instantánea en tres diferentes tiempos. Con un derrame de una fuente puntual idealizada tridimensional, la expansión ocurre en la dirección del flujo y la concentración pico ó máxima ocurre en el centro de la pluma Gaussiana donde $y=z=0$ y $x=Vt$.

En seguida se presenta un ejemplo de aplicación:

EJEMPLO III.24 Transporte Bidimensional de Contaminantes de Fuentes Instantáneas (pulsantes).

Un tanque conteniendo cloro a una concentración de 10,000 mg/L accidentalmente lixivia sobre una área de 10 m² dentro de un acuífero. Considerando que el cloro es un trazador completamente conservativo, que $D_x = 1$ m²/d y $D_y = 0.1$ m²/d, y que la velocidad de filtración es 1.0 m/d, calcular:

- el tiempo requerido para que el centro de masa de la pluma alcance un punto a 75 m distante;
- la concentración pico en el punto; y
- las dimensiones "x" y "y" de la pluma en el punto.

Solución.

V_x = velocidad media lineal del flujo subterráneo;



R_k = tasa de adición o remoción de soluto;
 X = distancia recorrida por el trazador;
 t = tiempo;
 C_0 = concentración inicial del contaminante o trazador;
 $C_{m\acute{a}x}$ = concentración máxima del contaminante;
 A = área de la sección transversal por la que se inyecta la masa contaminante;
 D_x, D_y = coeficientes de dispersión en las direcciones "x" y "y" ;
 σ_x, σ_y = dimensiones de la pluma

$$\begin{array}{llll}
 Rt = 1 & x = 75 \text{ m} & V_x = 1 \text{ m/d} & C_0 = 10000 \text{ mg/L} \\
 A = 10 \text{ m}^2 & D_x = 1 \text{ m}^2/\text{d} & D_y = 0.1 \text{ m}^2/\text{d} &
 \end{array}$$

Calculando el tiempo requerido a alcanzar la distancia de 75 m

$$t = \frac{R_t x}{V_x} \qquad t = 75 \text{ días}$$

La concentración pico a los 75 m es :

$$C_{m\acute{a}x} = \frac{C_0 A}{4pt(D_x D_y)^{0.5}} \qquad C_{m\acute{a}x} = 335.53 \text{ mg/L}$$

Las dimensiones de la pluma son:

$$\begin{array}{lll}
 s_x = \sqrt{2D_x t} & s_x = 12.25 \text{ m} & \text{dimensión en "x":} \\
 & & 3s_x = 36.74 \text{ m} \\
 s_y = \sqrt{2D_y t} & s_y = 3.87 \text{ m} & 3s_y = 11.62 \text{ m}
 \end{array}$$

III.6 RETARDACIÓN

Se considera a los solutos en dos clases: conservativo y reactivo. Los solutos conservativos no reaccionan con el suelo y/o con el agua subterránea natural ó sufren decaimiento biológico o radiactivo. El ion cloruro es un buen ejemplo de un soluto conservativo.

Las superficies de los sólidos, sobre todo de las arcillas tienen una carga eléctrica. La carga eléctrica es desbalanceada y puede ser satisfecha por la adsorción de un ión cargado. La adsorción puede ser relativamente débil, causada esencialmente por un proceso físico, por el acarreo de las fuerzas de Van der Waals. Puede ser más fuerte si el químico que los une ocurre entre la superficie y el ión. Las arcillas tienden a adsorber fuerte, debido a que tienen una gran área superficial por unidad de volumen y carga eléctrica significativa en la superficie.



La mayoría de los minerales arcillosos tienen un exceso de desbalance de cargas negativas. Los procesos adsorptivos, por lo tanto, favorecen la adsorción de cationes. Los cationes divalentes son normalmente más fuertemente adsorbidos que los iones monovalentes. En unos sitios existen algunos cargados positivamente, pero no son tan abundantes como los negativos. Además, algunos iones comunes cargados negativamente como el HCO_3^- , SO_4^{2-} , y NO_3^- , son demasiado grandes para ser efectivamente adsorbidos. Los iones de cloruro son más grandes que los cationes comunes.

Los estudios de laboratorio de la adsorción involucran el uso de un suelo específico y ciertos solutos.

De forma aproximada, se preparan lotes de soluciones de las sustancias iónicas en diferentes concentraciones.

Para cada lote se pesa previamente una masa de suelo seco, se mezcla con las porciones moderadas de las soluciones, cada uno con una concentración inicial diferente.

En una segunda aproximación, las cantidades diferentes de adsorbente seco son mezcladas con porciones de la misma solución, cada una con la misma concentración.

Después de que el equilibrio entre el suelo y la solución ha sido determinado, se determina la concentración de equilibrio del soluto en cada lote.

La cantidad adsorbida del soluto por el suelo estará en proporción directa a la actividad química del soluto.

La cantidad adsorbida hacia el suelo puede calcularse como la diferencia entre la masa del soluto en solución antes de la prueba y la solución en equilibrio.

Como resultado de la prueba para cada lote, se sabe que la masa adsorbida por unidad de peso de suelo, X , es una función de la concentración de equilibrio del soluto que permanece en la solución, C .

El trazo de una gráfica de C como una función de X es conocida como una isoterma de adsorción entre las fases líquida y sólida. El término isoterma indica que la relación es a una temperatura constante.

Las características de adsorción se trazan normalmente en papel milimétrico mostrando la masa de adsorción del soluto por unidad de masa del suelo como una función de la concentración del soluto. La figura III.9 muestra una isoterma de adsorción como guía.

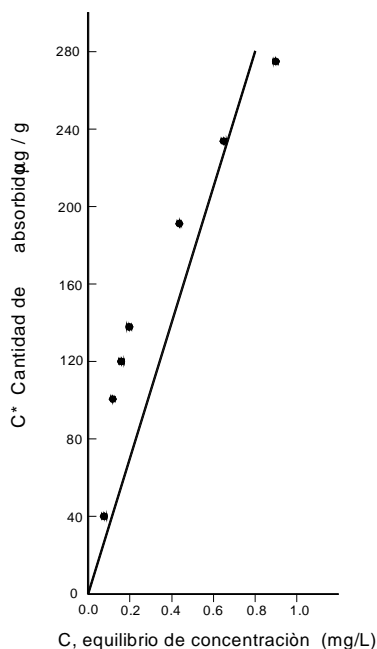


FIGURA III.9 Guía de adsorción de arcilla marga de Cecil con pH 4.5 y a 25° C descritos por la ecuación lineal de Freundlich a través del origen. Fuente: W. R. Roy. I. G. Krapac. S. F.). Chou. & El R. A. Grifo. Adsorción de Batch. Type (o Estimating Oil Attenuation o (Chemicals The Tecnology. II Resource Document. EPN530.SW.87.006. 1987.

Equilibrio Líquido - Vapor

El contaminante en los poros de la zona vadosa tenderá a entrar al líquido, vía disolución o absorción. Las condiciones de equilibrio existen cuando la tasa de contaminante está entrando al líquido es igual a la tasa de contaminante volatilizándose del líquido.

La ley de Henry se utiliza para describir la relación de equilibrio entre la concentración en el líquido y la concentración en el vapor. La ley de Henry se expresa de la forma siguiente:

$$G = H C \quad [\text{Ec. III.23}]$$

donde "C" es la concentración del contaminante en la fase líquida y "G" es la concentración en la fase gaseosa y "H" es la constante de Henry del contaminante.

La constante de Henry de cualquier compuesto dado varía con la temperatura. La constante de Henry es prácticamente la razón de la presión de vapor dividida por la solubilidad, previendo que ambas son medidas a la misma temperatura. Se representa como

$$H = \frac{\text{presión de vapor}}{\text{solubilidad}} \quad [\text{Ec. III.24}]$$



Esta ecuación implica que a mayor presión de vapor la constante de Henry es mayor, además a menor solubilidad (o compuesto menos soluble) la constante de Henry será mayor. Para la mayoría de los compuestos orgánicos, la presión de vapor se incrementa y la solubilidad decrece con la temperatura. En consecuencia, la constante de Henry (H), deberá incrementarse con la temperatura.

Equilibrio Sólido - Líquido

La adsorción es el proceso en el que un componente se mueve de la fase líquida a la fase sólida por el límite de la línea interfacial. La adsorción es causada por interacciones entre tres componentes distintos:

- Adsorbente (ej. Zona vadosa en suelo, matriz de un acuífero, y carbón activado)
- Adsorbato (Ej., el contaminante)
- Solvente (Ej., humedad del suelo y agua subterránea)

En adsorción, el adsorbato está alejado del solvente y tomado por el adsorbente. La adsorción es un mecanismo importante que afecta el destino del contaminante y transporta en un medioambiental.

Isotermas de adsorción

Las isotermas más populares son la isoterma de Langmuir y la isoterma de Freundlich. Los dos se derivaron en los tiempos 1900s. La isoterma de Langmuir tiene una base teórica, mientras la de Freundlich es una relación semiempírica. Para una isoterma de Langmuir la concentración en el suelo aumenta con concentración creciente en el agua subterránea hasta alcanzar una concentración máxima en el suelo (Fig. III.10a). La isoterma de Langmuir puede expresarse como sigue:

$$X = X_{\max} \frac{KC}{1 + KC} \quad [\text{Eq III.25}]$$

donde X es la concentración sorbida, C es la concentración líquida, K es la constante de equilibrio, y X_{\max} es la concentración máxima adsorbida.

Por otro lado, la isoterma de Freundlich puede expresarse en la forma siguiente:

$$X = KC^a \quad [\text{Ec. III.26}]$$

K y a son constantes empíricas (figura III.10b). Estas constantes son diferentes para compuestos diferentes. Para un compuesto dado, los valores serán también diferentes para temperaturas diferentes. Al usar las isotermas, uno debe asegurar que las unidades entre los parámetros y las constantes empíricas sean consistentes.

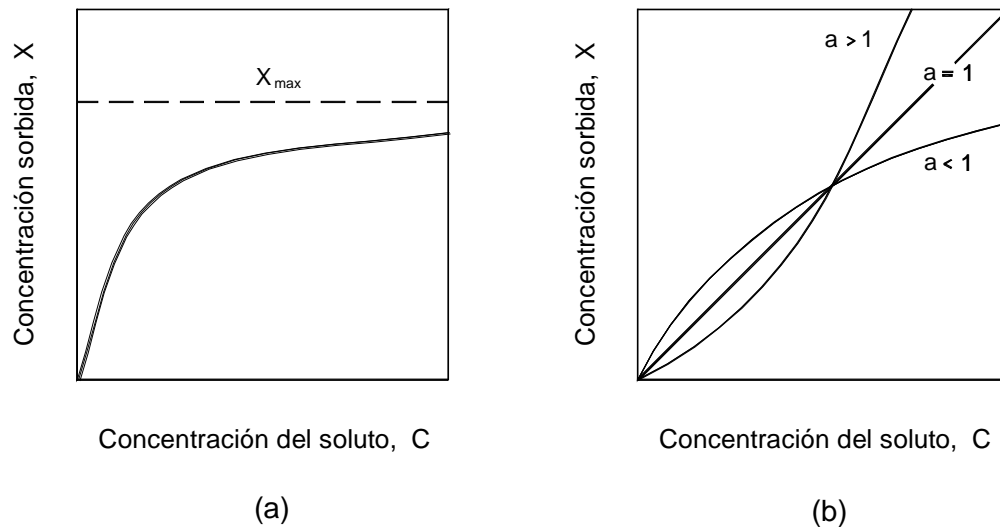
Ambas isotermas son no lineales. Incorporando la no linealidad a la isoterma de Langmuir o isoterma de Freundlich en la ecuación de equilibrio de masa para simular el destino y el transporte del contaminante hará el cálculo de la simulación más difícil o consumirá más tiempo. Afortunadamente, fue encontrado que, en muchas aplicaciones



medioambientales, la forma lineal de la isoterma de Freundlich aplica. Se llama a isoterma de adsorción lineal, $a = 1$, así,

$$X = KC \quad [\text{Ec. III.27}]$$

que simplifica la ecuación de equilibrio de masa en un destino y modelo de transporte.



$$X = X_{\max} \frac{K C}{1 + K C}$$

$K_L =$ *coeficiente de Langmuir*

$$X = K C^a$$

$K_F =$ *coeficiente de Freundlich.*

Figura III.10 Ilustración esquemática de varias isothermas de absorción: (a) Isothermas de Freundlich. Una isoterma lineal es un caso especial por la cual el exponente, a , es igual a la unidad. (b) Una isoterma de Langmuir donde X_{\max} es la máxima capacidad de sorción.

Coeficiente de distribución

Para el sistema suelo-agua, la isoterma de adsorción lineal se escribe a menudo en la forma siguiente:

$$X = K_d C, \quad \text{así}$$

[Ec. III.28]

$$K_d = X / C$$

donde K_d se le conoce como el **coeficiente de distribución** que mide la tendencia de un químico a ser adsorbido por el suelo o sedimento de una fase líquida y se describe cómo la distribución de un compuesto químico (particiones) entre los dos medios de comunicación. La constante de Henry puede verse como el coeficiente de distribución vapor-líquido.



Para un compuesto químico orgánico dado, el coeficiente de distribución no es el mismo para cada suelo. El mecanismo dominante de adsorción orgánica es la unión hidrófoba entre el compuesto y los orgánicos naturales asociados con el suelo. Se encontró que K_d aumenta conforme la fracción de carbono orgánico aumenta en el suelo, así,

$$K_d = f_{co} K_{co} \quad [\text{Ec. III.29}]$$

El coeficiente de distribución de carbono orgánico, K_{co} puede ser considerado como el coeficiente de la distribución para el compuesto orgánico en una fase pura del carbono orgánico hipotética. Como el suelo no contiene el 100% de compuestos orgánicos, el coeficiente de distribución es descontado por el factor, f_{co} . El suelo arcilloso es a menudo asociado con materia orgánica más natural y, así, tiene una adsorción potencial más fuerte para el contaminante orgánico.

K_{co} realmente es un parámetro teórico, y es la pendiente experimentalmente K_d determinado vs. las curvas del f_{co} . El valor de K_{co} para muchos compuestos no está disponible. Mucha investigación se ha dirigido para relacionarlos a las propiedades químicas normalmente más disponibles respecto a su solubilidad en agua (S_w) y el coeficiente de distribución octanol-agua. El coeficiente de distribución octanol-agua es una constante adimensional definida por

$$K_{ow} = \frac{C_{\text{octanol}}}{C_{\text{agua}}} \quad [\text{Ec. III.30}]$$

donde C_{octanol} = la concentración de un compuesto orgánico en octanol y C_{agua} = la concentración del compuesto orgánico en agua.

K_{ow} sirve como un indicador de cómo será una partición de un compuesto orgánico entre una fase orgánica y el agua. El rango de valores de K_{ow} varía ampliamente, de 10^{-3} a 10^7 . Los químicos orgánicos con valores de K_{ow} bajos son hidrófilos (probablemente para quedarse en el agua) y entonces el suelo tiene baja adsorción. Hay muchas ecuaciones de la correlación entre K_{co} y K_{ow} (o solubilidad en agua, S_w) en la literatura. La tabla III.3. lista un resumen de la EPA. Se puede ver que K_{co} aumenta linealmente con K_{ow} o disminuye S_w en una gráfica log-log. (Nota: los Valores de K_{ow} para algunos contaminantes normalmente encontrados se proporcionan en la tabla III.4.) La siguiente simple correlación normalmente también es usada:

$$K_{co} = 0.63K_{ow} \quad [\text{Ec. III.31}]$$

Para estimar la concentración sólida en equilibrio con la concentración líquida (o viceversa), se tiene que determinar el valor del coeficiente de distribución. El siguiente procedimiento puede usarse para determinar el coeficiente de distribución para un sistema suelo-agua:

Paso 1: Encontrar K_{ow} o S_w para el compuesto de importancia (Tabla III.4).

Paso 2: Determinar K_{co} usando las correlaciones en la tabla III.3. o de la Ec. III.31.

Paso 3: Determinar f_{co} del suelo.

Paso 4: Determinar K_d de la Ec. III.29.



Tabla III.4 Propiedades Físicas Comunes en Contaminantes

Compuesto	MW (g/mol)	H (atm/M)	P _{vap} (mmHg)	D (cm ² /s)	Log K _{ow}	Solubilidad (mg/L)	T (°C)
Benceno	78.1	5.55	95.2	0.092	2.13	1780	25
Bromometano	94.9	106		0.108	1.1	900	20
2-Butanon	72	0.0274			0.26	268000	
Disulfato de carbono	76.1	12	260		2.0	2940	20
Clorobenceno	112.6	3.72	11.7	0.076	2.84	488	25
Cloroetano	64.5	14.8			1.54	5740	25
Cloroformo	119.4	3.39	160	0.094	1.97	8000	20
Clorometano	50.5	44			0.95	6450	20
Dibromoclorometano	208.3	2.08			2.09	0.2	
Dibromometano	173.8	0.998				11000	
1,1-Dicloroetano	99.0	4.26	180	0.096	1.80	5500	20
1,2-Dicloroetano	99.0	0.98	61		1.53	8690	20
1,1-Dicloroetileno	96.9	34	600	0.084	1.84	210	25
1,2-Dicloroetileno	96.9	6.6	208		0.48	600	20
1,2-Dicloropropano	113.0	2.31	42		2.00	2700	20
1,3-Dicloropropileno	111.0	3.55	38		1.98	2800	25
Etilbenceno	106.2	6.44	7	0.071	3.15	152	20
Cloruro de Metileno	84.9	2.03	349		1.3	16700	25
Pireno	202.3	0.005			4.88	0.16	26
Stireno	104.1	9.7	5.12	0.075	2.95	300	20
1,1,1,2-Tetracloroetano	167.8	0.381	5	0.077	3.04	200	20
1,1,1,2,2-Tetracloroetano	167.8	0.38			2.39	2900	20
Tetracloroetileno	165.8	25.9		0.077	2.6	150	20
Tetraclorometano	153.8	23			2.64	785	20
Tolueno	92.1	6.7	22	0.083	2.73	515	20
Tribromoetano	252.8	0.552	5.6		2.4	3200	30
1,1,1-Tricloroetano	133.4	14.4	100		2.49	4400	20
1,1,2-Tricloroetano	133.4	1.17	32		2.47	4500	20
Tricloroetileno	131.4	9.1	60		2.38	1100	25
Triclorofluorometano	137.4	58	667	0.083	2.53	1100	25
Cloruro de Vinil	62.5	81.9	2660	0.114	1.38	1.1	25
Xilenos	106.2	5.1	10	0.076	3.0	198	20

Fuente U.S. EPA, CERCLA *Site Dischargess to POTWs Treatability Manual*, EPA 540/2-90-007, Office of Water, U.S. EPA, Washington, DC, 1990.

Fuente LaGrega, M.D., Buckingham, P.L., and Evans, J.C., *Hazardous Waste Management*, McGraw-Hill, Nueva York, 1994.



Tabla III.3 Algunas ecuaciones de la correlación entre K_{co} y K_{ow} .

Ecuación	Base de dato
$\log K_{co} = 0.54(\log K_{ow}) + 1.377$ O	Aromáticos, ácidos y éteres carboxílicos, insecticidas, ureas y "uracils", triazinas, misceláneas.
$\log K_{co} = -0.55(\log S_w) + 3.64$	Aromáticos policíclicos, hidrocarburos clorinados. (PCBs), pesticidas, etanos halogenados y propanos, tetracloroetileno o percloroetileno (PCE), 1,2-diclorobenceno
$\log K_{co} = 1.00(\log K_{ow}) - 0.21$	
$\log K_{co} = -0.56(\log S_w) + 0.93$	

Nota: S_w , es la solubilidad en agua, en mg/L.

Fuente: U.S. EPA, Site Characterization, for Subsurface Remediation, EPA 625/R-91/026, U.S. EPA, Washington, DC, 1991.

Los solutos potenciales en agua subterránea tienen una amplia gama de coeficientes de distribución específicos de suelo-soluto. Debido a las grandes áreas de superficie y a los numerosos sitios de intercambio de iones, las arcillas tendrán valores grandes de K_d para solutos inorgánico específicos. Los cationes son a menudo más fuertemente adsorbidos que los aniones, y los cationes divalentes serán adsorbidos más rápido que aquellas especies monovalentes. Las sustancias como los cloruros tienen débil adsorción ó casi sin atenuación en su paso a través de una arcilla. El sodio se atenúa débilmente; el potasio, amoníaco, magnesio, silicón, y hierro se atenúan moderadamente; y el cadmio, mercurio, y zinc pueden retenerse fuertemente.

Partición Suelo-Agua para Metales y Radionucléidos

El análisis de transporte de metales y radionucléidos en el suelo es más difícil que para componentes químicos orgánicos hidrofóbicos ya que la interacción entre el suelo y la solución acuosa es más difícil de predecir. Los metales en las primeras columnas de la tabla periódica de los elementos químicos existen como cationes en solución en el suelo. Estos incluyen los elementos comunes Na^+ , K^+ , Mg^{++} , y Ca^{++} , como el Ba^{++} (el cual es usado en la producción de manufactura y energía y se encuentra en muchos sitios de residuos peligrosos) y los radionucléidos Sr^{++} , Cs^+ y Ra^{++} . El grado al cual estos componentes químicos se particionan dentro del suelo se determina por capacidad de intercambio de cationes y la presencia de otros cationes que compete para los sitios de intercambio. La capacidad de intercambio catiónico es mayor para suelos con alto contenido de arcilla, especialmente montmorillonita, y materia orgánica. Muchos de los otros metales pueden existir en estados de oxidación múltiple, y a menudo en ligas muy complejas que están presentes en la solución del suelo. Por lo que la movilidad de estos componentes depende del estado de oxidación y la especiación de los metales. Por ejemplo, el cromo es usado en el cromado de metales y se encuentra en muchos sitios de residuos peligrosos. Este existe en dos estados de oxidación: Cr(III) y Cr(VI). El cromo trivalente es fácilmente precipitado y no es muy movable en el subsuelo, mientras que el cromo hexavalente forma complejos estables y es totalmente movable y tóxico.

Aunque las características del transporte de metales y radionucléidos es difícil de predecir, estimaciones de coeficientes de distribución efectivos de suelo-agua son útiles para predecir la relativa movilidad de diferentes especies, y para los cálculos en evaluaciones ambientales. Thibault et al. (1990) realizó una extensiva revisión



bibliográfica para definir los coeficientes de partición suelo sólido/líquido para uso en las evaluaciones ambientales. Ellos estimaron valores de K_d para suelos basados en la textura del suelo, donde los suelos con un contenido mayor de 70% de partículas del tamaño de la arena fueron clasificadas como suelos de arena, aquéllos que contenían más del 35% de partículas de arcilla fueron clasificados como suelos arcillosos, suelos francos tuvieron una igual distribución de partículas de arena, limo y arcilla o conteniendo por arriba del 80% de partículas de limo, y suelos orgánicos conteniendo más del 30% de materia orgánica. Si no existen datos en la literatura para un elemento dado, entonces la razón de concentración suelo-planta fue usada como un indicador de la biodisponibilidad del elemento y un intento a predecir un valor de K_d .

Los valores de la media geométrica fueron reportados para cada tipo de suelo y elemento (ya que los valores de K_d son una distribución log-normal). La tabla III.5 proporciona la media geométrica de los valores de K_d para algunos elementos seleccionados.

Tabla III.5 Resumen de valores de K_d (L/kg) para ciertos elementos seleccionados*

Elemento	Arena	Limo	Arcilla	Mat.Orgánica
Am	1900	9600	8400	112000
C	5	20	1	70
Cd	80	40	560	800
Co	60	1300	550	1000
Cr	70	30	1500	270
Cs	280	4600	1900	270
I	1	5	1	25
Mn	50	750	180	150
Mo	10	125	90	25
Ni	400	300	650	1100
Np	5	25	55	1200
Pb	270	16000	550	22000
Pu	550	1200	5100	1900
Ra	500	36000	9100	2400
Se	150	500	740	1800
Sr	15	20	110	150
Tc	0,1	0,1	1	1
Th	3200	3300	5800	89000
U	35	15	1600	410
Zn	200	1300	2400	1600

* Según Thibault y otros, (1990).

EJEMPLO III.25 Isotermas de adsorción.

Un glacial calcáreo con sedimentos sin arrastre se presenta en el sitio propuesto para una laguna de recarga artificial con aguas residuales (Fetter 1977a). La capacidad de remoción del fósforo del suelo fue determinada por estudios de adsorción de laboratorio.



Se agitaron pesos iguales de tierra en varias concentraciones de fosfato disódico. El suelo ya tenía 0.016 mg de fósforo por gramo adsorbido antes de la prueba, y a esto se le agregó al valor de X adsorbido durante la prueba para determinar X total en equilibrio con la solución. La concentración de equilibrio del soluto es C .

Una gráfica de C/X como una función de C se presenta en la figura III.11 Hay dos segmentos de línea recta, que indican que una esta teniendo un tipo de adsorción en un lugar de baja actividad de fósforo y la otra con otro tipo de adsorción, con una energía más alta, esto ocurre a grandes concentraciones. La pendiente de la línea recta en la

concentración más baja es $\frac{20(\text{mg/L}) (\text{mg/g})}{1 \text{ mg/L}}$ entonces, el recíproco es 0.05 mg de

fósforo por gramo de suelo que es la adsorción máxima (X_{max}). Para las concentraciones más altas, el máximo de adsorción es 0.16 mg de fósforo por gramo de suelo.

EJEMPLO III.26 Concentraciones de equilibrio.

La siguiente tabla muestra la adsorción de cantidades variables de plomo por una arcilla. Las alícuotas de solución eran cada una de 200 mL y la cantidad de adsorbente en cada caso era de 10.18 g. Encontrar el valor de K_d .

Concentración inicial (mg/L)	C Concentración de equilibrio (mg/L)	X Cantidad adsorbida ($\mu\text{g/g}$)
2.07	0.05	40
5.11	0.11	98
6.22	0.16	119
7.28	0.22	139
10.2	0.41	192
12.4	0.65	231
14.6	0.94	268

El valor de X , la cantidad adsorbida, se encuentra restando a la concentración inicial la concentración de equilibrio, multiplicando por el volumen de la solución, y dividiendo entre el peso del adsorbente. En la primera línea de la tabla anterior, el cálculo es:

$$X = \frac{(2.07 \text{ mg/L} - 0.05 \text{ mg/L}) (0.200 \text{ L})}{10.18 \text{ g}} = 0.040 \text{ mg/g} = 40 \text{ m/g}$$

La figura III.11 muestra los valores de la concentración de equilibrio, C , contra la cantidad adsorbida, X , para los datos anteriores. Los datos pueden ser bastante aproximados por una línea recta dibujada a través del origen.

Una prueba estadística llamada de regresión lineal puede ser usada para encontrar la ecuación de la línea recta, que acomode de la mejor manera los datos.



En la ecuación de la línea recta, $y = mx + b$, donde m es la pendiente de la línea y b es la intersección con el eje y , se simplifica a $y = mx$ cuando la intersección pasa por el origen. En la figura III.9 los datos se forzaron para que pasaran través del origen; es decir, b fue puesto en cero. La ecuación para la línea recta en la Figura III.9 es $X = 232C$ desde que la pendiente de la línea dX/dC es 232. El valor de K_d , el coeficiente de distribución, es por lo tanto 232 mL/g.

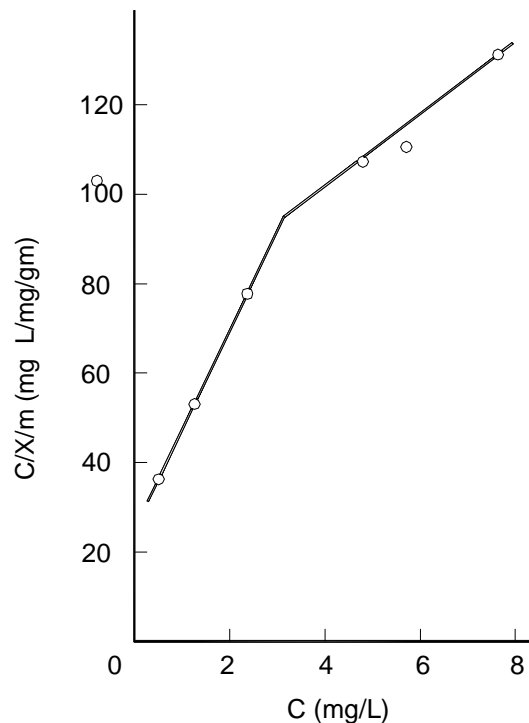


FIGURA III.11. Isoterma de adsorción de Langmuir para el fósforo adsorbido en el glacial calcáreo. (C. W. Fetter).

Los datos del ejemplo y su solución son de W. R. Roy, I. G. Krapac, S. F. J. Chou, y R. A. Griffin, publicados con el título "Los procedimientos de adsorción de suelo, para estimar la atenuación de los químicos en el suelo" Agencia Americana de Protección del Ambiente, Documento Técnico EPA1530-SW-87-006, 1987.

EJEMPLO III.27 Concentraciones de equilibrio sólido-líquido

Un acuífero debajo de un sitio se contamina con tetracloroetileno (PCE). Una muestra del agua subterránea contiene 200 ppb de PCE. Estime la concentración de PCE adsorbida en el material acuífero que contiene 1% de carbono orgánico. Asuma que la adsorción sigue un modelo lineal.

Solución:

a. De la tabla III.4, para PCE



$$\text{Log } K_{ow} = 2.6 \rightarrow K_{ow} = 398$$

b. De la tabla III.3, para PCE, un hidrocarburo tratado con cloro (clorinado)

$$\text{Log } K_{co} = 1.00(\text{Log}K_{ow}) - 0.21 = 2.6 - 0.21 = 2.39$$

$$K_{co} = 245 \text{ mL/g} = 245 \text{ L/kg}$$

o, de la Ec. III.31,

$$K_{co} = 0.63K_{ow} = 0.63(398) = 251 \text{ mL/g} = 251 \text{ L/kg}$$

c. Usando la Ec. III.29 para encontrar K_d

$$K_d = f_{co}K_{co} = (1\%)(251) = 2.51 \text{ mL/g} = 2.51 \text{ L/kg}$$

d. Usando la Ec. III.28 para encontrar X

$$X = K_d C = (2.51 \text{ L/kg})(0.2 \text{ mg/L}) = 0.50 \text{ mg/kg}$$

Comentarios

1. La simple ecuación III.31 de rendimientos para estimar K_{co} es comparable a la ecuación de correlación en la tabla III.3.
2. La mayoría de los libros hablan sobre las unidades de K_d , y las ecuaciones de la correlación aquí no las mencionan. Realmente, K_d tiene unidades de "(volumen de solvente) / (masa de adsorbente)," y es igual a mL/g o L/kg en la mayoría de las ecuaciones de correlación.

Distribución de contaminantes en fases diferentes

La masa total de contaminantes en la zona vadosa es la suma de la masa en cuatro fases. Considerar una pluma de contaminante en la zona vadosa con un volumen, V ,

De la Ec. III.4,

la masa del contaminante en la humedad del suelo =

$$= (V_1)(C) = [Vf_w]C \quad \text{[Eq III.32]}$$

De la Ec. III.1.5,

la masa del contaminante adsorbida por los granos de suelo =

$$= (M_s)(X) = [V(r_b)]X \quad \text{[Eq III.33]}$$



De la Ec. III.6,

la masa del contaminante en el espacio de los poros =

$$= (V_a)(G) = [V(f_a)]G \quad [\text{Ec. III.34}]$$

donde f_w es el contenido volumétrico de agua y f_a es la porosidad de aire (porosidad total, $\phi = f_w + f_a$). La masa total del contaminante, M_t que se presenta en la pluma es la suma de los tres resultados anteriores y el producto libre. Así,

$$M_t = V(f_w)C + V(r_b)X + V(f_a)G + \text{producto libre} \quad [\text{Ec. III.35}]$$

La masa de producto libre simplemente es el volumen del producto libre multiplicado por su densidad de masa. Si ningún producto libre está presente, la Ec. III.35 puede simplificarse a

$$M_t = V(f_w)C + V(r_b)X + V(f_a)G \quad [\text{Eq III.36}]$$

Si el sistema está en equilibrio y la ley de Henry y de adsorción lineal aplica, la concentración en una fase puede ser representada por la concentración en otra fase multiplicada por un factor. Existen las siguientes relaciones:

$$G = HC = H\left(\frac{X}{K_d}\right) = \left(\frac{H}{K_d}\right)X \quad [\text{Eq III.37}]$$

$$C = \left(\frac{X}{K_d}\right) = \left(\frac{G}{H}\right) \quad [\text{Eq III.38}]$$

$$X = K_d C = K_d \left(\frac{G}{H}\right) = \left(\frac{K_d}{H}\right)G \quad [\text{Eq III.39}]$$

Combinando las relaciones anteriores y la Ec. III.36, pueden reestructurarse como sigue:

$$\begin{aligned} \frac{M_t}{V} &= [(f_w) + (r_b)K_d + (f_a)H]C \\ &= \left[\frac{(f_w)}{H} + \frac{(r_b)K_d}{H} + (f_a) \right]G \end{aligned} \quad [\text{Eq III.40}]$$



$$= \left[\frac{(f_w)}{K_d} + r_b + (f_a) \frac{H}{K_d} \right] X$$

donde M_t/V puede verse como la concentración media de la masa de la pluma. La masa total de contaminantes en una pluma puede ser determinada rápidamente multiplicando (M_t/V) , si se conoce, con el volumen total de la pluma. La ecuación III.40 puede ser usada para estimar la masa total del contaminante en la zona vadosa, si la media concentración líquida, concentración de suelo, o la concentración de vapor es conocida, cuando ningún producto libre está presente.

Para una pluma de agua subterránea disuelta ($f_a = 0$ y $f_w = f$), la Ec. III.40 puede modificarse como sigue

$$\begin{aligned} \frac{M_t}{V} &= [f + (r_b)K_d]C \\ &= \left[\frac{f}{K_d} + r_b \right] X \end{aligned} \quad \text{[Ec. III.41]}$$

Para usar las ecuaciones en esta subdivisión, se sugieren las siguientes unidades: V (en litros), G (mg/L), C (mg/L), X (mg/kg), M_t (mg), ρ_b (kg/L), K_d (L/kg), y ϕ , ϕ_w , ϕ_a y H (adimensional).

EJEMPLO III.28 Partición de Masa entre el sólido y la fase líquida

Un acuífero debajo de un sitio se contamina con tetracloroetileno (PCE). La porosidad acuífera es 0.4, y la densidad de volumen del material acuífero es 1.8 g / cm^3 . Una muestra de agua subterránea contiene 200 ppb de PCE.

Asumiendo que la adsorción sigue un modelo lineal, estimar:

- La concentración de PCE adsorbida en el material acuífero que contiene 1% por peso de carbono orgánico
- La distribución de PCE en las dos fases, es decir, la fase disuelta y adsorbida hacia la fase sólida.

Solución:

- La concentración de PCE adsorbido hacia el sólido ha sido determinada en el Ejemplo III.27 resultando 0.50 mg/kg .
- Base: 1-L de formación acuífera.



La masa de PCE en la fase líquida:

$$(C)(V)(f) = (0.2)(1)(0.4) = 0.08 \text{ mg}$$

La masa de PCE adsorbida en el sólido:

$$(X)(V)(r_b) = (0.5)(1)(1.8) = 0.9 \text{ mg}$$

Masa total de PCE:

$$\text{la masa en el líquido} + \text{la masa en el sólido} = 0.08 + 0.9 = 0.98 \text{ mg}$$

$$\text{El porcentaje de PCE total de masa en la fase acuosa} = 0.08/0.98 = 8.2\%$$

Comentarios.

La mayoría del PCE, 91.8%, en el acuífero contaminado es adsorbido en el material acuífero. Esto explica parcialmente por qué un acuífero toma un largo tiempo limpiando al usar el método de Bombeo-Tratamiento.

EJEMPLO III.29 Partición de Masa entre el líquido y la fase sólida

Una fuga de agua contiene 500 mg/L de sólidos suspendidos. La fracción orgánica de los sólidos es 1% en el suelo. La concentración del benceno de la fuga de agua filtrada se determinó siendo 5 mg/L. El K_{co} de benceno es 83 mL / g. Determinar

- La concentración de benceno en los sólidos suspendidos.
- El porcentaje de masa del benceno total en la fase disuelta de la fuga de agua infiltrada.

Solución:

- Usando la Eq III.29 para encontrar K_d .

$$K_d = f_{co} K_{co} = (1\%)(83) = 0.83 \text{ mL} / \text{g} = 0.83 \text{ L} / \text{kg}$$

Usando la Ec. III.28 para encontrar X.

$$X = K_d C = (0.83 \text{ L} / \text{kg})(5 \text{ mg} / \text{L}) = 4.15 \text{ mg} / \text{kg}$$

- Base: 1-L de solución.

La masa del benceno en la fase líquida:

$$(C)(V) = (5)(1) = 5 \text{ mg}$$

La masa del benceno adsorbida en el sólido:



$$\begin{aligned} & (X)(V)(\text{concentración sólida suspendida}) \\ &= (4.15 \text{ mg/kg})(1 \text{ L})[(500 \text{ mg/L})(1 \text{ kg}/1,000,000 \text{ mg})] \\ &= 2.075 \times 10^{-3} \text{ mg} \end{aligned}$$

Masa total de benceno:

$$\text{masa en líquido} + \text{masa en el sólido} = 5 + 2.075 \times 10^{-3} = 5.0021 \text{ mg}$$

El porcentaje de masa del benceno total en la fase acuosa = $5/5.0021 = 99.96\%$

Comentarios

Casi todo el benceno, 99.96% está en la fase disuelta porque sólo una cantidad pequeña de sólidos está presente.

EJEMPLO III.30 Solubilidad en agua.

El hexaclorobenceno (HCB) es uno de los diez contaminantes que son monitoreados por la Comisión Internacional de Investigación de los Grandes Lagos. El hexaclorobenceno tiene un $\log(K_{ow})$ de 5.5, en tanto que el benceno tiene un $\log(K_{ow})$ de 2.1. ¿Cuál de los compuestos es el más soluble en agua? ¿Por qué?

Solución

Como:

$$\log(K_{ow})_{\text{HCB}} = 5.5 > \log(K_{ow})_{\text{benceno}} = 2.1$$

Por lo tanto, esto quiere decir que el hexaclorobenceno es más hidrofóbico que el benceno, esto quiere decir que el hexaclorobenceno es menos soluble en agua comparado con el benceno.

El benceno es más soluble en el agua que el hexaclorobenceno.

EJEMPLO III.31 Concentración de equilibrio de antraceno.

Los sedimentos de un puerto se han contaminado con antraceno, y la porción sólida de los mismos está en equilibrio con el agua de los poros. Si el contenido de carbono orgánico de los sedimentos es 5% y la concentración de antraceno del sedimento sólido es 50 g/kg de sedimento, ¿Cuál es la concentración de antraceno en equilibrio con el agua de los poros?

Solución

$$K_{co} = 12,952.39 \text{ cm}^3/\text{g de CO}$$

$$f_{co} = 0.05 \text{ g CO/g sedimento}$$

Se estima que el $\log K_{co}$ del antraceno es 4.11 cm^3/g de carbono orgánico. Un contenido de carbono orgánico (CO) de 5% significa que $f_{co} = 0.05$.



Por lo tanto, empleando la siguiente ecuación se obtiene el coeficiente de separación específico del sedimento "K":

$$\frac{K}{f_{co}} = K_{co} \quad K = 647.62 \text{ cm}^3/\text{g sedimento} = \text{ml/g sedimento}$$
$$= 0.648 \text{ L/g sedimento}$$

la concentración de equilibrio de la fase acuosa, C, se deriva de la expresión de equilibrio dada en la ecuación siguiente:

$$C = \frac{q}{K} \quad q = 50 \text{ } \mu\text{g/kg sedimento}$$
$$0.05 \text{ } \mu\text{g/g sedimento}$$
$$\mathbf{C = 0.077 \text{ mg/L}}$$

Comentarios:

Notar que la concentración del antraceno en la fase acuosa es relativamente baja en comparación con la de la fase del sedimento (50 ppb en los sedimentos y 0.077 ppb en el agua de los poros). Lo anterior se debe a que el antraceno es hidrofóbico ("le tiene horror al agua").

La solubilidad en el agua es baja (y la K_{ow} es alta), así que tiende a concentrarse en la fase sólida, así mismo la fase sólida es alta en contenido de carbono orgánico.

Un acuífero de arena-grava podría tener un contenido de 0.1 % o menos de carbono orgánico (f_{co} menor que o igual a 0.001); por lo tanto una menor cantidad del antraceno se separaría de la fase acuosa a la sólida.

EJEMPLO III.32 Determinar la velocidad de Darcy y la velocidad de filtración

Hay derrame de una sustancia inerte (conservativa) en el subsuelo. El derrame se infiltra en la zona no saturada y rápidamente alcanza el nivel freático del acuífero subyacente. El acuífero consiste principalmente en arena y grava con una conductividad hidráulica de 2500 gpd / pies² y una porosidad efectiva de 0.35. El nivel de agua en un pozo vecino al derrame tiene una altitud de 560 pies, y el nivel en otro pozo a una milla en dirección pendiente abajo tiene una altitud de 550 pies. Determinar

- La velocidad de Darcy del agua subterránea.
- La velocidad de filtración del agua subterránea.
- La velocidad de migración de la pluma.
- Cuánto tiempo le tomará a la pluma alcanzar al pozo que se encuentra aguas abajo.



Solución:

a. Primero se tiene que determinar la pendiente del acuífero:

$$i = dh/dl = (560 - 550)/5280 = 1.89 \times 10^{-3} \text{ pies/pies}$$

Velocidad de Darcy = Ki

$$\left[\left(2500 \frac{\text{gpd}}{\text{pies}^2} \right) \left(0.134 \frac{\text{pies}/d}{\text{gpd}/\text{pies}^2} \right) \right] \left(1.89 \times 10^{-3} \frac{\text{pies}}{\text{pies}} \right) = 0.63 \text{ pies}/d$$

b. Velocidad de filtración = v/f

$$0.63/0.35 = 1.81 \text{ pies}/d$$

c. El contaminante es inerte y significa que no reaccionará con el acuífero. (El cloruro de sodio es un buen ejemplo de una sustancia inerte y se usa a menudo como un trazador en un estudio de un acuífero.) Por consiguiente, la velocidad de migración de la pluma para este caso es igual que la velocidad de la filtración, 1.81 pies / d.

d. Tiempo = distancia / velocidad

$$5280 \text{ pies} / (1.81 \text{ pies} / d) = 2912 \text{ días} = 8.0 \text{ años}$$

Comentarios

1. El factor de conversión, $1 \text{ gpd} / \text{pies}^2 = 0.134 \text{ pies} / d$, usado en (a) es de la Tabla III.6.
2. La velocidad de migración de la pluma calculada debe considerarse como una estimación gruesa. Muchos factores, como la dispersión hidrodinámica, no son considerados en esta ecuación. La dispersión puede causar paquetes de agua expandiéndose transversalmente en la mayor dirección del flujo del agua subterránea y en movimiento longitudinal, aguas abajo a una rapidez mayor. La dispersión es causada por un inter-mezclado de partículas de agua debido a las diferencias en velocidad intersticial inducida por los tamaños del poro heterogéneos y la tortuosidad.
3. Además, la migración de la mayoría de los componentes químicos será retardada por interacciones con la formación geológica, sobre todo con arcillas, suelo-materia orgánica, y óxidos de metal y hidróxidos.

Tabla III.6 Factores de Conversión más Comunes para la Conductividad Hidráulica

m/d	cm/s	pies/dia	gpd/pies ²
1	1.16×10^{-3}	3.28	2.45×10^1
8.64×10^2	1	2.83×10^3	2.12×10^4
3.05×10^{-1}	3.53×10^{-4}	1	7.48
4.1×10^{-2}	4.73×10^{-5}	1.34×10^{-1}	1



Determinación de la pendiente y dirección del flujo del agua subterránea.

Un buen conocimiento del gradiente y dirección de flujo del agua subterránea es importante para la remediación del agua subterránea. La pendiente y la dirección del flujo tienen grandes impactos en la selección del esquema de remediación para controlar la migración de la pluma, como en la situación de los pozos de bombeo y la tasa de extracción del agua subterránea, etc.

Pueden hacerse estimaciones de la pendiente y dirección de flujo del agua subterránea con un mínimo de tres elevaciones del agua subterránea. El procedimiento general se describe abajo y se pone un ejemplo.

- Paso 1: Localizar los tres puntos inspeccionados que se unen entre sí forman una figura triangular en un mapa a escala.
- Paso 2: Conectar los tres puntos y marque sus elevaciones del nivel freático en el mapa.
- Paso 3: Subdividir cada lado del triángulo en varios segmentos de igual tamaño, (cada segmento representa un incremento de elevación).
- Paso 4: Conectar los puntos de valores iguales de elevación (líneas equipotenciales), entonces, se forman los contornos del agua subterránea.
- Paso 5: Dibujar una línea que atraviesa y es perpendicular a cada una de las líneas equipotenciales. Esta línea marca la dirección del flujo.
- Paso 6: Calcular la pendiente del agua subterránea de la fórmula, $i = dh/dl$.

EJEMPLO III.33 Estime la pendiente y dirección de flujo del agua subterránea de las tres elevaciones de agua subterránea.

Se instalaron tres pozos de agua subterránea en un sitio contaminado. Las elevaciones de agua subterránea fueron determinadas en un reciente estudio de estos pozos y los valores se marcaron en un mapa. Estime la pendiente del flujo y dirección del flujo del agua subterránea en el acuífero subyacente.

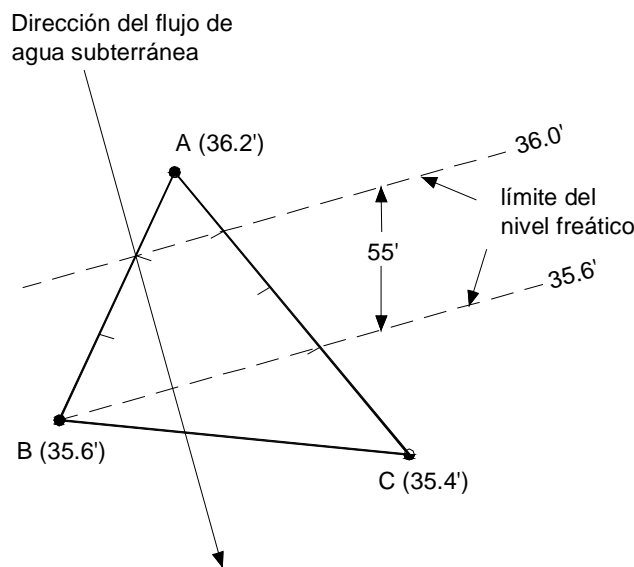


Figura III.12. Determinación del gradiente y dirección del agua subterránea.



Solución:

- Las elevaciones de agua (36.2 pies, 35.6 pies, y 35.4 pies) medidas en los tres pozos y marcados en el mapa.
- Estos tres puntos son conectados por líneas rectas para formar un triángulo.
- Subdivide cada lado del triángulo en varios segmentos de igual intervalos. Por ejemplo, subdivide la línea que une al punto A (36.2 pies) y al punto B (35.6 pies) en tres intervalos. Cada intervalo representa 0.2 pies que es el incremento en elevación.
- Conecte los puntos de valores de igual elevación (línea equipotencial), entonces se forman los contornos del agua subterránea. Conectando las elevaciones de 36.0 pies y 35.6 pies para formar dos líneas de contorno.
- Dibuje una línea que atraviesa y es perpendicular a cada línea equipotencial y marcar la dirección del flujo de agua subterránea.
- Midiendo la distancia entre dos líneas del contorno, 55 pies en este ejemplo. Calcule la pendiente del agua subterránea de la fórmula, $i = dh/dl$:

$$i = (36.0 - 35.6)/(55) = 0.0073$$

Comentarios

Las elevaciones del agua subterránea, sobre todo el nivel freático de los acuíferos, pueden cambiar con tiempo. Por consiguiente, la pendiente y dirección del flujo de agua subterránea, cambiarían. Los estudios periódicos de la elevación del agua subterránea pueden ser necesarios si la fluctuación del nivel freático es sospechosa. Los bombeos fuera del sitio, cambio estacional, y recarga son algunas de las razones que pueden causar la fluctuación de la elevación del nivel freático.

Velocidad de migración de la pluma disuelta

El coeficiente de difusión molecular para el contaminante diluido en soluciones acuosas es muchísimo más pequeño que en gases a presión atmosférica, normalmente en el rango de 0.5 a $2 \times 10^{-5} \text{ cm}^2/\text{s}$ a 25°C (comparado con valores típicos de 0.05 a $0.5 \text{ cm}^2/\text{s}$ para la difusión en la fase gaseosa, como se muestra en la Tabla III.4). En la tabla III.7 se muestran valores de coeficientes de difusión moleculares de compuestos seleccionados.

El coeficiente de difusión de un contaminante en agua puede ser estimado usando el método Wilke-Chang.

$$D_o = \frac{5.06 \times 10^{-7} T}{m_w V^{0.6}} \quad [\text{Ec. III.42}]$$

donde D_o = el coeficiente de difusión, en cm^2/s , T = la temperatura en grados Kelvin [K], μ_w = la viscosidad dinámica del agua, en cp (vea Tabla III.8), y V = el volumen molar del soluto a su punto de ebullición normal, en $\text{cm}^3/\text{g mol}$.



Tabla III.7 Valores de Coeficientes de Difusión Compuestos Seleccionados en el Agua

Compuesto	Temperatura (°C)	Coeficiente de difusión (cm ² /s)
Acetona	25	1.16 x 10 ⁻⁵
Acetonitrilo	15	1.26 x 10 ⁻⁵
Benceno	20	1.02 x 10 ⁻⁵
Acido benzóico	25	1.00 x 10 ⁻⁵
Butanol	15	0.77 x 10 ⁻⁵
Glicol Etileno	25	1.16 x 10 ⁻⁵
Propanol	15	0.87 x 10 ⁻⁵

Adaptado de Sherwood, T. K., Pigford, R. L., y Wilke, C. R., *Mass Transfer*, McGraw-Hill, Nueva York, 1975.

Tabla III.8 Propiedades físicas del agua a una atmósfera

Temperatura (°C)	densidad (g/cm ³)	Viscosidad (cp)
0	0.999842	1.787
3.98	1000000	1.567
5	0.999967	1.519
10	0.999703	1.307
15	0.999103	1.139
20	0.998207	1.002
25	0.997048	0.890
30	0.995650	0.798
40	0.992219	0.653

EJEMPLO III.34 Importancia relativa de la difusión molecular y dispersión hidráulica

Benceno de un tanque de almacenamiento subterráneo se fuga goteando hacia un acuífero subyacente. La conductividad hidráulica del acuífero es 500 gpd / pies² y tiene una porosidad de 0.4. La temperatura del agua subterránea es 20°C. La dispersividad es de 2 m. Estime la importancia relativa entre la dispersión hidráulica y la difusión molecular por la dispersión de la pluma del benceno en los siguientes dos casos:

1. Con pendiente hidráulica = 0.01
2. Con pendiente hidráulica = 0.0005

Solución:

a. La conductividad hidráulica del acuífero = 500 gpd/pies² = (500) (4.73x10⁻⁵) = 0.024 cm/s (Usar el factor de conversión de la Tabla III.6).

$$v_s = \frac{(0.024)(0.01)}{0.4} = 6 \times 10^{-4} \text{ cm/s}$$



El coeficiente de difusión molecular del benceno (a 20°C) = $1.02 \times 10^{-5} \text{ cm}^2 / \text{s}$ (Tabla III.7). De la siguiente Ec. III.43,

$$D = D_d + D_h \quad [\text{Eq III.43}]$$

Pero, el coeficiente de difusión molecular efectivo puede obtenerse asumiendo $\xi = 0.65$:

$$D_d = \xi (D_o) = (0.65)(1.02 \times 10^{-5}) = 0.66 \times 10^{-5} \text{ cm}^2/\text{s}$$

El coeficiente de dispersión hidráulico puede determinarse entonces asumiendo un $\alpha = 2 \text{ m}$:

$$D_h = \alpha(v) = (200 \text{ cm})(6 \times 10^{-4} \text{ cm/s}) = 12,000 \times 10^{-5} \text{ cm}^2/\text{s}$$

El coeficiente de dispersión hidráulica es mucho más grande que el coeficiente de difusión. Por consiguiente, la dispersión hidráulica será el mecanismo dominante para la dispersión del contaminante.

- b. Para una pendiente más pequeña, el agua subterránea se moverá más despacio, y el coeficiente de dispersión será proporcionalmente más pequeño. El coeficiente de difusión molecular efectivo será igual que $0.66 \times 10^{-5} \text{ cm}^2 / \text{s}$. para una pendiente = 0.0005:

$$v_s = \frac{(0.024)(0.0005)}{0.4} = 3.0 \times 10^{-5} \text{ cm/s}$$

El coeficiente de dispersión hidráulica puede determinarse entonces como:

$$D_h = \alpha(v) = (200 \text{ cm})(3.0 \times 10^{-5} \text{ cm/s}) = 600 \times 10^{-5} \text{ cm}^2/\text{s}$$

El coeficiente de dispersión hidráulica aún es mucho más grande que el coeficiente de difusión con esta pendiente (0.0005).

Comentarios

En el segundo caso, el movimiento del agua subterránea es muy lento en $3.0 \times 10^{-5} \text{ cm} / \text{s}$ (ó 31 pies / año); la dispersión hidráulica todavía es el mecanismo dominante (para una dispersividad = 2 m). El coeficiente de difusión sólo será más importante si la proporción de flujo y/o la dispersividad es más pequeña. No obstante, se considera que la difusión molecular es un fenómeno común provocando que la pluma normalmente se extienda ligeramente aguas arriba del punto de descarga.

Factor de retardación para la migración en agua subterránea

Los procesos físico, químico, y biológicos en el subsuelo que pueden afectar el destino y el transporte de los contaminantes incluyen (1) la degradación biótica, (2) la degradación abiótica, (3) la disolución, (4) la ionización, (5) la volatilización, y (6) la adsorción. Para el transporte de la pluma disuelta en agua subterránea, la adsorción de contaminantes es probablemente el mecanismo más importante y estudiado para el inventario de contaminantes de agua subterránea. Si la adsorción es el mecanismo principal de remoción en el subsuelo, entonces el término de la reacción en la ecuación



puede ser escrito como $(r_b/n) \partial X / \partial t$,

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v \frac{\partial C}{\partial x} \pm RXNs \quad [\text{Ec. III.44}]$$

donde C es la concentración del contaminante, D es el coeficiente de dispersión, v es la velocidad de flujo, t es el tiempo, RXNs representa las reacciones, ρ_b es la densidad de volumen seco de suelo (o de la matriz acuífera), n es la porosidad, y X es la concentración del contaminante en el suelo.

Esta ecuación III.44 es una ecuación general y es aplicable para describir el destino y transporte de contaminantes en la zona vadosa o en el agua subterránea.

El término izquierdo de la ecuación III.44 describe el cambio en la concentración del contaminante contenido en el agua dentro del volumen del acuífero o de la zona vadosa. El primer término del lado derecho describe el flujo dispersivo neto entrando y saliendo de un volumen del acuífero o de la zona vadosa. El segundo término del lado derecho describe el flujo advectivo neto del contaminante, y el último término representa la cantidad del contaminante que puede ser agregado o perdido del agua por algunas reacciones físicas, químicas o biológicas.

Cuando la concentración del contaminante es baja, una isoterma de adsorción lineal es normalmente válida. Asuma una isoterma de adsorción lineal (por ej., $X = K_d C$), así

$$\frac{\partial X}{\partial t} = K_d \frac{\partial C}{\partial t} \quad [\text{Ec. III.45}]$$

La siguiente relación puede ser derivada:

$$\frac{\partial X}{\partial t} = \left(\frac{\partial X}{\partial C} \right) \left(\frac{\partial C}{\partial t} \right) = K_d \frac{\partial C}{\partial t} \quad [\text{Ec. III.46}]$$

Sustituyendo la Ec. III.46 en la Ec. III.44 y reestructurando la ecuación

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \left(\frac{r_b}{n} \right) K_d \frac{\partial C}{\partial t} = \left(1 + \frac{r_b K_d}{n} \right) \frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v \frac{\partial C}{\partial x} \quad [\text{Ec. III.47}]$$

Dividiendo ambos lados entre $(1 + \rho_b K_d / n)$, la Ec. III.47 puede simplificarse en la forma siguiente:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{D}{R} \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - \frac{v}{R} \frac{\partial C}{\partial x} \quad [\text{Ec. III.48}]$$



donde

$$R = 1 + \frac{r_b K_d}{n} \quad [\text{Ec. III.49}]$$

El parámetro, R , se llama factor de retardación (adimensional) y tiene un valor ≥ 1 . La Ec. III.49 es esencialmente la misma que la Ec. III.44 excepto que el término de la reacción en la Ec. III.44 se toma con cuidado para R de la Ec. III.49. El factor de retardación reduce el impacto de dispersión y velocidad de migración por un factor de R . (Todas las soluciones matemáticas que se usan para resolver el transporte de trazadores inertes pueden usarse para el transporte de contaminantes si la velocidad del agua subterránea y el coeficiente de dispersión son dividido por el factor de retraso.) De la definición de R , se puede decir que R es una función de ρ_b , n , y K_d . Para un acuífero dado, ρ_b y n serían las mismas para contaminantes diferentes. Por consiguiente, a mayor coeficiente de distribución, mayor será el factor de retardación.

Como resultado de los procesos de advección, dispersión, difusión, y retardación, hay un modelo de distribución del soluto de como se mueve desde la fuente de contaminación. Si la fuente de contaminación contiene varios solutos, entonces cada uno tendrá una retardación específica con un K_d para cada soluto y habrá varios frentes del soluto. La pluma resultante puede ser muy compleja. La figura III.13 muestra las proporciones relativas de movimiento para el agua y varios compuestos orgánicos de diferentes clases de movilidad. El movimiento es a través de un terreno glacial con baja permeabilidad, con aproximadamente 0.5% de carbono orgánico en el suelo. Las curvas se obtuvieron de la ecuación de transporte del soluto uni-dimensional y se resolvieron en una computadora. (Fetter 1994).

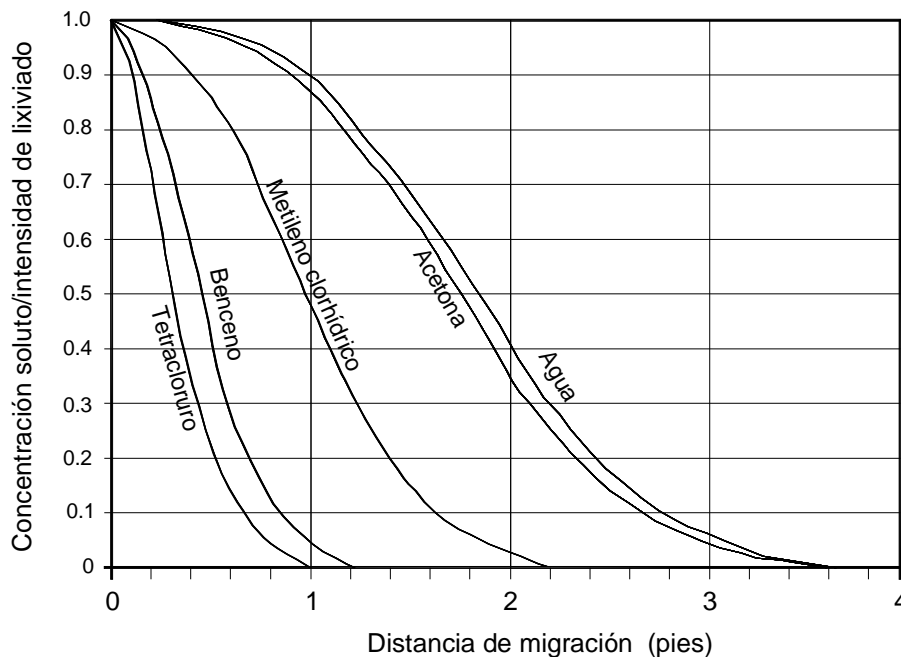


Figura III.13. Migración vertical, en pies por 100 años, de varios compuestos orgánicos sintéticos a través de un suelo con una conductividad hidráulica de 1.6×10^{-8} cm/s, gradiente hidráulico de 0.222, densidad específica de 2.00 g/cm^3 , la densidad de la partícula de 2.65, porosidad efectiva de 0.22, y el volumen del carbono orgánico de 0.5%.



EJEMPLO III.35 Velocidad relativa del frente de un soluto.

Calcular la velocidad relativa del frente del soluto de un sistema soluto-suelo con un coeficiente de distribución de 10 mL/g, un valor de ρ_b de 1.75 g/cm³ y θ de 0.20;

Solución:

- v_x velocidad lineal media del agua subterránea
- v_c velocidad del frente del soluto
- R factor de retardación
- ρ_b densidad de masa del suelo seco
- θ contenido de humedad volumétrico del suelo
- K_d coeficiente de distribución para el soluto con el suelo

$$v_c = \frac{v_x}{R}$$

$$R = 1 + \left(\frac{\rho_b}{\theta} \right) (K_d)$$

$$= \frac{v_x}{1 + \left(\frac{1.75 \text{ g/cm}^3}{0.20} \right) \left(10 \frac{\text{mL}}{\text{g}} \right) \left(\frac{1 \text{ cm}^3}{1 \text{ mL}} \right)}$$

$$= \frac{v_x}{88.5}$$

$$= 0.011 v_x$$

EJEMPLO III.36 Determinación del factor de retardación

El agua subterránea debajo de un depósito de relleno sanitario esta contaminado por lixiviados que contienen benceno, 1,2-dicloroetano (DCA), y pireno.

Estime el factor de retardación, con los siguientes datos de la valoración del sitio:

Porosidad acuífera = 0.40

Densidad de volumen de materiales acuíferos = 1.8 g / cm³

Fracción de carbono orgánico de materiales acuíferos = 0.015

$K_{co} = 0.63 K_{ow}$

Solución:

a. De la Tabla III.4,

$$\text{Log}(K_{ow}) = 2.13 \text{ para benceno} \rightarrow K_{ow} = 135$$



$$\text{Log}(K_{ow}) = 1.53 \text{ para } 1,2\text{-DCA} \rightarrow K_{ow} = 34$$

$$\text{Log}(K_{ow}) = 4.88 \text{ para pireno} \rightarrow K_{ow} = 75,900$$

b. Usando la relación dada, $K_{co} = 0.63K_{ow}$ se obtiene:

$$K_{co} = (0.63)(135) = 85 \text{ (para el benceno)}$$

$$K_{co} = (0.63)(34) = 22 \text{ (para 1,2-DCA)}$$

$$K_{co} = (0.63)(75,900) = 47,800 \text{ (para el pireno)}$$

c. Usando la Ec. III.29, $K_d = f_{co}K_{co}$ y $f_{co} = 0.015$ se obtiene:

$$K_d = (0.015)(85) = 1.275 \text{ (para el benceno)}$$

$$K_d = (0.015)(22) = 0.32 \text{ (para 1,2-DCA)}$$

$$K_d = (0.015)(47,800) = 717 \text{ (para el pireno)}$$

d. Usando la Ec. III.49 para encontrar el factor del retardación

$$R = 1 + \frac{r_b K_d}{n} = 1 + \frac{(1.8)(1.275)}{0.4} = 6.74 \text{ para el benceno}$$

$$R = 1 + \frac{r_b K_d}{n} = 1 + \frac{(1.8)(0.32)}{0.4} = 2.44 \text{ para 1,2-DCA}$$

$$R = 1 + \frac{r_b K_d}{n} = 1 + \frac{(1.8)(717)}{0.4} = 3227 \text{ para el pireno}$$

Comentarios

El pireno es muy hidrófobo y su factor de retardación es mucho más alto que el del benceno o 1,2-DCA.

Migración de la pluma disuelta

El factor de retardación relaciona la velocidad de migración de la pluma con la velocidad de filtración del agua subterránea:



$$R = \frac{V_s}{V_p} \text{ o } V_p = \frac{V_s}{R} \quad [\text{Eq III.50}]$$

donde V_s es la velocidad de filtración del agua subterránea y V_p es la velocidad de la pluma disuelta. Cuando el valor de R es igual a la unidad (para compuestos inertes), el compuesto se moverá a la misma velocidad que el flujo del agua subterránea sin ninguna "retardación"; cuando $R = 2$, por ejemplo, el contaminante, se moverá a la mitad de la velocidad del flujo del agua subterránea.

La figura III.14 muestra el impacto de la retardación en el movimiento de un frente del soluto comparado con especies que no tienen retraso. Puede verse que el efecto de la retardación causa que el frente del soluto avance más despacio.

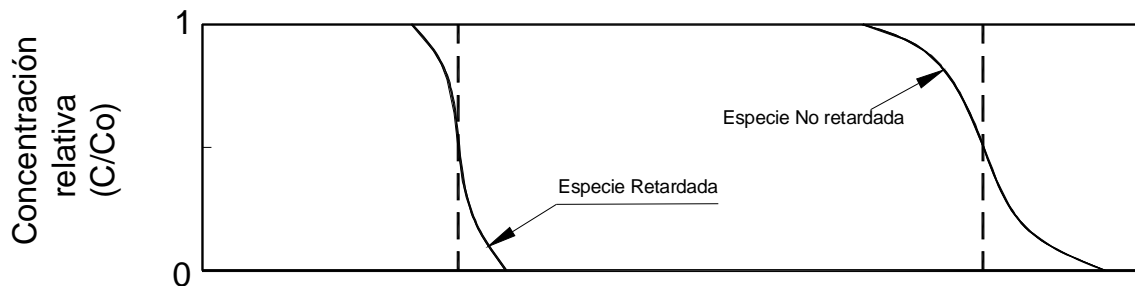


Figura III.14 Influencia de la retardación en el movimiento de la frente de un soluto.

En la figura III.15 se ilustra el concepto de la retardación en los casos de laboratorio y campo.

El componente sorbido no se mueve advectivamente a la velocidad de filtración del agua como se define por la velocidad de Darcy dividida por la porosidad eficaz, sino a una velocidad de la filtración retardada, v/R . Similarmente, el transporte dispersivo de un componente sorbido es controlado por coeficientes reductores de dispersión, D_l / R , D_m / R , y D_n / R . En efecto, un componente sorbido es retardado debido a que las especies químicas disueltas gastan una cierta cantidad de tiempo en la matriz sólida.

Por las razones descritas antes, el factor de retardación puede interpretarse como una proporción de la velocidad de la filtración (como medida de un trazador no sorbido) a la velocidad observada del componente sorbido. En una columna experimental que usa el aparato de la figura III.15(a), donde una inyección continua de trazador se mantiene a un extremo de la columna, el factor de retraso puede interpretarse como una proporción del tiempo de aparición en la cara de la salida para un trazador sorbido, que para un trazador no sorbido, figura III.15(a). En una situación de campo, el factor de retraso puede interpretarse como la distancia observada de viaje por el frente de una pluma de un soluto no sorbido que una pluma de soluto sorbido, como en la Figura III.15 (b).

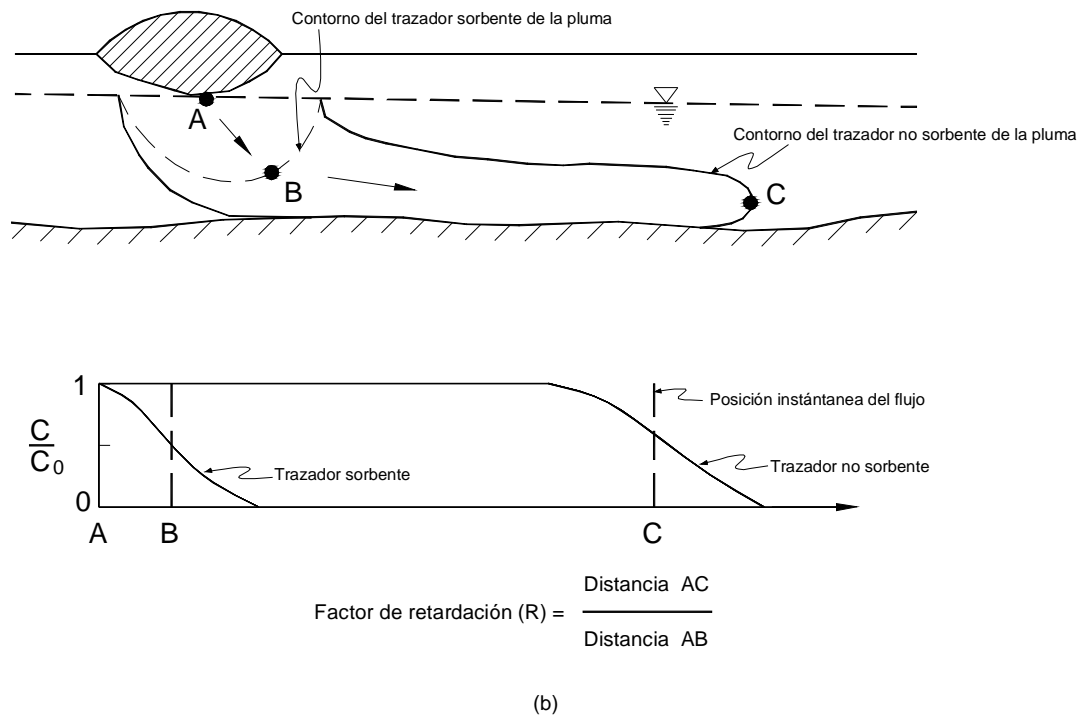
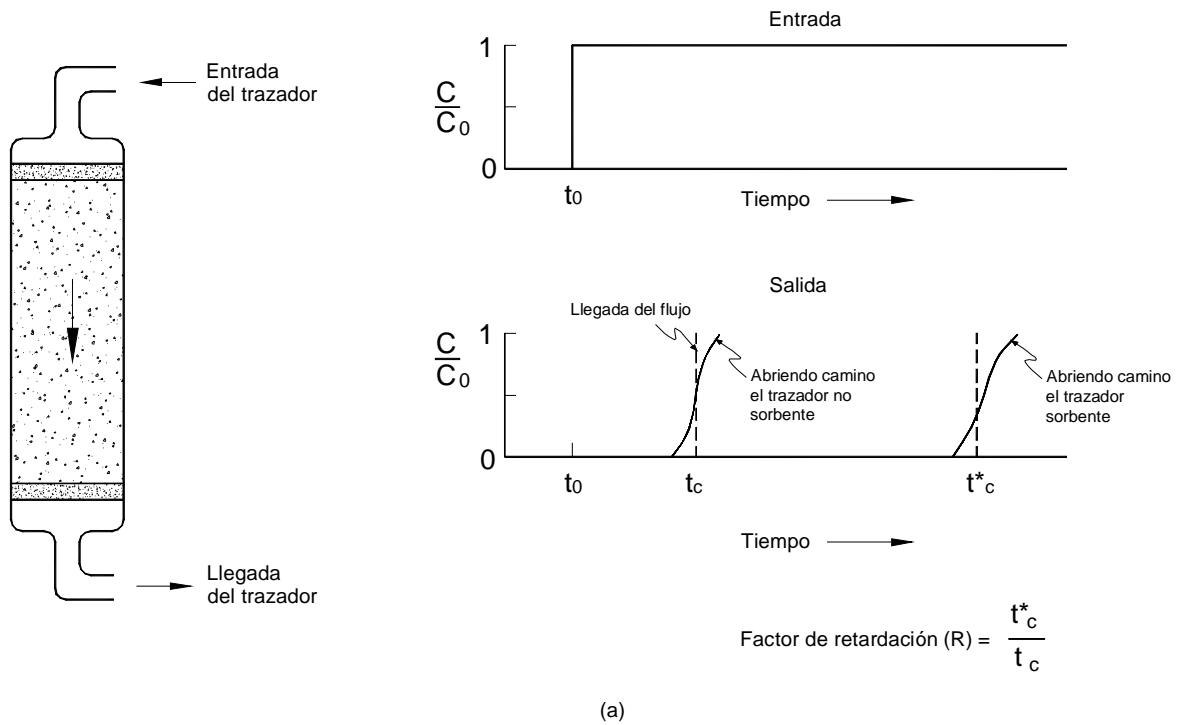


Figura III.15. Ilustración esquemática del concepto de retraso: (a) el caso del laboratorio ideal y (b) un caso de campo hipotético [modificado de Cherry y otros. (1984)].



EJEMPLO III.37 Velocidad de Migración de la pluma disuelta en agua subterránea

El agua subterránea debajo de un depósito de relleno sanitario es contaminado por lixiviados del depósito que contienen benceno, 1,2-DCA, y pireno. Un reciente monitoreo de agua subterránea en Septiembre de 1997 indicó que 1,2-DCA y benceno han viajado 250 y 50 m aguas abajo, respectivamente, mientras que el compuesto pireno no fue detectado en el pozo ubicado gradiente aguas abajo.

Estime el tiempo cuando el primer lixiviado llegó al acuífero. Los datos siguientes se obtuvieron durante la fase de estudio del sitio:

Porosidad acuífera = 0.40

Conductividad hidráulica del acuífero = 30 m/día

Gradiente del agua subterránea = 0.01

Peso volumétrico del material acuífero = 1.8 g/cm³

Fracción de carbono orgánico del material acuífero = 0.015

$K_{ow} = 153,000$ para el pireno

$K_{co} = 0.63 K_{ow}$

Brevemente discuta sus resultados y liste posibles factores que pueden ser causa de la diferencia entre el valor estimado del verdadero valor.

Solución:

a. Calcular la velocidad de Darcy:

$$v = Ki = (30)(0.01) = 0.3 \text{ m/d}$$

b. Calcular la velocidad del agua subterránea (velocidad de filtración o velocidad intersticial)

$$v_s = v/n = (0.3)/(0.4) = 0.75 \text{ m/d}$$

c. Usando la Ec. III.50 y los valores de R del Ejemplo III.36 para determinar la velocidad de migración de la pluma:

$$v_p = (0.75)/(6.74) = 0.111 \text{ m/d} = 40.6 \text{ m/año (para el benceno)}$$

$$v_p = (0.75)/(2.44) = 0.307 \text{ m/d} = 112 \text{ m/año (para 1,2-DCA)}$$

$$v_p = (0.75)/(6508) = 0.000115 \text{ m/d} = 0.04 \text{ m/año (para el pireno)}$$

d.-El tiempo de viaje del 1,2-DCA para alcanzar la distancia de 250 m puede encontrarse como sigue:

$$\begin{aligned} t &= (\text{distancia})/(\text{velocidad de migración}) = (250 \text{ m})/(112 \text{ m/año}) \\ &= 2.23 \text{ años} = 2 \text{ años y 3 meses} \end{aligned}$$

Así, 1,2-DCA entró en el agua subterránea en junio de 1995.



e.-El tiempo para que el benceno alcance los 50 m puede encontrarse como sigue:

$$t = (50 \text{ m}) / (40.6 \text{ m/año}) = 1.23 \text{ años} = 1 \text{ año y 3 meses}$$

Así el benceno entró en el agua subterránea en junio de 1996.

Comentarios

1. Los tiempos de entrada del benceno y 1,2-DCA al acuífero, no son estimaciones suficientes para estimar el tiempo en que el lixiviado se infiltró a través del revestimiento del relleno sanitario.
2. La retardación de 1,2-DCA es más pequeña; por consiguiente, su velocidad de migración en la zona vadosa sería más alta. Esto explica el hecho que el 1,2-DCA entrara en el acuífero más temprano que el benceno.
3. La migración de pireno es sumamente pequeña, 0.04 m/año; por consiguiente, no se descubrió en los pozos de monitoreo aguas abajo. La mayoría, si no todos, de los compuestos del pireno serán adsorbidos por el suelo en la zona vadosa.
4. Las estimaciones son crudas, porque muchos factores pueden afectar la exactitud de las estimaciones. Los factores incluyen incertidumbre de la conductividad hidráulica, porosidad, pendiente del agua subterránea, K_{ow} , f_{co} , etc. El bombeo local afectará la pendiente natural del agua subterránea y, por consiguiente, la migración de la pluma. Otras reacciones del subsuelo como oxidación y biodegradación también pueden tener impactos grandes en el destino y transporte de estos contaminantes.

EJEMPLO III.38 Velocidad de Migración de la pluma disuelta en Agua Subterránea

Resultados de un monitoreo trimestral de agua subterránea (julio de 1997) a un sitio contaminado, indica que el borde de la pluma de TCE disuelto había avanzado 200 m en los últimos 5 años. La pendiente del agua subterránea fue determinada para ser 0.02 de este monitoreo. Usando un valor de 4.0 para el factor de retardación y la porosidad acuífera de 0.35, ¿Cuál sería su estimación para la conductividad hidráulica del acuífero? También, debido a una sequía se facilitó un bombeo adyacente de gran cantidad de agua subterránea en 1995. ¿Cómo afectará esto su estimación?

Solución:

a. La velocidad de migración de la pluma, v_p :

$$(distancia) / (tiempo) = (200) / 5 = 40 \text{ m/año}$$

b. Usar la Ec. III.50 y el valor de R para encontrar la velocidad del agua subterránea, v_s :

$$v_p = \frac{v_s}{R} = 40 = \frac{v_s}{4} \rightarrow v_s = 160 \text{ m/año}$$

c. Calcular la velocidad de Darcy, v :

$$v_s = \frac{v}{n} = 160 = \frac{v}{0.35} \rightarrow v = 56 \text{ m/año}$$



d.- Calcular la conductividad hidráulica:

$$v = Ki = (K) (0.02) = 56 \text{ m/año} \quad \text{®} \quad K = 2800 \text{ m/año} = 7.7 \text{ m / día}$$

Comentarios

El bombeo en la vecindad durante la sequía puede incrementar al gradiente hidráulico natural del agua subterránea. Durante el periodo de bombeo, el agua subterránea se movió más rápidamente, y así mismo la pluma. Esto resultó en un gran tamaño de la pluma. En otras palabras, la pluma habría viajado una distancia más corta sin bombear. La conductividad hidráulica del acuífero podrá ser más pequeña que la estimada, 7.7 m/día.

EJEMPLO III.39 Factor de Retardación y partición de contaminantes.

La concentración del tolueno en agua subterránea de un acuífero contaminado fue determinada en 500 ppb. Asumiendo que ninguna fase de producto libre estaba presente, estime la distribución de tolueno en las dos fases, es decir, disuelto en líquido y adsorbido hacia las fases sólidas.

Del trabajo de campo, los siguientes parámetros fueron determinados:

Factor de retardación = 4.0

Porosidad = 0.35

Peso volumétrico de la matriz acuífera = 1.8 g/cm³

Estrategia. Para determinar la distribución entre la fase líquida y la fase sólida, se necesita saber el coeficiente de distribución. El coeficiente de distribución puede encontrarse del factor de retardación.

Solución:

a. Usando la Ec. III.49 para determinar el coeficiente de la distribución, K_d :

$$R = 1 + \frac{r_b K_d}{n} = 4 = 1 + \frac{(1.8)K_d}{0.35}$$

Así,

$$K_d = 0.583 \text{ L/kg}$$

Usando la Ec. III.28 para encontrar la concentración del contaminante en el suelo, X

$$X = K_d C = (0.583)(0.5) = 0.292 \text{ mg/kg}$$

b.- Base: 1 L de volumen de suelo

$$\begin{aligned} \text{La masa disuelta en líquido} &= (V) (f) (C) = (1 \text{ L}) (0.35) (0.5 \text{ mg/kg}) \\ &= 0.175 \text{ mg} \end{aligned}$$

$$\text{La masa adsorbida en el sólido} = (V) (r_b) (X)$$



$$= (1 \text{ L}) (1.8 \text{ kg/L}) (0.292 \text{ mg/kg}) = 0.526 \text{ mg}$$

$$\% \text{ masa en líquido} = (0.175) / [(0.175) + (0.526)] = 25\%$$

Comentarios

Este ejemplo ilustra que la mayor parte del contaminante fue atrapado por los sólidos; sólo el 25% estaba en la fase disuelta. Esto explica parcialmente por qué la limpieza toma un tiempo largo por remediación del agua subterránea que usa el método del bombeo.

EJEMPLO III.40 Determinar el tiempo de alcance del contaminante.

El hidrogeólogo de su compañía le informa que la velocidad del agua subterránea fue de 1 m/d. Esta agua subterránea está contaminada con mercurio proveniente de un relleno sanitario municipal. Dado que la constante de adsorción del mercurio para el material del acuífero es 5×10^3 L/kg, la porosidad del acuífero es 0.15, y la densidad del material del acuífero es 2.6 g/cm^3 , determinar el tiempo (en años) necesario para que el mercurio alcance un pozo privado que se localiza 500 m gradiente abajo.

Solución

- n = porosidad
- ρ_b = densidad de la masa de suelo
- K_d = coeficiente de repartición suelo-agua (o sedimento-agua) o coeficiente de distribución.
- R = factor de retardación
- V_m = velocidad lineal media del agua subterránea
- V_{soluto} = velocidad del soluto en el agua subterránea
- L = distancia entre la fuente del soluto o contaminante y un punto lejano
- t = tiempo de viaje del soluto en el agua subterránea cuando recorrió la distancia "L"

Se sabe que:

$$\rho_b = 2.6 \text{ g/cm}^3 \qquad n = 0.15 \qquad K_d = 5000 \text{ L/kg}$$

$$V_m = 1 \text{ m/d}$$

También

$$1 \text{ L/kg} = 1 \text{ cm}^3/\text{gr}$$

Así, entonces:

$$R = 1 + \frac{\rho_b}{n} K_d = 86667.67$$

de

$$R = \frac{V_m}{V_{\text{soluto}}} \qquad V_{\text{soluto}} = 1.1538 \times 10^{-5} \text{ m/d}$$



y

$$t = \frac{L}{V_{\text{solute}}} \quad t = 118,722.83 \text{ años}$$

Comentarios:

Esto demuestra que el mercurio se mueve alrededor de **86,668** veces más lentamente que el agua subterránea y por lo tanto, el mercurio alcanzara el pozo privado distante 500 m después de un tiempo de **119 milenios**, cifra que parece bastante risible como para preocuparse por la contaminación de dicho pozo.

EJEMPLO III.41 Determinar el coeficiente de distribución para el cadmio.

En una vista en planta de una pluma contaminante, se nota que el cloruro se ha movido aproximadamente 1000 m mientras que el cadmio se ha movido 100 m. Considerando que ambos componentes fueron liberados de la fuente al mismo tiempo, encontrar el coeficiente de distribución para el cadmio si la porosidad es de 0.2 y la densidad de los sólidos (ρ_s) es 2.65 g/cm³.

Solución

- L_{Cl} = distancia de recorrido del cloro
- L_{Cd} = distancia de recorrido del cadmio
- n = porosidad
- ρ_s = densidad de partículas sólidas
- K_{d-Cd} = coeficiente de distribución del cadmio
- V_{Cl} = velocidad del cloro
- V_{Cd} = velocidad del cadmio
- R = factor de retardación
- t = tiempo de desplazamiento de los componentes.

Se sabe que

$$L_{Cl} = 1000 \text{ m} \quad L_{Cd} = 100 \text{ m} \quad n = 0.2 \quad \rho_s = 2.65 \text{ g/cm}^3$$

El cloro o los cloruros es un componente que no reacciona en su trayectoria a través del medio poroso, por lo que, su desplazamiento es a la misma velocidad lineal del agua subterránea.

$$R = \frac{V_{Cl}}{V_{Cd}} = \frac{L_{Cl}/t}{L_{Cd}/t} = \frac{L_{Cl}}{L_{Cd}} \quad R = 10$$

de

$$R = 1 + \left(\frac{1-n}{n} \right) \rho_s K_d \quad K_{d-Cd} = 0.8621 \text{ cm}^3/\text{g} \text{ o mL/g o L/kg}$$



EJEMPLO III.42 Determinar el tiempo de limpieza de una pluma.

Una pluma de agua subterránea tiene una extensión de área aproximada de 41,490 m² y esta siendo limpiada por un sistema de tres pozos, los cuales cada uno bombea 0.13 m³/min. Considerar que la pluma es de 16.7 m de espesor en un acuífero que tiene una porosidad de 0.3. idealmente, ¿Cuánto tiempo tomará para limpiar la pluma?

Solución

- Q_j = caudal de extracción de cada pozo
- V_T = volumen total de la masa acuífera
- V_P = volumen total del agua contaminada
- t_L = tiempo requerido de limpieza de una pluma contaminante en un acuífero por un sistema de bombeo y tratamiento.
- N = número de pozos de bombeo extrayendo el mismo caudal (Q_j)
- n = porosidad del acuífero.

Se sabe que

$$Q_j = 0.13 \text{ m}^3/\text{min} \quad A = 41490 \text{ m}^2 \quad z = 16.7 \text{ m} \quad n = 0.3$$

$$N = 3$$

$$V_T = A z = 692.883.00 \text{ m}^3$$

$$V_P = V_T n = 207,864.90 \text{ m}^3$$

de

$$t_L = \frac{V_P}{\sum Q_j} \quad t_L = 532,986.92 \text{ min}$$

$$= 370.13 \text{ días} = 1.01 \text{ años}$$

EJEMPLO III.43 Determinar el tiempo de limpieza de una pluma.

Considerando que el contaminante del ejemplo III.42 es adsorbido con un K_d de 0.2 mL/g. Y además la densidad de las partículas sólidas del material acuífero es de 2.65 g/cm³. Determinar ¿cuánto tiempo tomará la limpieza de la pluma contaminante del acuífero?

Solución

- ρ_s = densidad de las partículas sólidas del material acuífero
- K_d = coeficiente de partición (distribución) del contaminante entre la fase sólida (material del acuífero) y la fase líquida (agua subterránea)
- R = factor de retardación

$$\rho_s = 2.65 \text{ g/cm}^3$$

$$K_d = 0.2 \text{ mL/g} \quad \text{o} \quad \text{cm}^3/\text{g}$$

$$R = 1 + \left(\frac{1-n}{n} \right) \rho_s K_d \quad R = 2.24 \quad t_L = \frac{V_P (R)}{\sum Q_j} \quad t_L = 1,192,114.08 \text{ min}$$

$$= 827.86 \text{ días}$$

$$= 2.27 \text{ años}$$



Por lo tanto, la limpieza podría tomar ahora 2.27 años en vez de 1 año.

Tiempo de viaje a través de la Zona Vadosa

El tiempo promedio de viaje para el agua moviéndose a través de la zona vadosa desde la superficie del terreno hacia el nivel freático puede estimarse si la tasa de infiltración neta (o tasa de percolación en profundidad) y el contenido medio de agua son conocidos o estimados. La tasa de infiltración media no es la misma que la velocidad media a la cual una partícula de agua se mueve. La percolación profunda es un estimado de la velocidad de Darcy debajo de la zona radicular. La velocidad de Darcy, V , es la descarga que atraviesa un área de sección transversal unitaria asumiendo que el agua puede moverse a través del área de la sección transversal total. En un medio poroso, el agua puede solamente moverse a través de la parte saturada del área de sección transversal. Si el contenido volumétrico de agua medio es conocido, entonces la velocidad de desplazamiento medio del agua, **velocidad de agua de poro**, o **velocidad de filtración** (por el término en inglés "seepage") V_p , es dado por

$$V_p = \frac{V}{q} = \frac{G}{q} \quad [\text{Ec. III.51}]$$

donde la velocidad de Darcy o descarga específica V es igual a la tasa de recarga neta de agua subterránea G y q es el contenido volumétrico de agua o contenido de humedad del medio poroso. EL tiempo de viaje hacia el nivel freático a una profundidad L , t_L , es dado por

$$t_L = \frac{L}{V_p} = \frac{Lq}{G} \quad [\text{Ec. III.52}]$$

Los contenidos de agua volumétrico son usualmente medidos en campo usando atenuación de neutrones o en el laboratorio usando métodos gravimétricos en muestras de suelo (Gardner, 1986). Cuando los datos de campo no están disponibles, algunos modelos pueden ser usados para estimar el contenido medio de agua en el suelo. Próximo a la superficie del terreno, el contenido de agua es completamente variable todo el tiempo -y las fuerzas de gravedad y capilaridad son importantes. Debajo de la parte superior o a dos metros, sin embargo, el contenido de agua no varía significativamente con la profundidad o el tiempo para un suelo homogéneo. Un contenido de agua casi uniforme genera una presión capilar casi constante, así que la presión capilar es casi constante debajo de la zona superior del suelo.

EJEMPLO III.44 Cálculo del contenido de humedad en la zona no saturada

Una muestra de suelo fue tomada de una zona no saturada (aireada). Los pesos húmedo y seco de la muestra son 105 g y 100 g, respectivamente. La densidad volumétrica de la muestra es de 1.65 g/cm³, y la densidad del agua es de 1 g/cm³. ¿Cuál es el contenido volumétrico de agua o contenido de humedad?



Solución

- θ_w contenido de agua en fracción de peso
- W_h Peso suelo húmedo
- W_s Peso suelo seco
- θ Contenido volumétrico de agua o contenido de humedad
- ∇_w Volumen de agua
- ∇_T volumen total de la roca o suelo
- ρ_b Densidad volumétrica del suelo
- ρ_w Densidad del agua.

$$W_h = 105 \text{ g} \quad W_s = 100 \text{ g} \quad \rho_b = 1.65 \text{ g/cm}^3 \quad \rho_w = 1.00 \text{ g/cm}^3$$

θ_w se calcula como sigue

$$q_w = \frac{W_h}{W_s} - 1 = 0.05 = 5 \%$$

para calcular θ se utiliza la siguiente ecuación

$$q = \frac{\nabla_w}{\nabla_T} = q_w \frac{\rho_b}{\rho_w} = 0.0825 = 8.25 \%$$

EJEMPLO III.45 Ley de Darcy en la zona no saturada.

La velocidad de Darcy en la zona no saturada es de 3 cm/hr. La porosidad del medio es de 0.35. Bajo infiltración de flujo estable, la saturación media del suelo es 0.8. Si la zona no saturada tiene 2 m de espesor, calcular el tiempo requerido para que una gota de agua viaje de la superficie del terreno al nivel freático.

Solución.

- θ contenido volumétrico de agua o contenido de humedad
- V velocidad de Darcy
- V_p velocidad del agua en los poros
- G_w grado de saturación
- n porosidad
- ∇_w volumen de agua
- ∇_v volumen de vacíos
- L espesor de la zona saturada
- t_L tiempo de viaje de una gota de agua a través de la zona no saturada



$$V = 3 \text{ cm/hr} \quad n = 0.35 \quad G_w = 0.80 \quad L = 2 \text{ m} = 200 \text{ cm}$$

Se sabe que

$$G_w = \frac{V_w}{V_p} \quad \text{y también} \quad q = (G_w)(n) = (0.80)(0.35) = 0.28$$

para calcular V_p se utiliza la siguiente ecuación:

$$V_p = \frac{V}{q} = \frac{3}{0.28} = 10.71 \text{ cm/hr}$$

el tiempo de viaje se calcula como sigue

$$t_L = \frac{L}{V_p} = \frac{200}{10.71} = \mathbf{18.67 \text{ hr}}$$

Transporte de contaminante en condiciones de flujo no saturado

En condiciones no saturadas, la porosidad (n) deberá ser reemplazada por el contenido de humedad del suelo ($\theta = n S_w$)

La ecuación para el vector V de la velocidad lineal del agua subterránea considerando flujo no saturado es

$$V = (V_x, V_y, V_z) = \left(-\frac{K_{xx}}{nS_w} \frac{\partial h}{\partial x}, -\frac{K_{yy}}{nS_w} \frac{\partial h}{\partial y}, -\frac{K_{zz}}{nS_w} \frac{\partial h}{\partial z} \right) \quad [\text{Ec. III.53}]$$

y la ecuación para calcular el factor de retardación (R) es

$$R = 1 + \left(\frac{\rho_b}{nS_w} \right) K_d \quad [\text{Ec. III.54}]$$

donde

ρ_b = densidad del medio poroso

n = porosidad de la muestra de suelo

S_w = saturación de agua

K_d = coeficiente de distribución (repartición) de una especie química en la fase suelo-agua

EJEMPLO III.46 Determinar la velocidad lineal recta del agua subterránea.

El contenido de carbono orgánico total en el suelo es de 1% y el coeficiente de partición del contaminante entre el carbono orgánico y el agua (K_{co}) es de 200 cm³/g. La densidad del material acuífero es de 1.65 g/cm³; el contenido promedio de humedad del suelo es de 0.8; la porosidad del suelo es de 0.25; la velocidad de Darcy (descarga



específica) es 0.01 m/d; y la dispersividad longitudinal es de 1 m. Calcular la velocidad lineal real del agua subterránea, la velocidad advectiva del contaminante retardado y el coeficiente de dispersión retardado.

Solución

- V_x = velocidad media lineal del flujo subterráneo
- V = velocidad de Darcy o descarga específica.
- V_c = velocidad advectiva del contaminante retardado
- K_{co} = coeficiente de partición del contaminante entre el carbono orgánico y el agua
- f_{co} = fracción de carbono orgánico en el suelo
- n = porosidad del suelo
- θ = contenido de humedad media del suelo
- S_w = fracción de la porosidad del suelo ocupada por agua
- a_L = dispersividad longitudinal
- D_L = coeficiente de dispersión longitudinal
- R = factor de retardación
- K_d = coeficiente de distribución del soluto en fase acuosa y en fase sólida
- ρ_b = densidad del medio poroso
- D_{LR} = coeficiente de dispersión longitudinal retardado.

Se sabe que

$$\begin{array}{llll} \rho_b = 1.65 \text{ gr/cm}^3 & f_{co} = 1 \% & K_{co} = 200 \text{ cm}^3/\text{g} & a_L = 1.00 \text{ m} \\ n = 0.25 & S_w = 0.8 & V = 0.01 \text{ m/d} & \end{array}$$

El coeficiente de distribución es igual a: $K_d = K_{co} f_{co} = 2.00 \text{ cm}^3/\text{g}$

El factor de retardación es: $R = 1 + \left(\frac{\rho_b}{n S_w} \right) K_d = 17.5$

La velocidad lineal del agua subterránea es: $V_x = \frac{V}{n S_w} = 0.05 \text{ m/d}$

La velocidad advectiva del contaminante retardado es: $V_c = \frac{V_x}{R} = 0.00286 \text{ m/d}$

El coeficiente de dispersión longitudinal es: $D_L = V_x a_L = 0.05 \text{ m}^2/\text{d}$

El coeficiente de dispersión longitudinal retardado es:

$$D_{LR} = \frac{D_L}{R} = 0.00286 \text{ m}^2/\text{d}$$



EJEMPLO III.47 Determinar la concentración en dos días después.

Un trazador con una concentración de 3000 mg/L es introducido dentro de una columna de arena de 2 m de largo en la cual los poros están inicialmente llenos con agua destilada. Si el trazador drena a través de la columna a una velocidad media lineal de 0.8 m/d y la dispersividad dinámica de la columna de arena es de 15 cm, ¿cuál es la concentración del efluente a los 2 días después de iniciado el flujo? Considerar la porosidad de la arena en 0.25, la densidad del medio poroso 2.10 gr/cm³ y el coeficiente de distribución suelo-agua 0.2 cm³/gr (o L / kg).

- V_x = velocidad media lineal del flujo subterráneo;
- C_0 = concentración inicial del soluto o contaminante;
- C = concentración final del soluto o contaminante;
- L = longitud de la trayectoria del flujo subterráneo;
- a_L = dispersividad dinámica;
- D^* = coeficiente de difusión efectiva;
- D_L = coeficiente de dispersión longitudinal;
- R = factor de retardación;
- n = porosidad del suelo;
- $\text{erfc}(x)$ = función de error complementaria = $1 - \text{erf}(x)$;
- K_d = coeficiente de distribución del soluto en fase acuosa y en fase sólida;
- ρ_b = densidad del medio poroso.

Solución:

$$V_x = 0.8 \text{ m/d} \quad C_0 = 3000 \text{ mg/l} \quad x = 2 \text{ m} \quad a_L = 15 \text{ cm}$$

$$= 9.25926 \times 10^{-6} \text{ m/s} \quad = 0.15 \text{ m}$$

$$t = 2 \text{ dias} \quad D^* = 1.00 \times 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s} \text{ (estimado: varía entre este valor y } 2 \times 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s)}$$

$$= 172800 \text{ seg}$$

$$D_x = (a_x V_x) + D^* \quad D_x = 1.39 \times 10^{-6} \text{ m}^2/\text{s} \quad n = 0.25 \quad \rho_b = 2.1 \text{ gr} / \text{cm}^3$$

$$R = 1 + \left(\frac{\rho_b}{n} \right) K_d \quad R = 2.68 \quad K_d = 0.2 \text{ cm}^3 / \text{gr}$$

$$C(x, t) = \frac{C_0}{2} \left[\text{erfc} \left(\frac{Rx - V_x t}{2\sqrt{RD_x t}} \right) + \exp \left(\frac{V_x x}{D_x} \right) \text{erfc} \left(\frac{Rx + V_x t}{2\sqrt{RD_x t}} \right) \right] \quad [\text{Ec. III.55}]$$

$$\left(\frac{V_x x}{D_x} \right) = 1.33 \times 10 \quad x_1 = \left(\frac{Rx - V_x t}{2\sqrt{RD_x t}} \right) = 2.34 \quad x_2 = \left(\frac{Rx + V_x t}{2\sqrt{RD_x t}} \right) = 4.34$$



de la tabla III.2

$$\operatorname{erfc}(x_1) = 9.36 \times 10^{-4} \quad \operatorname{erfc}(x_2) = 8.37 \times 10^{-10} \quad \exp\left(\frac{V_x x}{D_x}\right) = 611542.81$$

$$C = 2.17 \text{ mg/l}$$

III.7 DEGRADACIÓN DE COMPUESTOS ORGÁNICOS

Es bien conocido que los hidrocarburos aromáticos asociados con los productos del petróleo pueden sufrir degradación biológica. Hidrogeólogos han observado que esos solventes orgánicos halogenados disueltos en agua subterránea sufren transformaciones bajo las condiciones naturales con los compuestos que sufren deshalogenación progresiva

Dentro de las clases de compuestos orgánicos que sufren degradación biótica ó abiótica se encuentran: metanos clorinados, etanos clorinados, propanos clorinados, butanos clorinados, etenos clorinados, metanos bromonitados, etanos bromonitados, alkybencenos, bromocloropropanos, acetatos halogenados, y varios aromáticos como benceno y tolueno.

Los etanos clorinados y los etenos han sido bien estudiados y son contaminantes comunes en las aguas subterráneas. Hay varias reacciones que pueden ocurrir abióticamente para romperlos en compuestos de peso molecular menor. La sustitución es una reacción en la cual el agua interactúa con el compuesto halogenado para sustituir un OH por un X⁻ y crear un alcohol. Otros grupos también pueden ser substituidos, como la reacción con un HS⁻ radical bajo condiciones de reducción para liberar un ión X⁻ y formar mercaptanos. Las reacciones de substitución se presentan con mayor rapidez en compuestos monohalogenados. En los compuestos monohalogenados, conforme el número de iones de halógeno se incrementan, la vida media para las reacciones debida a la substitución aumenta rápidamente en un rango de años a centenares de años. La **Dehidrohalogenación** es una reacción donde un alcalino pierde un X⁻ y un ión de H⁺ al formar una atadura doble entre los átomos del carbono, creando así un alcano. La proporción de dehidrohalogenación se incrementa con el aumento en el número de iones de halógeno; de esto los compuestos que sufren substitución lentamente sufren dehidrohalogenación más rápidamente. Los iones del bromo son removidos más rápidamente que los iones de cloro en reacciones abióticas.

Las **oxidaciones** y las **reducciones** son típicamente mediadores biológicamente. Las oxidaciones incluyen (1) la adición de un radical OH⁻ en un alcano en lugar de un átomo de H en un carbono que también contiene un ión halógeno, (2) la oxidación de un ión halógeno, (3) la formación de un epoxy de la atadura doble de un alcano, y (4) la adición de un ión halógeno y un ión hidroxilo a la atadura doble de un alcano. Las reducciones empiezan con la remoción de un ión X⁻ por una especie reducida, tal como un metal reducido en la transición. El radical alkil formado por lo tanto puede reaccionar con un ión de H⁺, el cual se sustituye por la parte separada X⁻. Este proceso es llamado **hidrogenólisis**. Si el carbono adyacente también contiene un ión halógeno, también puede ser reducido. En este caso la pérdida de halógenos en átomos de carbono



adyacentes crea un alqueno por la formación de una atadura doble entre los átomos de carbono.

Las condiciones ambientales que influyen en el tipo y proporción de las reacciones precedentes incluyen el pH, la temperatura, el estado de oxidación ó reducción, los microorganismos presentes, y otros tipos de compuestos químicos presentes. Las reacciones cinéticas también juegan un papel importante en la determinación del destino abiótico y biótico de los contaminantes orgánicos. Teóricamente, el fin de los productos de las reacciones abióticas, son el etano y el eteno, ambos deben ser dóciles para llegar más allá de la biodegradación. Sin embargo, bajo condiciones de campo, un resultado favorable semejante podría requerir muchos años para ocurrir. Antes de que esto ocurra, los contaminantes podrían fluir del punto de origen y contaminar una área grande del sistema acuífero.

III.7.1 Biodegradación

La biodegradación de los contaminantes se refiere a la completa conversión de un contaminante a productos finales mineralizados (es decir, CO_2 , H_2O , y sales) a través del metabolismo por los organismos vivos. En los sistemas de agua subterránea, los organismos que llevan a cabo este proceso son bacterias nativas del acuífero. En algunos casos, la actividad metabólica cambia la forma química del contaminante pero no resulta en la mineralización. En estos casos, el término biotransformación es típicamente usado para describir el proceso que ocurre. El metabolismo de los contaminantes en el agua subterránea es un proceso extremadamente importante desde que este tiene el potencial a impactar el destino de todos los contaminantes orgánicos en el agua subterránea, y es un proceso que tiene el potencial de producir productos no peligrosos. Esto es un proceso predestinado complicado debido a la diversidad de bacterias que pueden estar involucradas, y el rango de procesos metabólicos que pueden ser expresados. (Young y Cerniglia, 1995).

Cinéticas de Biodegradación

Las principales expresiones que han sido utilizadas para modelar la biodegradación son:

1. Cinética de Monod
2. Cinética de decaimiento de primer orden
3. Cinética de reacción instantánea

La cinética de Monod tiene como principal dificultad la falta de datos para varios compuestos químicos bajo diferentes condiciones de aceptación de electrones. Suarez y Rifai (1999) reportaron datos de cinética de Monod de 18 estudios para BTEX (benceno, tolueno, etilbenceno y xileno) (en su mayor parte aeróbico). Sus investigaciones presentaron un rango entre 0.01 y 20.3 mg/L para la constante media de saturación para el BTEX y un rango entre 4×10^{-5} y 19.0 días^{-1} para $\mu_{\text{máx}}$. Ellos no encontraron datos de la cinética de Monod para solventes clorinados.

El modelo de decaimiento de primer orden, uno de los más comúnmente usadas expresiones para representar la biodegradación de un compuesto orgánico, involucra el uso de una relación de decaimiento exponencial:



$$C = C_0 e^{-kt} \quad [\text{Ec. III.56}]$$

donde C es la concentración biodegradada del compuesto químico, C_0 es la concentración inicial, y k es la tasa de decrecimiento del compuesto químico en unidades de tiempo elevada a la -1. Las constantes de la tasa de primer orden son frecuentemente expresadas en términos de una vida media para el compuesto químico:

$$t_{1/2} = \frac{0.693}{k} \quad [\text{Ec. III.57}]$$

El modelo de decaimiento de primer orden considera que la tasa de degradación del soluto es proporcional a la concentración del soluto. A mayor concentración, mayor la tasa de degradación. Este método es usualmente utilizado para simular la biodegradación en plumas de hidrocarburos disueltos. Los modeladores usan el modelo de decaimiento de primer orden típicamente al usar el coeficiente de decaimiento de primer orden como un parámetro de calibración, y ajustan el coeficiente de decaimiento hasta que los resultados del modelo se puedan alinear con los datos de campo. Con esta aproximación, un número de parámetros (es decir, dispersión, sorción, biodegradación) son agrupados en un parámetro de calibración individual.

El modelo de aceptación de electrón limitado, comúnmente se refiere al modelo de reacción instantánea, propuesto primero por Borden y Bedient (1986) para simular la biodegradación aeróbica de combustibles de hidrocarburos. Borden y Bedient (1998) observaron que la cinética de biodegradación microbial es rápida en comparación con el transporte de oxígeno, y que el crecimiento de microorganismos y la utilización de oxígeno y materia orgánica en el subsuelo puede ser simulado como una reacción instantánea entre el contaminante orgánico y el oxígeno.

Desde un punto de vista práctico, el modelo de reacción instantáneo considera que la tasa de utilización del contaminante y el oxígeno por los microorganismos es muy alto, y que el tiempo requerido a biodegradar el contaminante es muy pequeño, o casi instantáneo. Usando el oxígeno como un aceptador de electrones, por ejemplo, la biodegradación es calculada usando la expresión:

$$\Delta C_R = -\frac{O}{F} \quad [\text{Ec. III.58}]$$

donde ΔC_R es el cambio en la concentración del contaminante debido a la biodegradación, "O" es la concentración de oxígeno, y "F" es el factor de utilización, o la razón del oxígeno consumido por el contaminante. La variable, F, es obtenida de la reacción redox involucrando lo orgánico y la aceptación del electrón. El modelo de reacción instantánea tiene la ventaja de no requerir datos cinéticos. El modelo, sin embargo, es limitado a situaciones donde la cinética de biodegradación microbial es más rápida relativo a la tasa del flujo del agua subterránea.

Comúnmente la terminal de electrones receptores en los sistemas de agua subterránea incluyen oxígeno (O_2), nitrato (NO_3^-), hierro férrico (Fe^{3+}), sulfato (SO_4^{2-}), y



dióxido de carbono (CO_2). Cuando el oxígeno es la terminal del electrón receptor, el catabolismo es clasificado **aeróbico**. Todas las otras condiciones de terminales de electrones receptores son clasificados como **anaeróbicos**. En la mayoría de los casos, una bacteria individual de cierta clase es capaz de usar solamente una terminal de electrón receptor.

EJEMPLO III.48 Simulación de biodegradación.

El propósito de este ejemplo es ilustrar las diferencias entre las tres expresiones que pueden ser utilizadas para simular la biodegradación: 1) Reacción instantánea, 2) Cinética de Monod y 3) Decaimiento de primer orden. Considerar que la concentración de benceno disuelto localizado gradiente abajo en un acuífero dado es 12.0 mg/L. También considerar que la biodegradación aeróbica ocurre en el acuífero y que 8.0 mg/L de oxígeno están disponibles para ser utilizado por los microorganismos en un período de 10 días. Un simple cálculo se puede hacer usando cada una de las tres expresiones de la biodegradación a estimar la reducción anticipada en las concentraciones de benceno debido a la presencia de los 8.0 mg/L de oxígeno.

Solución.

- ΔC_R = cambio en la concentración del contaminante debido a la biodegradación;
O = concentración de oxígeno;
F = factor de utilización o razón de oxígeno consumido por el contaminante. Esta variable se obtiene de la reacción redox involucrando la materia orgánica y el electrón aceptado;
 C_0 = concentración inicial del contaminante
C = concentración final del contaminante;

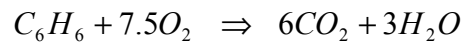
1) Reacción Instantánea

Considerando que 3.0 mg/L de oxígeno son requeridos para biodegradar 1.0 mg/L de contaminante:

$$\begin{aligned} C_0 &= 12 \text{ mg/L} & O &= 8 \text{ mg/L} & F &= 3.0 \\ \Delta C_R &= -\frac{O}{F} & \Delta C_R &= 2.67 \text{ mg/L} & & \text{Reducción del benceno} \\ C &= C_0 - \Delta C_R = 9.33 \text{ mg/L} & & & & \text{Concentración resultante del benceno} \end{aligned}$$

2) Cinética de Monod

Considerando una constante media de saturación del oxígeno de 0.1 mg/L (Borden y otros., 1986), una constante media de saturación del benceno de 22.16 mg/L, una tasa máxima de utilización de 9.3 días⁻¹ (Tabak y otros., 1990) y una población de microorganismos de 0.05 mg/L. La solubilidad del benceno en el agua es aproximadamente de 1,800 mg/L (a 25 °C), mientras que la solubilidad del O_2 en el agua en contacto con la atmósfera es a grosso modo de 9.0 mg/L. Basado en la reacción estequiométrica :



el consumo de 1 mg/L de benceno (C_6H_6) requiere 3.1 mg/L de O_2 . Por lo que, las concentraciones de benceno menores de 3 mg/L puede resultar en la completa utilización del oxígeno disuelto en el agua subterránea. Por esta razón es común para la

disponibilidad de O_2 limitar la extensión de la oxidación aeróbica del benceno (y la oxidación aeróbica de otros contaminantes) y la tasa de atenuación del benceno que se predecirá con la tasa de utilización de O_2 .

$\mu_{m\acute{a}x}$ = tasa máxima de utilización de contaminante por masa unitaria de microorganismos;

- M_t = concentración total microbial ;
- K_c = constante de saturación media del contaminante ;
- C_0 = concentración inicial del contaminante
- C = concentración final del contaminante biodegradado;
- Δt = intervalo de tiempo considerado;
- ΔC = reducción de la concentración del contaminante;
- O = concentración de oxígeno en el agua;
- O_s = constante media de saturación de oxígeno.

$$\begin{array}{lll} C_0 = 12 \text{ mg/L} & O = 8 \text{ mg/L} & K_c = 22.16 \\ \mu_{m\acute{a}x} = 9.3 \text{ día}^{-1} & O_s = 0.1 \text{ mg/L} & \Delta t = 10 \text{ (días)} \\ M_t = 0.05 \text{ mg/L} & & \end{array}$$

$$\Delta C = M_t \mu_{m\acute{a}x} \left(\frac{C_0}{K_c + C_0} \right) \left(\frac{O}{O + O_s} \right) \Delta t \quad \Delta C = 1.61 \text{ mg/L Reducción del benceno}$$

$$C = C_0 - \Delta C = 10.39 \text{ mg/L Concentración resultante del benceno}$$

3) Decaimiento de Primer Orden

Considerando que la vida media del benceno es de 5 días (Howard y otros., 1991):

$t_{1/2}$ = vida media del contaminante, que es el tiempo en que se desintegra la mitad de la concentración;

k = tasa de decaimiento del compuesto químico o contaminante;

e = base de los logaritmos naturales = 2.718281....

t = tiempo transcurrido de la biodegradación;

C = concentración final del contaminante biodegradado

C_0 = concentración inicial del contaminante.

$$C_0 = 12 \text{ mg/L} \quad t_{1/2} = 5 \text{ días} \quad t = 10 \text{ días}$$



$$t_{1/2} = \frac{0.693}{k} \rightarrow k = \frac{0.693}{t_{1/2}} \quad k = 0.1386 \text{ día}^{-1}$$

$$C = C_0 e^{-kt} \quad C = 3 \text{ mg/L} \quad \text{Concentración resultante del benceno}$$

Comentarios:

Los cálculos muestran que el modelo cinético de Monod es el modelo más conservativo en la predicción de la cantidad de biodegradación que ocurre. Únicamente 1.61 mg/L de reducción de la concentración de benceno es atribuible a la biodegradación. El modelo de reacción instantánea considera que la utilización total del oxígeno disponible durante los 10 días resulta en una predicción de reducción de la concentración del benceno de 2.67 mg/L. Finalmente, el modelo de decaimiento de primer orden predice un resultado de concentración irrealista de benceno de 3.0 mg/L después de 10 días. La concentración de 3.0 mg/L es irrealista debido a que no hay bastante oxígeno en el acuífero para reducir la concentración de benceno al nivel de predicción. Por lo tanto, es importante reconocer que la expresión de primer orden no incorpora la limitación del electrón aceptado y por lo que deberá tenerse precaución cuando se use esta expresión.

III.8 NAPL (LÍQUIDOS DE FASE NO ACUOSA)

Los líquidos de fase no acuosa (NAPLs) son hidrocarburos insolubles (no disueltos o inmiscibles) en el subsuelo que exhibe diferentes comportamientos y plumas de contaminantes disueltos. Mientras que las plumas disueltas son invisibles a la vista de los ojos y viajan con el flujo del agua subterránea, los NAPLs forman una fase separada y aceitosa visible en el subsuelo, y que su migración es gobernada por las fuerzas de gravedad, de flotación y de capilaridad. A continuación se describirán los términos más comunes utilizados:

NAPL = líquido de fase no acuosa (*nonaqueous phase liquid*)

OIL = líquido orgánico insoluble (*organic immiscible liquid*)

LNAPL = líquido de fase no acuosa más ligero (menos denso) que el agua (*light nonaqueous phase liquid*)

DNAPL = líquido de fase no acuosa más denso que el agua (*dense nonaqueous phase liquid*)

Los NAPLs incluyen productos del petróleo tales como gasolina y lubricantes, y solventes como el tricloroetileno (TCE). Los NAPLs son frecuentemente liberados a través de derrames durante su manejo y a través de fugas de tanques de almacenamiento.

Los *Líquidos de Fase No Acuosa* (NAPLs = Non-Aqueous Phase Liquids) tales como la gasolina son referidos como “producto” porque su recuperación puede tener un valor comercial. Cuando los NAPL flotan en el nivel del agua subterránea, técnicas especiales de recuperación pueden ser empleadas para recuperarlos. Los sistemas de recuperación de productos para recuperar NAPL usan pozos que terminan en la pluma del NAPL más que en el acuífero. Debido a que todos los hidrocarburos son ligeramente solubles en agua, el sistema de recuperación del producto es usualmente acompañado por un sistema de bombeo de agua subterránea para remover y tratar el agua subterránea contaminada.



Debido a la variedad de estos compuestos químicos, el comportamiento de los NAPLs puede ser muy diferente: algunos NAPLs ligeros (LNAPLs) después de moverse hacia abajo a través de la zona vadosa, pueden flotar y moverse sobre el nivel freático, mientras que otros, NAPLs más densos (DNAPLs) pueden moverse hacia abajo pasando el nivel freático y penetrando más profundamente dentro de la zona saturada.

La densidad del contaminante es importante para determinar la forma y movimiento de la pluma (nube o mancha). Contaminantes químicos y ligeros y menos solubles, como la gasolina tenderán a fluir en la parte superior del acuífero (fig. III.16).

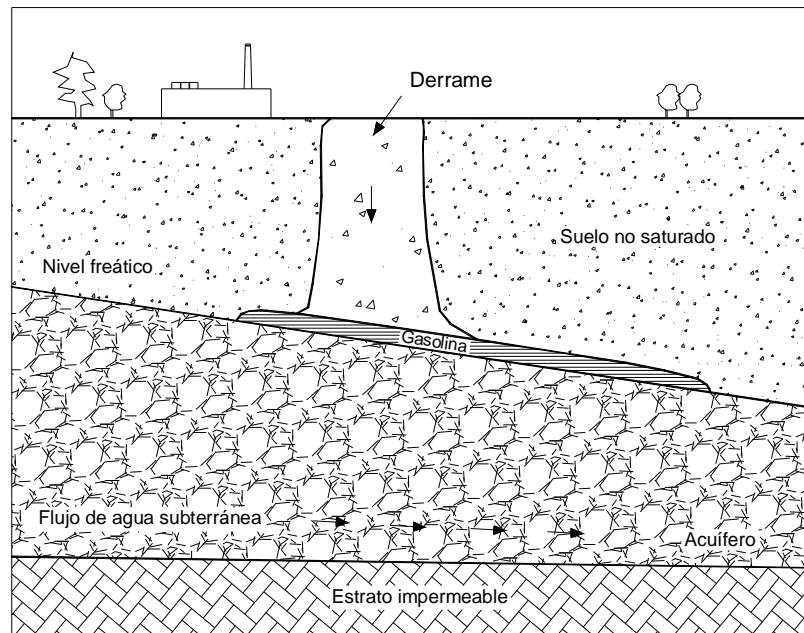


Figura III.16 Pluma de Contaminación, menos densa que el agua y no se mezcla con ella.

Contaminantes solubles en agua tienden a disolverse dentro y con el flujo del agua subterránea (Fig. III.17).

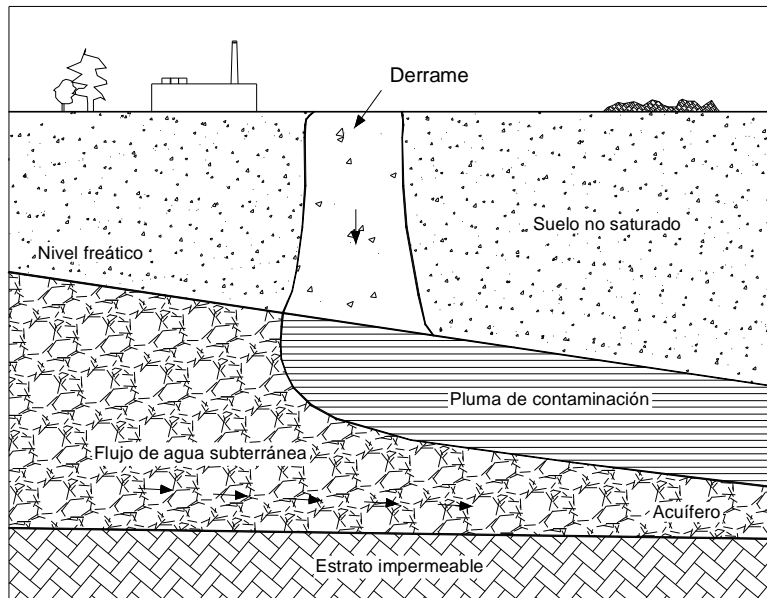


Figura III.17 Pluma de contaminación disuelta.

Contaminantes densos e insolubles, se hundirán hasta el fondo del acuífero (Fig. III.18).

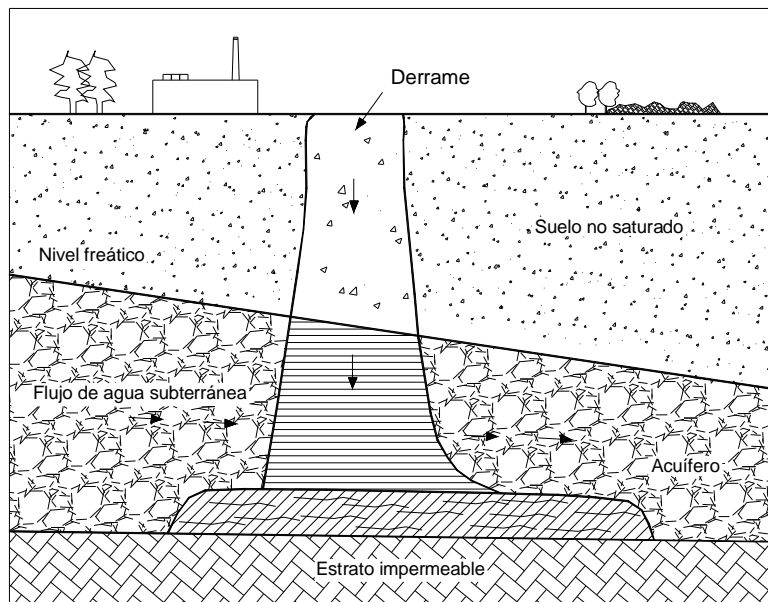


Figura III.18. Pluma de Contaminación, más densa que el agua y no se mezcla con ella.

Contaminantes químicos orgánicos volátiles (VOCs = volatile organic chemicals) son extremadamente móviles.



Contaminantes de metales polivalentes tienden a ser adsorbidos hacia las arcillas y, por lo tanto, no son muy móviles.

Cuando es liberado en la superficie, el NAPL de fase **libre** ó **móvil** es forzado dentro de los poros de la matriz suelo/acuífero por la presión hidrostática sobre el cuerpo continuo del NAPL. Debido a que el NAPL esta bajo presión, este puede entrar en poros muy pequeños y fracturas en el subsuelo si el punto de origen de entrada del NAPL, tales como un estanque de residuos o fugas de tanques de almacenamiento subterráneos, esta activo.

Cuando el suministro de NAPL se agota, la presión sobre el NAPL de fase libre desaparece y pequeñas gotas (o "ganglios") de NAPL se desvían del cuerpo continuo del NAPL y son atrapadas en poros individuales o pequeños grupos de poros por fuerzas capilares (ver figura III.19)

La saturación residual, definida como la fracción del volumen total del poro ocupada por el NAPL residual bajo condiciones de flujo natural del agua subterránea, es un parámetro importante en los problemas de remediación del agua subterránea ya que indica la cantidad de NAPL que es atrapada en el subsuelo. El valor de la saturación residual original en una localización particular se determina por el tipo de compuestos químicos que componen el NAPL, si los NAPLs están en la zona saturada o en la zona vadosa, y la más importante, la estructura y características hidrogeológicas de la matriz suelo/acuífero.

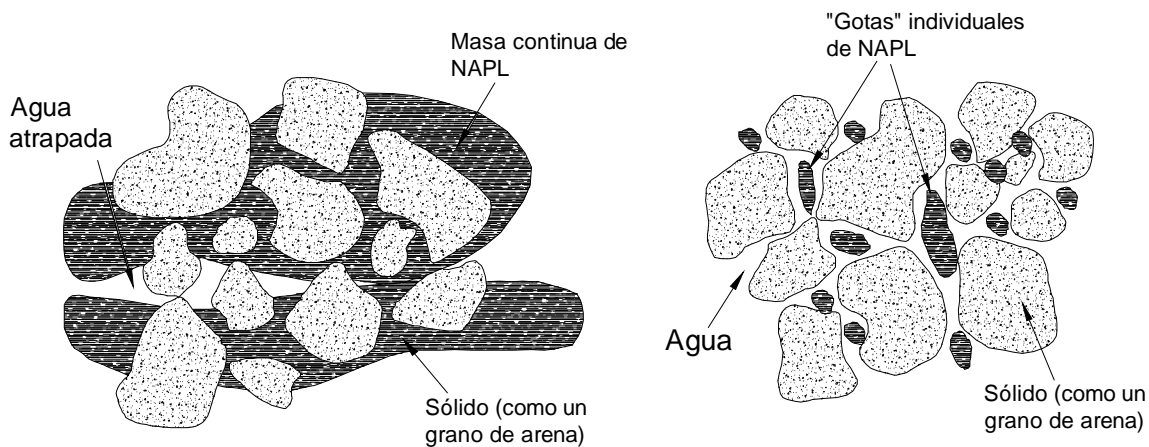


Figura III.19 Representación conceptual de (a) NAPL en fase - libre vs. (b) NAPL residual

Los NAPLs tienen un tremendo impacto en la remediación de acuíferos contaminados, ya que este es muy difícil o imposible de remover todas las gotas de NAPL residual una vez que ellas están atrapadas en poros individuales. Aunque muchas tecnologías de remoción de NAPLs están siendo probadas, a la fecha han sido pocas las demostraciones de campo donde se han removido exitosamente del subsuelo para restaurar la calidad de un acuífero para uso de agua potable.



El NAPL que permanece atrapado en la matriz suelo/acuífero actúa como una fuente continua de contaminantes disueltos de agua subterránea, complicando en gran medida la restauración de los acuíferos afectados por muchos años. Debido a que los NAPLs actúan tan diferente de los componentes disueltos en el agua subterránea, varios conceptos claves son introducidos a continuación.

Componentes NAPLs individuales vs. NAPLs mezclados

Los NAPLs son de composición de una sustancia química o de una mezcla compleja de varios o cientos de compuestos químicos. Por ejemplo, un derrame de tricloroetileno puro (TCE) puede producir un componente individual de NAPL compuesto de TCE. Un derrame de gasolina, por otro lado, producirá un NAPL compuesto de un número de diferentes hidrocarburos aromáticos y alifáticos. Como se puede esperar, el entendimiento y la predicción del comportamiento de un NAPL mezclado es mucho más complicado que hacerlo para un solo componente de NAPL.

Saturación y Saturación Residual

La saturación (S_i) donde “i” es un índice que representa un fluido como aceite o lubricante (o), agua (w), o aire (a), es la fracción del espacio total del poro conteniendo un fluido particular “i” en un volumen representativo de un medio poroso:

$$S_i = \frac{V_i}{V_{poro}} \quad [\text{Ec. III.59}]$$

donde

$$\begin{aligned} V_i &= \text{volumen del fluido} \\ V_{poro} &= \text{volumen del espacio poroso abierto} \end{aligned}$$

Los valores de saturación para fase libre, masas continuas de NAPLs han sido reportadas tan bajas de 15% a 25%. Una liberación controlada de PCE en un sitio de investigación Canadiense indican que la saturación final en una celda de pruebas de 3 m x 3 m x 3 m varió de 1% a 38%, y las saturaciones mayores de 15% parecieron estar más relacionadas con la fase libre del DNAPL (Pankow y Cherry, 1996). Un estudio de un LNAPL en un sitio en San Diego mostró que la saturación típica del LNAPL fue de 5% a 20%, con varios pozos mostrando la fase libre del LNAPL, al igual que en las zonas con saturaciones de LNAPL menores de 25% (Huntley y otros. 1994).

La saturación donde un NAPL es discontinuo y es inmovilizado por fuerzas capilares es conocido como la saturación residual (S_{or}). En suelos no saturados, la saturación residual de los fluidos de NAPL, definido como fracción del volumen de poro total ocupado por el NAPL bajo condiciones ambientales, varía típicamente entre 5% y 20%. En la zona saturada, los valores de la saturación residual son típicamente mayores debido a que el NAPL sirve como un fluido “no humedecido” cuando esta en contacto con el agua y los valores de saturación residual varían en el rango de 15% a 50% del volumen total del poro (Mercer y Cohen, 1990; Schwille, 1998).



La saturación residual aparece al ser relativamente intensivo el tipo de compuestos químicos que comprenden un NAPL pero es muy sensitivo a las propiedades y heterogeneidades del suelo (USEPA, 1990). La figura III.20 describe las diferencias entre la saturación y saturación residual

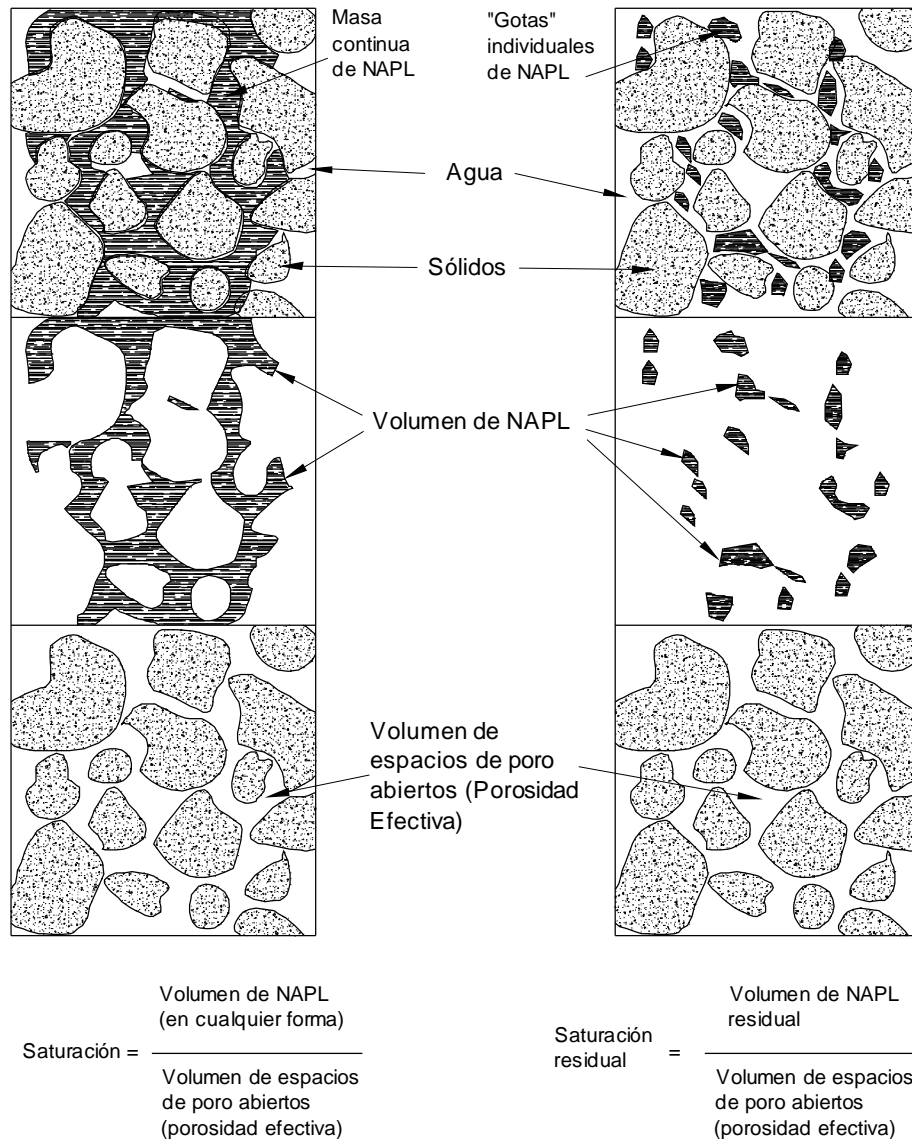


Figura III.20 Saturación y saturación residual (a) Fase libre de NAPL (b) NAPL residual

La saturación del NAPL se puede estimar con la ecuación siguiente si los análisis de laboratorio de la cantidad total de material orgánico en el suelo (tal como un análisis de Hidrocarburo Total de Petróleo o HTP) son disponible (Parker y otros., 1994)

$$S_o = \frac{r_b HTP}{r_n n 10^6} \quad [\text{Ec. III.60}]$$



donde:

- S_o = saturación del NAPL (adimensional)
- ρ_b = densidad del suelo (g/cm^3)
- ρ_n = densidad del NAPL (g/cm^3)
- HTP = Hidrocarburo Total de Petróleo ($\text{mg}_{\text{hidrocarburo}}/\text{kg}_{\text{suelo seco}}$)

El papel del los NAPLs como Fuentes de Periodos Largos de Tiempo

En la mayoría de los sitios la masa contaminante total en la fase del NAPL es a menudo muchas veces mayor que la masa total de una igual gran pluma de contaminante disuelto. Al ilustrar este punto, considerar que las concentraciones de las plumas de los hidrocarburos disueltos son típicamente reportadas en unidades de partes por millón (ppm) y partes por billón (ppb), los cuales representan 1 gramo de hidrocarburo por cada millón o billón de gramos de agua.

La cantidad de NAPL en un acuífero, por otro lado, es reportado como un porcentaje de espacios de poros abiertos ocupados por el NAPL (el valor de saturación).

Debido a que muchos sitios involucran cientos, miles o cientos de miles de galones de NAPLs liberados en el subsuelo, la importancia relativa de la fase NAPL no debería ser pasado por alto. Mientras la fase disuelta es importante porque puede migrar relativamente fuera del sitio, los NAPLs sirven como fuentes continuas de contaminantes orgánicos disueltos a aguas subterráneas en periodos largos.

Dificultad para Confirmar la Presencia o Ausencia de NAPLs

Conociendo si un sitio esta contaminado por NAPL es importante desarrollar estudios para la caracterización del sitio y diseñar sistemas de remediación de aguas subterráneas confiables. En algunos sitios la presencia de NAPLs puede confirmarse mediante la observación visual si los hidrocarburos de fase libre se han acumulado en los pozos o están presentes en el suelo. En muchos sitios, sin embargo, la presencia de NAPLs es difícil de confirmar porque el NAPL residual no fluiría dentro de un pozo de monitoreo (este se encuentra atrapado en los poros del suelo) y al igual es difícil de ver por inspección visual de la esencia del suelo. Aunque varios métodos indirectos están disponibles para estimar el potencial de ocurrencia del NAPL, desde que miden las concentraciones de hidrocarburos en el suelo es todavía difícil de confirmar la presencia o ausencia de NAPLs en muchos sitios.

Dificultad en la remoción de NAPLs residuales atrapados

Las fuerzas capilares hacen que sea muy difícil o imposible remover todos los NAPLs que han sido liberados al subsuelo. Por ejemplo, las operaciones de recuperación de lubricantes en campo cuando se emplea sólo el bombeo como remoción típica, menos de una tercera parte del lubricante es recuperada de un depósito de petróleo. Las técnicas mejoradas de recuperación de lubricantes, tales como inundación o la aplicación de surfactantes, puede solamente recuperar del 50% al 80% del lubricante original (NAPL) hacia la superficie bajo condiciones óptimas. Estas tasas de recuperación son



aceptables en la industria de lubricantes, donde las cuestiones económicas determinan en última instancia la cantidad de lubricante recuperado de un depósito.

En sitios de residuos peligrosos, sin embargo la remoción de mucho más del 99% del NAPL es probablemente requerida para restaurar un acuífero contaminado para niveles de agua potable (es decir, bajas concentraciones en partes por billón para la mayoría de los compuestos orgánicos). En la mayor parte de los sitios, este nivel de recuperación es impráctico cuando se usa el bombeo y la inyección aisladamente.

Wilson y Conrad (1984) hicieron un resumen de los problemas propuestos para NAPL residual en 1984 cuando dijeron:

“La migración de los hidrocarburos esencialmente insolubles con el agua ocurre como un flujo continuo multifase bajo la influencia de las fuerzas de capilaridad, viscosidad y gravedad. Una vez que la fuente de hidrocarburos es eliminada, algo de estos es atrapado en el medio poroso debido a las fuerzas capilares. La migración de hidrocarburos es lenta, alcanzando la saturación residual. El hidrocarburo atrapado permanece como anillos pendulares y/o aislados, esencialmente como gotas inmóviles. Los hidrocarburos residuales actúan como una fuente continua de contaminantes, por ejemplo, el agua entra en contacto con la fase insoluble atrapada y lixivia los componentes hidrocarburos solubles”.

Tipos de NAPLs

Aunque los NAPLs están asociados con un diverso grupo de industrias y tienen un amplio rango de propiedades físicas, son generalmente clasificados por la gravedad específica (densidad relativa al agua) dentro de NAPLs ligeros (LNAPL) o NAPLs densos (DNAPL).

Los LNAPLs tienen una gravedad específica menor que la del agua, y flotarán sobre el nivel freático.

Los DNAPLs, por otro lado, tienen una gravedad específica mayor que la del agua y pueden hundirse profundamente dentro de la zona saturada.

Este sistema de clasificación simple, aunque se basa únicamente en la densidad, es un marco de referencia muy útil para evaluar la trayectoria de migración, las relaciones de los compuestos químicos y las industrias, y el destino último de los NAPLs en el subsuelo.

LNAPLs (Líquidos de Fase No Acuosa Ligeros)

Los LNAPLs son asociados principalmente con la producción del petróleo, refinación y ventas por distribución al mayoreo y menudeo (estaciones de servicio o gasolineras) de productos del petróleo (Newell y otros. 1995).

Los derrames y liberaciones accidentales de gasolina, keroseno, diesel y condensados asociados son fuentes de LNAPLs a las aguas subterráneas; Wiedemeier y otros, (1999) resumen el resultado de dos estudios que indicaron que el LNAPL de fase libre fue encontrado de un 40% a un 65% de los sitios de hidrocarburos de petróleo.



Cuando el NAPL es liberado de la superficie, este primero migra hacia abajo a través de la zona no saturada bajo la fuerza de gravedad. Después de encontrar una formación productora de agua, el LNAPL adquiere una forma de pay con tiras capilares y una porción de la parte superior de la zona saturada (ver figura III.21). El agua subterránea fluyendo pasa el DNAPL residual atrapado a componentes solubles disueltos del DNAPL, formando una pluma disuelta gradiente debajo de la zona del LNAPL. Los compuestos químicos de interés resultan de la disolución de productos del petróleo que incluyen benceno, tolueno, etilbenceno y xileno, (BTEX), así como otros hidrocarburos aromáticos, ver tabla III.9.

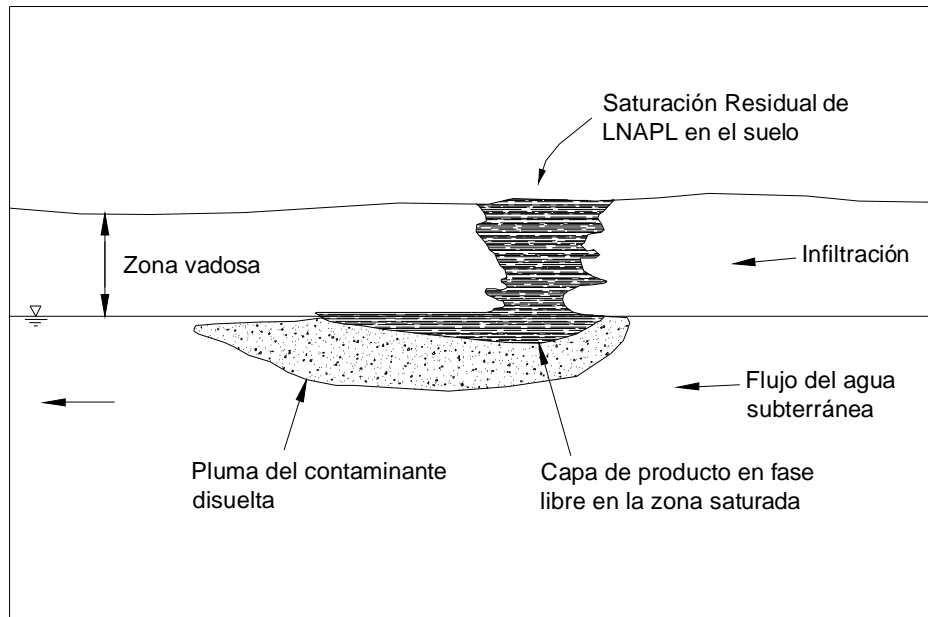


Figura III.21 Modelo conceptual de liberación de LNAPL

Debido a que los LNAPLs no penetran muy profundamente en el nivel freático y son biodegradables bajo condiciones naturales, son generalmente más manejables como problema ambiental que un DNAPL liberado. Con liberaciones a escala pequeña tales como aquéllas asociadas con estaciones de servicio (gasolineras), los procesos naturales usualmente atenuarán los impactos ambientales dentro de un periodo de varios años.

Tabla III.9. Típicos Compuestos Químicos asociados con un LNAPL liberado

<u>Aromáticos</u>
Benceno
Etilbenceno
Tolueno
Xileno
Naftaleno
<u>Alkanos Alifáticos</u>
Octanol
Decano



DNAPLs (Líquidos de Fase No Acuosa Densos)

Los DNAPLs son relacionados con una amplia variedad de actividades industriales, incluyendo el desengrasamiento, pulido de metales, manufactura química, producción de pesticidas, plantas de carbón u otras actividades que involucren la aplicación de los solventes clorinados.

Como los LNAPLs, los compuestos químicos principales de interés son los productos de disolución del DNAPL; para solventes tipo DNAPLs, estos compuestos químicos incluyen un amplio rango de hidrocarburos alifáticos clorinados y otros compuestos orgánicos tales como algunos hidrocarburos poliaromáticos (PAHs = polyaromatic hydrocarbons), y pentaclorobifenilos o bifenilospoliclorinados (PCBs = pentachlorobiphenyls) (ver tabla III.10). Después de su liberación en la superficie, los DNAPLs se mueven verticalmente en forma descendente a través de la zona vadosa. Si grandes cantidades de DNAPL han sido liberadas, la movilidad del DNAPL continuara su migración vertical hasta que es atrapado como un hidrocarburo residual o hasta que una unidad estratigráfica de baja permeabilidad sea encontrada, la cual puede crear “estanques” de DNAPL en la matriz suelo/acuífero. Sin embargo, los estanques son raramente observados en sitios de campo original. En la figura III.22 se muestra un estanque DNAPL colgado hasta que se llena en la parte superior y entonces se derrama sobre el borde de la unidad estratigráfica de baja permeabilidad. Este ejemplo demuestra cómo el movimiento de DNAPL es controlado por las fuerzas de densidad y la estructura del subsuelo, y típicamente no por el movimiento del agua subterránea.

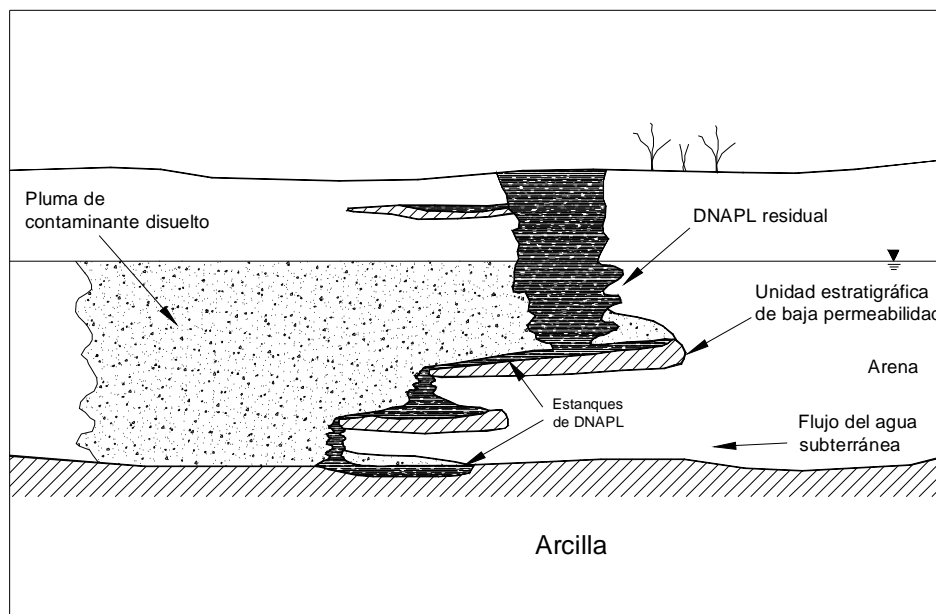


Figura III.22. Modelo conceptual de liberación de DNAPL
Fuente: Waterloo Centre Groundwater Research, 1991.

Los DNAPLs son observados mucho menos frecuentemente que los LNAPLs. Wiedemeier y otros (1999) recopiló datos de dos estudios los cuales mostraron que



el DNAPL fue observado sólo en un 15% a un 22% de los sitios contaminados con solventes clorinados en el agua subterránea. Un estudio de la EPA de 310 sitios del Superfondo encontró DNAPL presente en solo 13% de los sitios (U.S. EPA, 1993). El estudio de la EPA concluyó que 57% de todos los sitios del Superfondo en los Estados Unidos tienen un alto o moderado potencial por la presencia de DNAPL, al igual se pensó que fue observado en solo 5% de todos los sitios del Superfondo en estudio. En otras palabras, el DNAPL es probablemente una fuente importante de contaminación del agua subterránea en casi todos los sitios contaminados por solventes clorinados, a pesar de que este es raramente detectado en el sitio de los pozos de monitoreo.

Los DNAPLs particularmente si están compuestos de solventes clorinados, usualmente presentan un desafío mucho mayor para la remediación que los LNAPL por tres razones:

1. Los solventes clorinados disueltos no son tan biodegradables como los hidrocarburos del petróleo en algunos sitios, y por lo tanto pueden viajar largas distancias en el subsuelo;
2. La densidad y la baja viscosidad del solvente clorinado de los DNAPLs expanden la zona contaminada debajo del nivel freático en comparación con el LNAPL liberado, el cual permanece cerca de la superficie del nivel freático ; y
3. La densidad de los solventes clorinados, la tensión interfacial y la viscosidad permiten que se mueva a través de pequeñas trayectorias de flujo preferencial en el subsuelo, tanto que el DNAPL puede moverse dentro de zonas de baja permeabilidad que son difíciles de remediar. Los acuíferos contaminados con grandes cantidades de DNAPLs son casi imposibles de restaurar a sus condiciones originales usando algunas de las tecnologías de limpieza del agua subterránea comúnmente probadas (Pankow y Cherry, 1996).

TRANSPORTE DE NAPL – PROCESOS GENERALES

Partición NAPL – Agua

El **coeficiente de partición NAPL-agua**, K_0 , no es constante, ya que depende de la composición de la fase del NAPL. Debido a estos cambios en la composición con respecto al tiempo así como la edad del contaminante, uno podría esperar que K_0 así mismo cambiaría con el tiempo. **Modelos de composición**, los cuales simulan el comportamiento de muchos componentes de la fase de hidrocarburos, son usados regularmente en la ingeniería del petróleo, a través de su uso en estudios ambientales que han sido delimitados (Corapcioglu y Baehr, 1987; Baehr, 1987). La **ley de Raoult** es usada para describir la partición entre las fases NAPL y agua. Esta ley establece que *la concentración en la fase acuosa es igual a la solubilidad de la fase acuosa del componente en equilibrio con la fase pura del componente, multiplicada por la fracción molar del componente en la fase OIL (líquido orgánico insoluble)*. Esta ley se puede escribir para especies k como

$$c_{wk} = S_k X_k \quad [\text{Ec. III.61}]$$

Usando la definición de fracción molecular de la ecuación Ec. III.62.



$$X_i = \frac{\frac{c_i}{w_i}}{\sum_{j=1}^N \frac{c_j}{w_j}} \quad [\text{Ec. III.62}]$$

donde

X_i = fracción molar del componente "i" en una mezcla de N componentes

w_i = peso molecular del componente "i" (g/mol)

y resolviendo para el coeficiente de partición NAPL-agua $K_0 = c_0/c_w$ da la ecuación siguiente:

$$K_0 = \frac{w_k \sum_{j=1}^N \frac{c_{0j}}{w_j}}{S_k g_k} \quad [\text{Ec. III.63}]$$

Tabla III.10. Compuestos Químicos Típicos Asociados con un DNAPL liberado

Halogenados Volátiles	No Halogenados Semivolátiles
Clorobenceno	2-Metilnaftaleno
1,2-Dicloropropano	o-Cresol
1,1-Dicloroetano	p-Cresol
1,1-Dicloroetileno	2,4-Dimetilfenol
1,2-Dicloroetano	m-Cresol
Trans-1,2-Dicloroetileno	Fenol
Cis-1,2-Dicloroetileno	Naftaleno
1,1,1-Tricloroetano	Benzoantraceno
Cloruro de Metileno	Fluoreno
1,1,2-Tricloroetano	Acenafteno
Tricloroetileno	Antraceno
Cloroformo	Dibenzoantraceno
Tetracloruro de Carbono	Fluoranteno
1,1,2,2-Tetracloroetano	Pireno
Tetracloroetileno	Criseno
Dibromuro de Etileno	2,4-Dinitrofenol
Halogenados Semivolátiles	Misceláneas
1,4-Diclorobenceno	Alquitrán de hulla
1,2-Diclorobenceno	Creosota
Aroclor 1242, 1254, 1260	
Clordano	
Dieldrin	
2,3,4,6-Tetraclorofenol	
Pentaclorofenol	



La Ec. III.63 se escribe para una especie k la cual esta fuera de las N especies que comprenden la fase NAPL; w_j es el peso molecular del componente " j " (g/mol), c_0 es la concentración del componente " j " en la fase NAPL (g/L), S_k es la solubilidad de la especie k en el agua (g/L), y γ_k es el coeficiente de actividad de la especie " k " (la cual es igual a 1 para soluciones ideales). La Ec. III.63 en apariencia toma en cuenta que los cambios de K_0 son conforme a los cambios en la composición de la fase NAPL, dependiendo de la disolución, volatilización y degradación de los componentes.

Baehr y Corapcioglu (1987) usaron una mezcla simplificada para representar la gasolina que se muestra en la tabla III.11. De esta composición, varios K_0 son calculados de la Ec. III.63 y son listadas en la tabla III.12. Notar que el benceno, tolueno y xileno son todos hidrofóbicos, pero el grado de hidrofobicidad varía ampliamente. Incluido en las tablas están datos del metil-tert-butileter (MTBE), un mejorador del octano el cual ocupa más del 15% de la gasolina en volumen (Cline y otros., 1991). Los valores calculados mediante el uso de la mezcla de Baehr y Corapcioglu (1987) se comparan favorablemente con los valores medidos por Cline y otros., (1991).

Asumiendo condiciones ideales, Cline y otros. (1991) usaron una mayor aproximación a la ley de Raoult, la cual puede establecerse como

$$K_0 = \frac{1 \times 10^6 w_k \left(\frac{r_0}{w_0} \right)}{S_k} \quad [\text{Ec. III.64}]$$

donde ρ_0 es la densidad de la fase NAPL (g/mL), w_0 es el peso molecular medio de la fase NAPL (g/mol), w_k es el peso molecular del componente k (g/mol), y S_k es la solubilidad del componente de interés en el agua (mg/L). Cline y otros. (1991) demostraron que esta aproximación proporciona una adecuada forma de medir los coeficientes de partición de sus 31 muestras de gasolina. Cline y otros., usaron una densidad media de gasolina de 0.74 g/mL y un peso molecular medio de la gasolina de 100-105 g/mol. Los coeficientes de partición medidos mostraron una variación del 30% y se fijó que la relación de la ley de Raoult era adecuadamente representada por la tendencia de los valores en un trazo log-log.

En adición al coeficiente de partición, la composición del NAPL es importante en la determinación de la concentración del componente en el agua subterránea contaminada. Debido a que la concentración en la fase agua depende de la concentración de la fase NAPL, la composición del NAPL que determina el coeficiente de partición y la cantidad del componente que esta disponible para la contaminación de la fase agua.



Tabla III.11 Mezcla de pseudo-gasolina
(Baehr y Corapcoiglu, 1987).

Componente	Concentración del componente (g/L)	Peso molecular w_i (g/mol)
Benceno	8,2	78
Tolueno	43,6	92
Xileno	71,8	106
1-hexeno	15,9	84
Ciclohexano	2,1	84
n-hexano	20,4	86
otros aromáticos	74	106
otras parafinas (C ₄ -C ₈)	336,7	97,2
productos pesados (> C ₈)	145,1	128
	717,8	

Tabla III.12 Coeficientes de partición Combustible/Agua medidas por Cline y otros. (1991) comparado con valores K_0 calculados de Corapcioglu y Baehr (1987) en paréntesis.

Componente	K_0 medio	Coefficiente de variación (% desv.)
MTBE	15,5	19
benceno	350 (310)	21
tolueno	1250 (1200)	14
etilbenceno	4500	13
m-, p-xileno	4350	12
o-xileno	3630 (4200)	12
n-propilbenceno	18500	30
3-,4-etiltolueno	12500	19
1,2,3-trimetilbenceno	13800	20

EJEMPLO III.49 Partición del BTEX de la Gasolina

Un derrame de gasolina que contiene los componentes presentados en la tabla III.11 ocurre en un suelo con densidad $\rho_b = 1.6$ kg/L y fracción de carbono orgánico $f_{co} = 0.01$. La porosidad $n = 0.4$ se divide entre las fases agua, aire y NAPL como $\theta_w = 0.15$, $\theta_0 = 0.05$, y $\theta_a = 0.20$. Determinar la partición entre las fases suelo, agua, aire y NAPL de los componentes del BTEX (benceno, tolueno y xileno).

Solución.

- (1) La concentración molar para la mezcla de la gasolina se calcula dividiendo la concentración de componente (en g/L) en la tabla III.11 por el correspondiente peso molecular (en g/mol) y sumando todos los componentes:



$$\sum_{j=1}^9 \frac{c_{oj}}{w_j} = 7.0 \frac{\text{mol}}{\text{L}}$$

- (2) La concentración específica para cada componente es calculada de $m_j = \theta c_{oj}$. Para benceno, este valor es $m_{\text{benceno}} = (0.05) (8.2) = 0.41 \text{ g/L}$. Las otras concentraciones resultantes son $m_{\text{tolueno}} = 2.18 \text{ g/L}$ y $m_{\text{xileno}} = 3.59 \text{ g/L}$.
- (3) Usando las características de partición, y una temperatura considerada de 25°C (298 K), los coeficientes de partición resultante se muestran a continuación.

Coefficientes de partición				
Componente	K_H	K_d (L/kg)	K_0	B_w
benceno	0.23	0.83	310	17
tolueno	0.26	3.00	1200	65
Xileno	0.21	8.30	4200	220

- (4) Las concentraciones del BTX en las fases agua, aire, suelo y NAPL se calculan con

$$c_w = \frac{m}{B_w}, c_a = \frac{m}{B_a} = \frac{K_H m}{B_w}, c_s = \frac{m}{B_s} = \frac{K_d m}{B_w}, \text{ y } c_0 = \frac{m}{B_0} = \frac{K_0 m}{B_w} \quad [\text{Ec. III.65}]$$

Los porcentajes correspondientes del componente en las fases agua, aire, suelo y NAPL se calculan como

$$\%w = 100 \frac{q_w}{B_w}, \%a = 100 \frac{q_a K_H}{B_w}, \%s = 100 \frac{r_b K_d}{B_w}, \text{ y } \%o = 100 \frac{q_0 K_0}{B_w}$$

Las concentraciones y porcentajes resultantes se muestran a continuación.

Componente	Concentración en las fases (porcentaje)			
	agua (mg/L)	aire (mg/L)	suelo (mg/kg)	NAPL (g/L)
benceno	24 (0.88)	5.5 (0.27)	20 (7.8)	7.5 (91)
Tolueno	34 (0.23)	8.7 (0.08)	100 (7.4)	40 (92)
Xileno	16 (0.07)	3.4 (0.02)	130 (5.9)	67 (94)

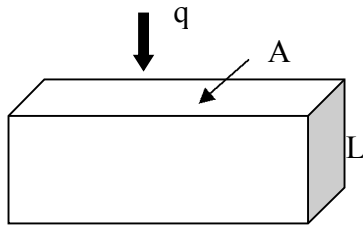
EJEMPLO III.50 Modelo de Lixiviado para un Derrame de Gasolina

Un derrame de gasolina de 5,000 L se expandió sobre una superficie de 100 m². Determinar las características del xileno del lixiviado, el cual esta presente en un 5% de la masa inicial de la gasolina. Asumir la misma composición de la gasolina y características del suelo del ejemplo III.49.



Solución.

(1) La profundidad de penetración L_0 , como se muestra en la Fig. III.23, se calcula como



$$L_0 = \frac{V_{derrame}}{q_{0r} A_{derrame}} = \frac{5 \text{ m}^3}{0.05 \times 100 \text{ m}^2} = 1 \text{ m}$$

Fig. III.23 Modelo de lixiviado para un derrame superficial

(2) En base a una densidad de la gasolina de 718 kg/m^3 , la concentración inicial del xileno es $0.05 \times 718 \text{ kg/m}^3 = 35.9 \text{ kg/m}^3$. Los coeficientes de partición son los mismos del ejemplo III.47. Una vez que la gasolina se ha expandido a través del perfil del suelo la concentración específica inicial se encuentra de $m_0 = q_0 c_0$ (inicial) = $0.05 \times 35.9 \text{ kg/m}^3 = 1.80 \text{ kg/m}^3$. Con esta concentración específica y el coeficiente de partición específico, las concentraciones en la fase individual se calculan como $c_w = 7.96 \text{ mg/L}$, $c_0 = 33,800 \text{ mg/L}$, $c_a = 1.67 \text{ mg/L}$, y $c_s = 0.0661 \text{ mg/kg}$. Notar que debido a la presencia de las otras fases, la concentración del xileno en la gasolina ha disminuido de 35.9 a 33.8 kg/m^3 . El porcentaje de xileno en las fases agua, combustible, aire y suelo son 0.0664% , 94.03% , 0.0186% , y 5.88% , respectivamente.

(3) De acuerdo con la ec. $c_s = K_d c_w$, la concentración específica es $m = B_w c_w$, y la masa total presente

$$M = A L_0 B_w c_w$$

El flujo másico advectivo de la región contaminada es

$$J A = q c_w A$$

La ecuación de continuidad entonces dice que

$$\frac{dM}{dt} = A L_0 B_w \frac{dc_w}{dt} = -q A c_w$$

la cual se puede integrar para encontrar

$$c_w = c_{lixiviado} = c_{w0} \exp\left(-\frac{q t}{L_0 B_w}\right) \quad [\text{Ec. III.66}]$$

donde c_{w0} es la concentración inicial en la fase acuosa. Por lo que, la concentración del lixiviado decrece exponencialmente, en relación a la masa total dentro de la región. Si la tasa neta de infiltración es 0.25 m/año , entonces la concentración del xileno en el lixiviado es dada por

$$c_w (\text{xileno}) = 7.96 e^{-0.00111(t)} \text{ mg/L}$$



donde t es el tiempo en años. Este valor corresponde a un lixiviado de "vida media" de 624 años, el cual es tan grande debido a la pequeña partición del xileno dentro de la fase móvil del agua. Notar que se ha despreciado la degradación y volatilización en este ejemplo, y no se consideró el cambio en K_0 que ocurre como otro de los componentes en el lixiviado de la fase de la gasolina.

Disolución de NAPL Residual

Para propósitos prácticos el NAPL residual es inmovilizado. Excepto a través del aumento de los medios físico/químicos, este no puede ser realizado para continuar la migración a través del medio poroso como una fase separada. Esta declaración no significa, sin embargo, que el NAPL residual no es de interés más lejano como un contaminante. Todos los componentes químicos del NAPL tienen alguna solubilidad en el agua, y los componentes del NAPL residual se disolverán en el agua subterránea fluyendo cerca de la región de contaminación. Los componentes son transportados como contaminantes solubles (miscibles) en la fase acuosa. El siguiente ejemplo muestra porqué esta idea es importante.

EJEMPLO III.51 Liberación de TCE

Considerar que se libera un barril (42 galones) de TCE al agua subterránea. Debido a que la densidad del TCE es $1,468 \text{ g/cm}^3$, este valor corresponde a una liberación de cerca de 230 kg. La solubilidad de TCE en el agua es 1.1 g/L. Se considera que la velocidad de Darcy es 10 pies/año, la porosidad es 0.35, y la retención de saturación del NAPL es 0.25. Estas aseveraciones implican que el volumen de suelo contaminado con NAPL es

$$V_{\text{NAPL}} = \frac{42 \text{ gal}}{7.48 \frac{\text{gal}}{\text{pie}^3} \times 0.35 \times 0.25} = 64 \text{ pies}^3$$

Se considera además, que la distribución del NAPL toma la forma de un cubo. Por lo que, la longitud del cubo es $L = V_{\text{NAPL}}^{1/3} = 4 \text{ pies}$. La sección transversal para el flujo de agua subterránea a través de la región contaminada es $A = 4^2 = 16 \text{ pies}^2$. Si el agua fluyendo a través de la región contaminada alcanza su límite de solubilidad del TCE, entonces el flujo másico de la fuente de la región es

$$m_f = q A c = 10 \text{ pies/año} \times 16 \text{ pies}^2 \times 1.1 \text{ g/L} \times 28.3 \text{ L/pie}^3 = 5000 \text{ gm/año}$$

Asumiendo que no se pierde TCE a través de la volatilización, biodegradación u otros procesos, el TCE soluble liberado hacia el agua subterránea ocurrirá en un período de tiempo igual a

$$T_{\text{liberación}} = \frac{230 \text{ kg}}{5 \text{ kg/año}} = 46 \text{ años}$$

Por lo que un barril liberado tomaría 46 años disolverse dentro del agua subterránea. El volumen del agua subterránea que sería contaminado por contacto directo con el derrame es

$$V_{\text{agua}} = q A T_{\text{liberación}} = 10 \frac{\text{pies}}{\text{año}} \times 16 \text{ pies}^2 \times 46 \text{ años} = 7360 \text{ pies}^3$$



y la longitud principal de la pluma es

$$L_{pluma} = \frac{q T_{liberación}}{n} = \frac{10 \frac{pies}{año} \times 46 años}{0.35} = 1300 \text{ pies}$$

Este análisis superficial sugiere que una liberación pequeña de NAPL puede resultar en una contaminación del agua subterránea a gran escala. Una cuestión de interés fundamental se centra en el mecanismo y tasa de transferencia de masa entre el NAPL residual y el agua subterránea. Miller y otros (1990) notaron que la mayoría de los datos de laboratorio y campo sugieren que la aceptación de equilibrio local es apropiada, acorde con la cual la concentración acuosa en contacto con el NAPL residual es igual a la concentración de equilibrio termodinámico. Al evaluar esta aceptación, se han realizado experimentos controlados de laboratorio de la transferencia de masa por disolución. Una pequeña sección de una columna de laboratorio es contaminada con NAPL residual, y agua limpia es transportada a través de la sección y muestreada gradiente abajo al final de la columna. Las variables de interés incluyen la magnitud del coeficiente de transferencia de masa como una función de la velocidad del agua subterránea y la cantidad de NAPL residual presente.

Para la interpretación de los resultados del experimento, debería ser formulado un modelo teórico. El modelo más simple considera que la transferencia del flujo másico es proporcional al producto del déficit de la concentración de equilibrio como una fuerza de acción y como un coeficiente de transferencia de masa:

$$J_{dis} = K_d (C_e - c) \quad [\text{Ec. III.67}]$$

donde J_{dis} es la transferencia de masa de disolución ($ML^{-2}T^{-1}$) entre el NAPL y las fase acuosa, k_d es el coeficiente de transferencia de masa de disolución (L/T), y $[C_e - c]$ es el déficit de concentración en la fase agua (ML^{-3}), donde C_e es la concentración efectiva de equilibrio en el agua del componente. Consideraciones adicionales sugieren que el coeficiente de transferencia de masa debería depender del área interfacial entre las fases NAPL y agua, y la velocidad del agua subterránea. Un modelo para el cambio de la concentración local acuosa se puede escribir como

$$n(1 - S_{or}) \frac{dc}{dt} = K_d a_{ow} (C_e - c) \quad [\text{Ec. III.68}]$$

donde a_{ow} es el área interfaseal NAPL-agua por volumen unitario (L^{-1}). Debido a la distribución desconocida de NAPL residual y la estructura compleja del medio poroso, sin embargo, no se puede estimar ya sea K_d o a_{ow} individualmente. Los parámetros pueden agruparse como un coeficiente de transferencia de masa, K . El coeficiente tiene unidades T^{-1} . Analizando los datos experimentales, las condiciones de estado establecido son alcanzadas, y la ecuación de transporte unidimensional para la fase agua se escribe como

$$v \frac{dc}{dx} - D \frac{d^2c}{dx^2} - K (C_e - c) = 0 \quad [\text{Ec. III.69}]$$



Con las condiciones de frontera

$$c(0) = 0 \quad \text{y} \quad \left. \frac{dc}{dx} \right|_{x=\infty} = 0$$

la solución es

$$\frac{c(x)}{C_e} = 1 - \exp \left\{ \left(\frac{v x}{2 D} \right) \left(1 - \sqrt{1 + \frac{4 D K}{v^2}} \right) \right\} \quad [\text{Ec. III.70}]$$

Con la Ec. III.70, las mediciones de la concentración acuosa al final de la región contaminada con NAPL puede ser usada para estimar K. Miller y otros (1990) usaron esta aproximación. Sus resultados sugieren que no hay relación significativa entre K y el tamaño medio de la partícula, pero que K depende de la velocidad de filtración. Sus datos sugirieron el modelo

$$Sh = 12 Re^{0.75} q_{or}^{0.6} Sc^{0.5} \quad [\text{Ec. III.71}]$$

En la Ec. III.71, Sh es el número de Sherwood, Re es el número de Reynolds, y Sc es el número de Schmidt, con

$$Sh = \frac{K d_m^2}{D}; \quad Re = \frac{v r_w d_m}{m_w}; \quad Sc = \frac{m_w}{r_w D} \quad [\text{Ec. III.72}]$$

donde d_m es el diámetro de grano medio. En la Ec. III.71, el contenido volumétrico residual de NAPL es introducido como una medida del área interfacial, a_{ow} , y Miller y otros (1990) notaron que hay un significado incierto en la estimación la potencia 0.6. La potencia 1/2 dependiente del número de Schmidt esta basado en analogía con otros problemas de transferencia de masa (Levich, 1962), y no esta basado directamente sobre la evidencia experimental.

Powers y otros (1992) reportaron un estudio similar. Sus análisis se basaron en la ecuación del transporte de masa despreciando la dispersión

$$q \frac{dc}{dx} + K(C_e - c) = 0 \quad [\text{Ec. III.73}]$$

donde q es la velocidad de Darcy. Con la condición de frontera $c(0) = 0$ y una columna de longitud L, la Ec. III.73 produce

$$K = - \left(\frac{q}{L} \right) \ln \left(1 - \frac{c}{C_e} \right) \quad [\text{Ec. III.74}]$$

Mientras que sus resultados experimentales mostraron una correlación pobre cuando θ_{or} se uso como una variable, ellos encontraron una fuerte correlación con la distribución del tamaño de grano. La mejor correlación es dada por



$$Sh = 57.7 Re_q^{0.61} d_m^{0.64} U^{0.41} \quad [\text{Ec. III.75}]$$

donde Re_q es el número de Reynolds basado en la velocidad de Darcy más que en la velocidad de filtración, d_m es el diámetro de grano medio (cm), y U es el coeficiente de uniformidad del suelo (d_{60}/d_{10}), donde "i" por ciento de las partículas son más pequeñas que d_i .

EJEMPLO III.52 Comparación de los Coeficientes de Disolución de la Transferencia de Masa

Al comparar los modelos dados por las ecuaciones III.71 y III.75, considerar un lecho empacado con $d_m = 0.5$ mm, $n = 0.38$, $q = 1$ m/d, y tolueno residual a $S_{or} = 0.15$. Para el tolueno, $D_m = 0.8 \times 10^{-5}$ cm²/s, así que

$$Sc = \frac{m_w}{r_w D} = \frac{0.01 \text{ g/cm-s}}{1 \text{ g/cm}^3 \times 0.8 \times 10^{-5} \text{ cm}^2/\text{s}} = 1250$$

La velocidad de filtración es

$$v = \frac{q}{n(1 - S_{or})} = 3.1 \text{ m/d} = 3.6 \times 10^{-3} \text{ cm/s}$$

Esta situación da

$$Re = \frac{v r_w d_m}{m_w} = \frac{3.6 \times 10^{-3} \text{ cm/s} \times 1 \text{ g/cm} \times 0.05 \text{ cm}}{0.01 \text{ g/cm-s}} = 0.018$$

y, de la Ec. III.71,

$$Sh = 12 (0.018)^{0.75} (0.38 \times 0.15)^{0.6} (1250)^{0.5} = 3.74$$

Similarmente, la Ec. III.75 da

$$Sh = 57.7 (5.8 \times 10^{-3})^{0.61} (0.05)^{0.64} (1)^{0.41} = 0.37$$

la cual es un orden de magnitud más pequeña. Usando la más pequeña de estas,

$$k = \frac{D_m \times Sh}{d_m^2} = \frac{0.8 \times 10^{-5} \text{ cm}^2/\text{s} \times 0.37}{(0.05 \text{ cm})^2} = 1.2 \times 10^{-3} \text{ s}^{-1} = 100 \text{ d}^{-1}$$

La Ec. III.74 puede ser usada para encontrar la longitud de la región contaminada requerida antes $c = 0.99C_e$. Para este ejemplo, la Ec. III.74 da

$$L = -\left(\frac{q}{k}\right) \ln\left(1 - \frac{c}{C_e}\right) = -\frac{1 \text{ m/d}}{100 \text{ d}^{-1}} \ln\left(1 - \frac{0.99 C_e}{C_e}\right) = 0.046 \text{ m}$$

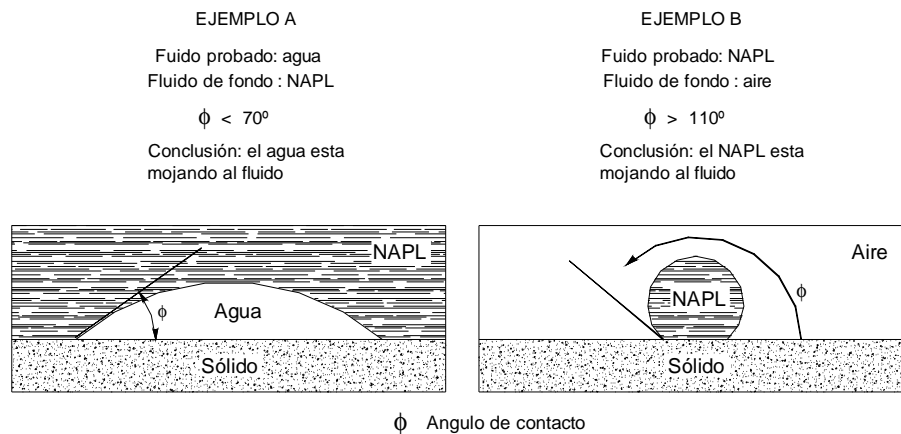


y usando los resultados de la Ec. III.71 produciría $L = 0.46$ cm. Para ambos modelos considerados en este ejemplo, es claro que la transferencia de masa es rápida comparada con la rapidez del flujo del agua subterránea y que la aceptación del equilibrio local proporcione un modelo útil y válido para la partición de NAPL residual.

Transporte de NAPL a Nivel de Poro

A nivel de poro, el movimiento de NAPL ocurre cuando bastante presión es disponible para forzar la fase libre del NAPL a través de una pequeña garganta de poro y así desplazar el aire y/o el agua que estaban ocupando el poro. La cantidad de presión que es requerida depende de las fuerzas capilares que actúan sobre los diferentes fluidos en ya sea del lado de la garganta de poro. Por ejemplo las fuerzas capilares trazaran algunos fluidos a través de una garganta de poro y desplazarán un segundo fluido residente en el poro. La manera que las fuerzas capilares actúan sobre estos dos fluidos es parcialmente explicada por el humedecimiento: el fluido trazado dentro del poro es referido como el fluido húmedo mientras que el fluido repelido por las fuerzas capilares es el fluido no-húmedo (Bear, 1972).

La humedabilidad es definida como la tendencia de un fluido a expandirse preferentemente sobre una superficie sólida a favor del segundo fluido. Esta es medida por observación del ángulo de contacto de un fluido de prueba sobre una superficie cuando es rodeada por un gran volumen de un fluido anterior: un ángulo de contacto menor a 70° indica que la cantidad pequeña del fluido de prueba y el fluido anterior es no-húmedo (ver figura III.24). Un ángulo de contacto mayor de 110° indica que el fluido de prueba es no-húmedo, y ángulos de contacto entre 70° y 110° son sistemas húmedos-neutros (Mercer y Cohen, 1990).



Relación general mojada para aire, agua y NAPL:

Sistema	Fluido "mojado"	Fluido No "mojado"
aire : agua	agua	aire
aire : NAPL	NAPL	aire
agua : NAPL	agua	NAPL
aire : NAPL : agua	agua > orgánico > aire	aire

Figura III.24 Configuración de humedabilidad (mojabilidad) para NAPL, mostrando un ejemplo de agua mojando y otro de NAPL mojando.



La humedabilidad es cercanamente a otra propiedad física, la tensión interfacial, la cual es definida como la energía de la superficie libre en la interfase entre los dos fluidos insolubles (Villaume, 1985). La interacción entre las moléculas similares por un lado de la interfase y las moléculas diferentes por el otro lado produce fuerzas capilares cuando los dos fluidos entran en contacto con una fase sólida, tal como una garganta de poro. Valores de tensión interfacial han sido reportados para muchos hidrocarburos orgánicos en contacto con el agua y las curvas que relacionan la presión capilar, la tensión interfacial, y la humedabilidad han sido desarrolladas Mercer y Cohen, 1990.

La aplicación del concepto de humedabilidad al transporte de NAPL en situaciones específicas de campo requiere información considerable del registro de propiedades físicas de cada fluido en el sistema y el sólido, esto es, los granos del suelo o del medio acuífero. Sin embargo, las generalizaciones siguientes se pueden hacer:

- El agua es casi siempre el fluido húmedo cuando se mezcla con aire o los NAPLs en el subsuelo.
- Los NAPLs sirven como el fluido húmedo cuando se mezcla con el aire, pero actúa como el fluido no-húmedo cuando se combina con el agua en el subsuelo (Domenico y Schwartz, 1990).

Estas reglas generales pueden elaborarse usando tres ejemplos del movimiento del NAPL:

- 1) Migración descendente del DNAPL a través de la zona saturada.
- 2) Movimiento del NAPL a través de la zona vadosa y
- 3) Comportamiento del LNAPL en el nivel freático.

Migración Descendente de DNAPLs en la Zona Saturada

Cuando los DNAPLs migran a través de la zona saturada, un sistema de tres fases consistiendo sólido, agua y DNAPL es formado. El DNAPL actúa como un fluido no-húmedo que podría dominar las fuerzas capilares en orden a estrechar a través de la garganta de poro, de un poro lleno con un fluido húmedo, en este caso agua. La presión que podría ser excedida se le llama presión de entrada. Al entrar el pozo, suficiente fuerza de manejo puede ser generada de la combinación de (1) las fuerzas de densidad del DNAPL y (2) las fuerzas de presión pendientes en la masa continua de DNAPL. Si la fuerza de empuje es mayor que la presión de entrada, entonces el DNAPL se moverá hacia arriba y entrará al pozo. Cuando la fuerza de empuje es removida, la masa de DNAPL continúa puede dividirse en gotas condensadas de NAPLs residual, localizadas en su mayor parte en grandes poros de la matriz del acuífero (ver figura III.8.4).

A menos que los compuestos químicos sean mas ligeros que el agua, los DNAPL continuarán su movimiento vertical descendente hasta que ellos alcancen una barrera estratigráfica o hasta el suministro original de DNAPL es agotado y la masa del DNAPL es convertida a DNAPL residual. En algunos casos, la migración descendente puede continuar cientos de pies debajo de la superficie.



NAPLS EN LA ZONA VADOSA

La infiltración del NAPL dentro de la zona vadosa resulta en un sistema de cuatro fases consistiendo de la fase aire, fase agua, fase sólida y fase NAPL (U.S. EPA, 1990); (Huling y Weavwe, 1991), el agua en los granos del suelo sirven como un fluido de humedecimiento, y el NAPL actúa como un fluido de humedecimiento con respecto al aire sobre la película de agua y un fluido de no humedecimiento con respecto al agua (Domenico y Schwartz, 1998). En otras palabras, el NAPL migrando en forma descendente se infiltra relativamente fácil dentro del medio poroso ya que este es un fluido parcialmente humedecido en este sistema de cuatro fases, y las fuerzas capilares no repelen el movimiento de los NAPLs cuando entran a un poro ampliamente lleno de aire. Si suficiente NAPL es disponible, este continúa moviéndose en forma descendente del área de la fuente formando:

- 1) Películas entre las fases gaseosas y agua y/o
- 2) Gotas de NAPL que remplazan el gas en los poros, o agua en la garganta de los poros (U.S. EPA 1990) La tendencia de un cierto compuesto químico a formar películas o gotas depende de las propiedades físicas de los compuestos químicos.

Solventes clorinados por ejemplo, generalmente no forman grandes películas continuas cuando es liberado en la zona vadosa y responderá diferentemente a las técnicas de remediación tales como la ventilación del suelo y la biodegradación in situ de los compuestos químicos que formarán películas (U.S. EPA, 1990).

Cuando el suministro original de NAPL es agotado, algo del espacio poroso en la zona vadosa será ocupado por la permanencia del NAPL residual en películas y/o gotas, con el resto del espacio poroso lleno de aire/vapor (principalmente localizados en poros grandes) y agua (se expande sobre la superficie de los granos del suelo y llenando los poros más pequeños).

La saturación residual de los NAPLs (ya sean LNAPLs o DNAPLs) en la zona saturada es usualmente mayor que aquella en la zona no saturada por un factor de dos a cinco (Domenico y Schwartz, 1990). La razón de las mayores concentraciones de NAPLs residuales en medios saturados se debe a los factores siguientes (Mercer y Cohe, 1990; U.S. EPA, 1990):

- a) La relación de densidades NAPL/aire es mayor que la relación de densidades NAPL/agua, favoreciendo el drenaje de los NAPLs de la zona vadosa.
- b) En la zona saturada, los NAPLs son el fluido no humedecible y son atrapados en los poros grandes.
- c) Los NAPLs tienden a expandirse más lejanamente en la zona vadosa por las condiciones favorables de capilaridad.

DESTINO DE LOS NAPLs EN EL SUBSUELO

Mucho del NAPL que es liberado en el subsuelo tiende a ser atrapado por las fuerzas capilares en los poros y fracturas de la matriz suelo/acuífero. Eventualmente, sin embargo, los hidrocarburos que componen los NAPLs son ya sea:



- (1) transferidos al aire,
- (2) transformados a dióxido de carbono y agua, o
- (3) transferidos al agua.

Estos tres procesos son llamados **volatilización, biodegradación/hidrólisis in situ, y disolución.**

VOLATILIZACIÓN

La transferencia de un contaminante de la fase acuosa, NAPL, o directamente de la fase adsorbida hacia la fase gaseosa es un proceso conocido como volatilización.

La tasa y extensión a la cual la volatilización ocurre es fuertemente influenciada por un número de parámetros incluyendo la fase del contaminante, la presión de vapor del contaminante, los factores ambientales (es decir, temperatura, y otros), la proximidad con respecto a la zona vadosa, y otros parámetros específicos del sitio. Debido al rango de los factores que influyen en la volatilización, esta resulta difícil de calcular la contribución de este proceso en el destino de los componentes químicos en el agua subterránea.

En la forma más simple, el proceso de volatilización puede ser ilustrado de una manera análoga al de la prueba de partición octanol-agua mencionado anteriormente en el proceso llamado "retardación".

Para la evaluación de la volatilización sin embargo, considera una botella cerrada que contiene agua y aire en vez de agua y octanol. Si un contaminante es introducido en la botella (considerando que la concentración resultante de la fase acuosa no excede la solubilidad acuosa, por lo que por lo tanto evitando la formación de una fase no acuosa o una fase cristalina) y alcanzando el equilibrio, cierta fracción del contaminante agregado estará en la fase gaseosa. La distribución de un componente químico entre el agua y el gas en equilibrio se describe por el **coeficiente de la ley de Henry.**

Matemáticamente, la ley de Henry se presenta en la siguiente ecuación, donde **P**, es la presión parcial del contaminante, **[C]_{ac}** es la concentración del contaminante en la fase acuosa, y **H_c** es la constante de Henry.

$$H_c = \frac{P_c}{[C]_{ac}} \quad [\text{Ec. III.76}]$$

No obstante la simplicidad relativa de H_c , un factor que complica el uso de los valores reportados H_c es la variedad de unidades usadas en su expresión. Las unidades de la ecuación son [L-atm/mol]. Los coeficientes de la ley de Henry así mismo comúnmente son expresados en forma adimensional donde la concentración en la fase gaseosa es expresada en moles/L en vez de presiones parciales. También, H_c es fuertemente influenciada por la temperatura y la intensidad iónica de la solución acuosa.

En los sistemas de aguas subterráneas que son aislados de la zona vadosa, la ley de Henry puede aplicarse para estimar la distribución del contaminante entre la fase acuosa y la fase gaseosa. Si el intercambio directo es posible con la zona vadosa, el equilibrio no puede ser alcanzado y el cálculo de la concentración en la fase gaseosa es más difícil.



Por otro lado, la atmósfera actúa como un sumidero infinito para el contaminante y las concentraciones en la fase gaseosa son siempre menores que el equilibrio. No obstante, las concentraciones bajas de gas observadas, el flujo neto de los contaminantes en la fase gaseosa bajo estas condiciones puede ser muy significativo. Adicionalmente, la volatilización desde el NAPLs en la zona vadosa o flotando sobre el nivel freático puede producir altas concentraciones de contaminantes en la fase gaseosa.

EJEMPLO III.53 Concentración en la fase gaseosa.

Un acuífero contaminado con cloruro de vinilo contiene una saturación de gas residual de 10% (es decir, el porcentaje de porosidad que contiene gas). Si la concentración del cloruro de vinilo en la fase acuosa es 0.70 mg/L, calcular la concentración en la fase gaseosa (mg/L) y el porcentaje de la masa total del cloruro de vinilo en la fase gaseosa de este sistema de doble fase ($T = 25^{\circ}\text{C}$, $P = 1 \text{ atm}$).

$$H_c \text{ de cloruro de vinilo} = 22,4 \text{ L-atm/mol}$$

Paso 1.

Convertir H_c a la forma adimensional. A 25°C y 1 atm de presión, la presión parcial del cloruro de vinilo [atm] es igual a los moles de cloruro de vinilo por moles totales de gas. Usando la ley del gas ideal, el volumen de gas de 1 mol bajo estas condiciones es igual a 24.45 L, así que

$$22.4 \frac{\text{L-atm}}{\text{mol}} = 22.4 \frac{\text{L}_{H_2O} - \text{mol}_{vc}}{\text{mol}_{gas} \bullet \text{mol}_{H_2O}} \times \frac{1 \text{ mol}_{gas}}{24.45 \text{ L}} = 0.916 \frac{\text{L}_{H_2O} - \text{mol}_{vc}}{\text{mol}_{gas} \bullet \text{mol}_{H_2O}}$$

Paso 2.

Cálculo de la concentración de gas

$$(0.7 \text{ mg/L}) (0.916) = 0.641 \text{ mg/L}$$

Paso 3.

Cálculo de la concentración de gas

$$\text{Masa total} = (0.7 \text{ mg/L}) (0.9 \text{ L/L}) + (0.64 \text{ mg/L}) (0.1 \text{ L/L}) = 0.69 \text{ mg/L en acuífero}$$

$$\text{Masa en gas} = 9\% \text{ del total}$$

En la zona vadosa, la volatilización puede ocurrir cuando el agua contaminada, el suelo conteniendo hidrocarburos adsorbidos, o el NAPL entre en contacto con el aire.

Los NAPLs en el subsuelo también se volatilizan, pero en una diferente fracción que aquella de una mezcla de compuestos orgánicos disueltos en el agua. Para un NAPL de fase pura, la presión de vapor define el equilibrio entre la fase de NAPL y la fase de aire. Para mezclas de NAPL, las condiciones de equilibrio para un hidrocarburo se describe por el principio de la **ley de Raoult**:

$$P_a = X_a P_0^a \quad [\text{Ec. III.77}]$$



donde

P_a = presión de vapor del hidrocarburo "a" en la mezcla del NAPL (atm)
 X_a = fracción en moles del hidrocarburo "a" en la mezcla del NAPL
 P_0^a = presión de vapor de un hidrocarburo puro "a" en el NAPL (atm)

Notar que si el NAPL es un componente individual, la fracción en moles es igual a 1.0 y la presión de vapor en la fase pura puede ser usada para estimar la presión de vapor en el sistema de interés.

EJEMPLO III.54 Concentración en el aire.

Un NAPL de benceno puro es liberado a la zona saturada. ¿Cuál es la concentración teórica de benceno en una corriente de aire que pasa a través de la zona contaminada? ¿Cuál es la concentración de benceno en el aire si el NAPL es comprimido en un 20% por fracción de mol de NAPL y 80% de componentes orgánicos?

Solución

La concentración teórica de benceno en el aire para el benceno puro NAPL puede ser expresado en dos formas, ya sea como concentración volumétrica en unidades de partes por millón (ppmv) o como una unidad en mg/L (notar que esto no es equivalente a ppm cuando el aire es el solvente). Calcular una concentración en términos volumétricos para el benceno puro, convirtiendo desde presión de vapor expresada en atmósferas usando la ecuación siguiente

$$P_a = (1) (0.10 \text{ atm}) \longrightarrow P_a = 0.1 \text{ atm}$$

$$C = P_a \text{ (atm)} \times 1,000,000 \text{ ppmv} \qquad C = 100000 \text{ ppmv}$$

donde

X_a = fracción en moles de benceno en el NAPL (1.0 para un benceno puro de NAPL)
 P_0^a = presión de vapor del componente en fase pura (0.10 atm o 76 mm de Hg)
 C = concentración volumétrica del benceno en aire (ppmv)

Calcular la concentración en mg de benceno por litro de aire, usar la expresión

$$C \text{ (mg/L)} = \frac{[X_a][P_0^a][MW]}{RT} = \frac{[1 \text{ mol/mol}][0.10 \text{ atm}][78.1 \text{ g/moles}][1000 \text{ mg/g}]}{[0.0821 \text{ L-atm/moles-K}][293 \text{ K}]}$$

$$C = 324.67 \approx 325 \text{ mg/L}$$

Si el NAPL contiene sólo el 20% de la fracción en moles de benceno, usar la ley de Raoult a estimar la presión real de vapor:

$$P_a = X_a P_0^a = 0.20 (0.10 \text{ atm}) \qquad P_a = 0.02 \text{ atm}$$

Para convertir a una concentración basada en masa usar la expresión siguiente:



$$C \text{ (mg/L)} = \frac{[X_a][P_0^a][MW]}{RT} = \frac{[0.2 \text{ mol/mol}][0.10 \text{ atm}][78.1 \text{ g/moles}][1000 \text{ mg/g}]}{[0.0821 \text{ L-atm/moles-K}][293 \text{ K}]}$$

$$C = 64.93 \approx 65 \text{ mg/L}$$

Comentarios

Concentraciones diferentes tienen aplicaciones prácticas diferentes: Las concentraciones volumétricas son a menudo comparadas contra las normas de salud, mientras que las concentraciones basadas en masa son importantes para el diseño de la remediación.

BIODEGRADACIÓN IN SITU

La biodegradación ya se trató en el inciso III.7.1, por lo que en esta parte se abordará aplicándose directamente a los NAPLs.

Los modelos conceptuales comunes de biodegradación asumen que la transformación biológica significativa no ocurre en los NAPLs mismos. Sin embargo, reacciones vigorosas de biodegradación pueden servir para reducir los contaminantes disueltos que resultan de la disolución, de ahí que un incremento en la fuerza de disolución incrementa la tasa en que los NAPLs son agotados. Los productos de la disolución del combustible de los NAPLs, tales como el BTEX que es un compuesto de la gasolina, son bien biodegradables en forma aeróbica y anaeróbica.

Muchos solventes clorinados son ahora conocidos a biodegradar en el subsuelo. Por ejemplo, los etenos clorinados (PCE, TCE, DCE y cloruro de polivinilo) son biodegradados por bacterias de clorinadoras llamadas halorespiratorias que consumen hidrógeno disuelto con solventes clorinados. El hidrógeno disuelto mismo es ya sea producido por las bacterias en forma natural que fermentan los componentes orgánicos no clorinados, o pueden ser agregadas directamente (Newwell y otros, 1998).

EJEMPLO III.55 Biodegradación in situ de una zona con una fuente de LNAPL

¿Cuánto tiempo tomará limpiar el agua subterránea para biodegradar la masa en una zona con una fuente de LNAPL? Usar los siguientes datos:

Profundidad de la penetración del LNAPL dentro de la zona saturada: 2 m

Ancho del LNAPL liberado en la zona saturada: 10 m

Masa del LNAPL: 1000 galones de gasolina (~ 2500 kg)

Fracción del BTEX en la gasolina: 10%

Velocidad de Darcy del agua subterránea: 0.1 m/d

La cantidad equivalente de BTEX que puede ser consumido para la limpieza del agua subterránea a través de la zona de la fuente (esto está basado en la capacidad asimilativa de la limpieza del agua subterránea, tal que la cantidad de oxígeno y otros captadores de electrones disponibles para la biodegradación): 10 mg/L



Solución.

El tiempo para degradar (t) se calcula como sigue:

$$t = \frac{[2500 \text{ kgLNAPL}] \left[\frac{0.1 \text{ kgBTEX}}{1 \text{ kgLNAPL}} \right] \left[\frac{10^6 \text{ mgBTEX}}{\text{kgLNAPL}} \right]}{\left[\frac{0.1 \text{ m}}{\text{día}} \cdot 10\text{m} \cdot 2\text{m} \right] \left[\frac{10^3 \text{ L}}{\text{m}^3} \right] \left[\frac{10 \text{ mg } e^- \text{ aceptados}}{1 \text{ L agua limpia}} \right] \left[\frac{1 \text{ mg BTEX removido}}{3.14 \text{ mg } e^- \text{ aceptado}} \right] \left[\frac{365 \text{ días}}{\text{año}} \right]}$$

$$t = \frac{250000000}{2324840.76} \qquad \qquad \qquad \mathbf{t = 107.53 \text{ años}}$$

Comentarios

Este cálculo indica que la limpieza del agua subterránea tiene la capacidad a biodegradar todos los contaminantes disueltos BTEX en la zona fuente de LNAPL en 107.53 años en este sitio. El tiempo real puede ser mayor, sin embargo, si la tasa de disolución del BTEX es menor que la tasa que el agua subterránea limpia entrega electrones aceptados a la zona fuente.

HIDRÓLISIS

La hidrólisis se refiere a una reacción química entre una molécula de contaminante y el agua. Este proceso es importante para ciertos contaminantes, incluyendo alcalidos, ésteres ácido carboxílico, y amidas ácido carboxílico (Tabla III.13). Comúnmente los contaminantes en el agua subterránea tales como los hidrocarburos aromáticos y los etenos clorinados no se hidrolizan apreciablemente (Tabla III.14). Un ejemplo de una reacción de hidrólisis es la presentada en la ecuación siguiente donde el 1-bromopropano reacciona con el agua para formar 1-propanol y un ión de bromuro.



Otros ejemplos son las sales de ácidos débiles



y ciertos haluros inorgánicos

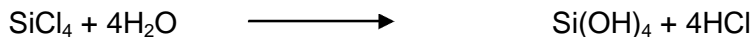




Tabla III.13 Grupos funcionales orgánicos generalmente resistentes a la hidrólisis.

Alcanos
Alquenos
Alquinos
Bencenos/bifenilos
Hidrocarburos aromáticos policíclicos
Hidrocarburos aromáticos policíclicos heterocíclicos
Aromáticos halogenados/PCBs
Dieldrin/aldrin y pesticidas de hidrocarburos halogenados relacionados
Compuestos nitro aromáticos
Aminas aromáticas
Alcoholes
Fenoles
Glicoles
Eteres
Aldehídos
Ketonas
Acidos carboxílicos
Acidos sulfónicos

Fuente: Lyman y otros, 1990.

La tasa a la que un componente químico se somete a la hidrólisis es fuertemente influenciada por la temperatura y el pH del sistema (Schwartzbach, y otros, 1993). Conforme se incrementa la temperatura, la tasa de la hidrólisis se incrementa. Conforme el pH es más ácido o alcalino (es decir, mayor que o menor que 7.0) las tasas de hidrólisis de catálisis ácida o catálisis básica pueden incrementarse.

Tabla III.14 Tipos de grupos funcionales orgánicos que son potencialmente susceptibles a la hidrólisis.

Alcalidos	Nitrilos
Amidas	Esteres ácido fosfórico
Aminas	Esteres ácido fosfórico
Carbamatos	Esteres ácido sulfónico
Esteres ácido carboxílico	Esteres ácido sulfúrico
Epóxidos	

Fuente: Lyman y otros, 1990.

Típicamente, la hidrólisis se describe con una expresión de tasa de primer orden como se muestra a continuación



$$\frac{dC}{dt} = -k_{hid} C \quad [\text{Ec. III.78.}]$$

donde C es la concentración de la especie química y k_{hid} es un coeficiente de tasa de hidrólisis de primer orden. El conocimiento de los factores tales como el pH y la temperatura es importante en la determinación del coeficiente de tasa apropiado para un contaminante en particular.

EJEMPLO III.56 Cálculo de la tasa de hidrólisis

Calcular el tiempo requerido para hidrolizarse el 95% de un componente químico en el agua asumiendo que tiene un coeficiente de tasa de hidrólisis de 0.001 día⁻¹.

Solución

Para determinar el tiempo requerido, la expresión mencionada antes puede ser integrada produciendo la siguiente expresión de tasa de primer orden

$$\ln \frac{C}{C_0} = -k_{hid} t \quad [\text{Ec. III.79}]$$

así que $\ln (0.05/1) = -0.001 (t)$ $t_{0.05} = 2,995 \text{ días} = 8.2 \text{ años}$

La hidrólisis es probablemente la más importante reacción no biológica para muchos componentes químicos relacionados con el NAPL, y es probablemente el más significativo proceso de destino ambiental para ciertas familias de componentes químicos, tales como los solventes clorinados selectos (es decir, 1,1,1-tricloroetano). La hidrólisis es una transformación no biológica donde un componente orgánico reacciona con el agua (o un ión componente del agua) para formar un componente orgánico derivado (Domenico y Schwartz, 1990):



En esta reacción, R-X es un hidrocarburo con X representando un halógeno atraído, de un grupo carbono, fósforo o nitrógeno.

Cuando se considera el efecto de la hidrólisis en los NAPLs, notar que solamente las moléculas en la superficie de una gota de NAPL esta en contacto con el agua, con lo cual previene la hidrólisis de las moléculas de hidrocarburos en la parte interna de la gota. Similarmente, los NAPLs en la zona vadosa no sufrirán hidrólisis ya que ellos están solamente en contacto con el aire.

DISOLUCIÓN

La transferencia de componentes orgánicos solubles de un líquido insoluble (tal como un NAPL) al agua es llamada disolución. En la zona vadosa, la infiltración del agua moviéndose al paso del NAPL disolverá los hidrocarburos solubles y los transportará a la



zona saturada. En acuíferos, la disolución ocurre cuando el NAPL lentamente se disuelve conforme el agua subterránea fluye al paso de las gotas de NAPL residual o en una laguna grande de NAPL de fase continua. Debido a que la mayoría de los sitios son probablemente afectados por los NAPLs, las plumas disueltas son un síntoma de la contaminación por NAPL ya sea en la zona vadosa o en la zona saturada (Weidemeier y otros. 1999).

Los factores más importantes que controlan la tasa de disolución son la saturación del NAPL en el subsuelo y la **solubilidad efectiva** de los hidrocarburos disueltos. Simplemente poner que, tasas altas de disolución son asociadas con más hidrocarburos solubles en un NAPL y/o grandes cantidades de NAPL en el subsuelo. Los parámetros secundarios que influyen en la tasa de disolución incluyen la velocidad del agua subterránea y la porosidad. Con varios de estos valores claves estimados del juicio de la ingeniería u obtenido de campo, una estimación de la tasa de disolución se puede obtener y usar para los propósitos de predicción de cuánto tiempo el NAPL servirá como una fuente activa de hidrocarburos disueltos en el agua subterránea.

Relaciones de la Solubilidad Efectiva

Para un componente individual de los NAPLs, la solubilidad de fase pura del componente orgánico se puede usar para estimar la concentración teórica del nivel superior de componentes orgánicos en acuíferos o para los cálculos de la disolución realizándose. Para NAPLs comprimidos de una mezcla de componentes químicos, sin embargo, el concepto de **solubilidad efectiva** debería ser empleado. La **solubilidad efectiva** es definida como la solubilidad acuosa teórica de un componente orgánico en el agua subterránea que esta en equilibrio químico con NAPL mezclado (un NAPL contiene varios componentes químicos orgánicos). La solubilidad efectiva de un componente químico orgánico particular se puede estimar multiplicando su fracción molar en el NAPL mezclado por su solubilidad en la fase pura, basado en los principios de la ley de Raoult, la cual fue comentada en la Ec. III.77, y se transforma como

$$S_i^e = X_{oi} S_i \quad [\text{Ec. III.80}]$$

donde

S_i^e = la solubilidad efectiva de componente indicador "i" en la fase agua(mg/L)

X_{oi} = la fracción molar del componente indicador "i" en la fase DNAPL (adimensional)

S_i = la solubilidad del componente indicador "i" en el agua (mg/L)

Las solubilidades efectivas pueden calcularse para todos los componentes en una mezcla de DNAPL. Componentes orgánicos insolubles en la mezcla (tales como los alcanos con largas cadenas) reducirán la fracción molar y la solubilidad efectiva de más compuestos orgánicos solubles pero no contribuirán los componentes orgánicos de la fase disuelta en el agua subterránea. Notar que esta relación es aproximada y no cuenta para el comportamiento no ideal de las mezclas, tales como la consolvencia, etc. La fracción molar inicial del componente orgánico soluble en la fase del NAPL es determinado a través de análisis de laboratorio.



EJEMPLO III.57 Solubilidad Efectiva

Calcular la solubilidad efectiva de un DNAPL con una fracción molar de tricloroetileno (TCE) igual a 0.10.

Solución

La solubilidad efectiva se obtiene como

$$S_i^e = X_{oi} S_i = (0.10) (1100 \text{ mg/L}) = 110 \text{ mg/L}$$

Análisis. Cuando los componentes orgánicos solubles son encontrados en DNAPLs mezclados, ellos tienen una solubilidad teóricamente baja en el agua que si son encontrados como un componente puro de DNAPL. Esta es una de las razones por las cuales las concentraciones cercanas a la solubilidad nunca son encontradas en campo, como muchos de los DNAPLs causando plumas disueltas son mezcladas en los DNAPLs. La otra razón principal por la que nunca las condiciones de saturación son observadas en el campo es debido a la disolución con agua limpia. De igual manera en un área de alta saturación de DNAPL, hay todavía algunas líneas de corriente que nunca entrarán en contacto con el DNAPL.

CARACTERIZACIÓN DE NAPLs EN SITIOS DE REMEDIACIÓN

Aunque la presencia de NAPLs puede dominar los procesos de remediación en un sitio, esto es a menudo difícil de localizar las zonas de NAPL o confirmar la presencia del NAPL en el sitio. A continuación se discuten algunos de los métodos y técnicas empleados más importantes de forma directa e indirecta.

Medida Directa

Espesor aparente vs. real del LNAPL

El análisis de los hidrocarburos de fase libre en un pozo es la mejor evidencia de que los NAPLs están presentes en el subsuelo. Como podría esperarse, una capa flotando en un pozo de monitoreo indica la presencia de una capa de LNAPL flotando en la parte superior del nivel freático, mientras que una capa densa en el fondo de un pozo indica un DNAPL pesado en la formación. EL espesor de la capa del LNAPL en el pozo puede producir una indicación de un orden de magnitud del espesor de la capa flotante de LNAPL, con el "espesor aparente" en el pozo usualmente siendo de dos a diez veces el espesor del producto real en el acuífero (Cohen y Mercer, 1993). La principal razón para esta diferencia es vista en la Fig. III.25, donde el LNAPL en la formación es mostrada flotando en la parte superior del ascenso capilar mientras que el LNAPL en el pozo flota en la parte superior de, y parcialmente descendido, el nivel freático real.

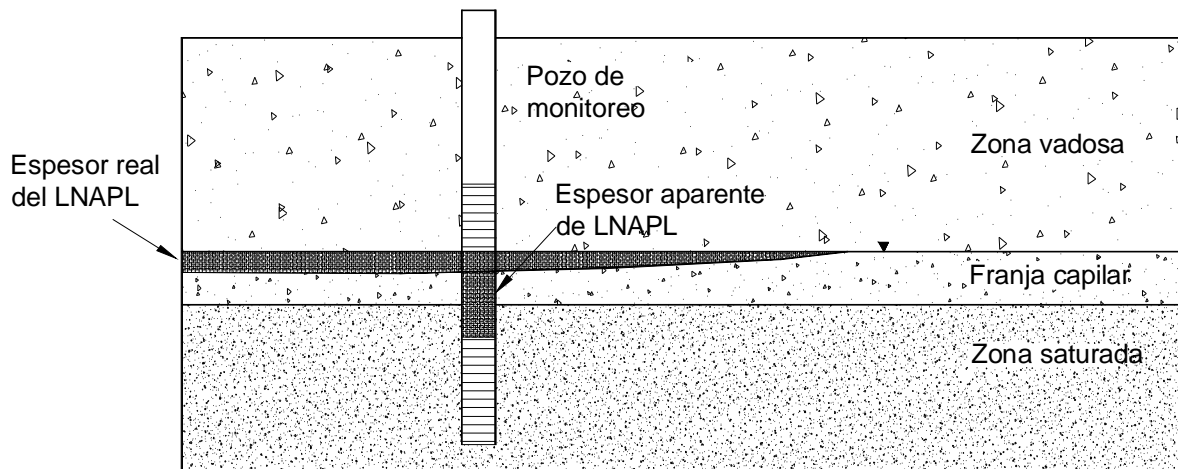


Figura III.25 LNAPL flotando en la parte alta de la franja capilar de la formación y acumulado en la tapa del nivel freático en el pozo.

La relación real entre el espesor aparente y verdadero del LNAPL es muy difícil de predecir. Hampton y Miller (1988) propusieron el uso de la siguiente relación simplificada para aproximar el verdadero espesor de la formación saturada con LNAPL. El espesor del LNAPL en una formación (h_f) puede ser aproximada por

$$h_f \approx h_w \frac{\rho_{\text{agua}} - \rho_{\text{LNAPL}}}{\rho_{\text{LNAPL}}} \quad [\text{Ec. III.81}]$$

donde

h_f = espesor del LNAPL en la formación

h_w = espesor del LNAPL en el pozo

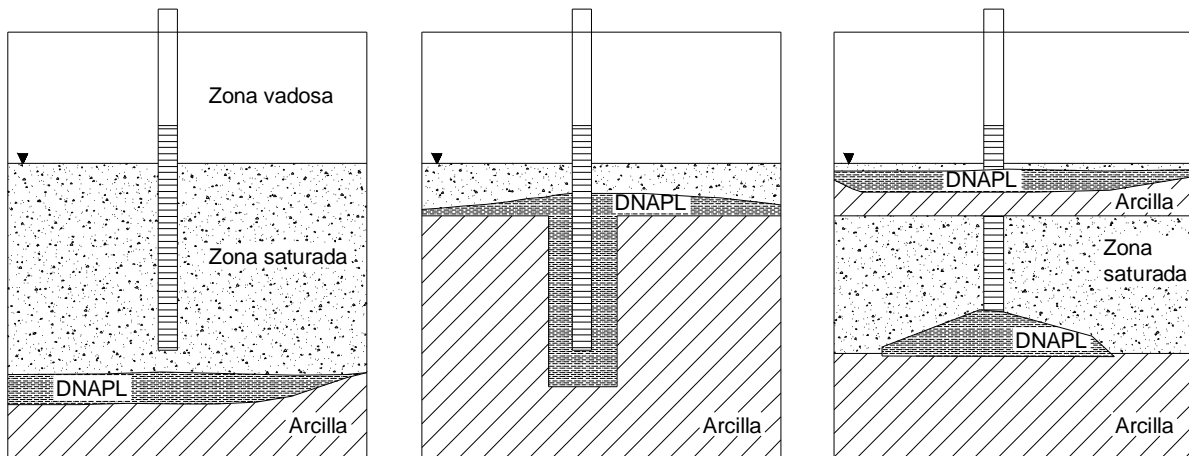
ρ_{agua} = densidad del agua

ρ_{LNAPL} = densidad del LNAPL

Notar que esta relación es solamente una aproximación de la condición real en campo. Algunos procedimientos de campo especializados, tales como el registro dieléctrico, pueden ser más útiles para estimar el verdadero espesor del producto en la formación.

Espesor del DNAPL en pozos

Mientras que el espesor del producto aparente puede proveer una indicación general de la cantidad de las condiciones del LNAPL en campo, el dato del espesor del DNAPL es mucho más difícil de interpretar y usar. A menos que el pozo de observación del DNAPL sea enrejillado directamente dentro de una laguna o lentes de DNAPL y sea construido correctamente, el espesor aparente del DNAPL puede dar indicaciones erróneas de la cantidad de DNAPL en la formación (ver Fig. III.26). En general, la acumulación de DNAPL en pozos solamente provee que el DNAPL móvil está presente en el subsuelo (Pankow y Cherry, 1996).



La altura de la rejilla queda debajo de la unidad confinante y no encuentra acumulación

La rejilla es demasiado profunda encima de la unidad confinante hay demasiada acumulación

La rejilla penetra la cámara de acumulación en el sitio incorrecto

Figura III.26 Problemas con la medición de DNAPL en pozos de monitoreo

Medidas Indirectas

Concentración y distribución en el agua subterránea

Aunque uno pudiera esperar que las concentraciones de los componentes químicos disueltos en las zonas del NAPL serían cercanas a la solubilidad de estos componentes químicos, en la práctica real las concentraciones altas son raramente observadas en campo. Dos principales explicaciones son a menudo dadas para este fenómeno:

- (1) la solubilidad efectiva relaciona los límites de la concentración real del componente disuelto en el agua subterránea en contacto con los NAPLs mezclados;
- (2) el pozo de monitoreo típico, construido con una rejilla de 10 a 20 pies de longitud, interseca muchas líneas de flujo "limpias" que no contactan con el NAPL, resultando en una dilución de la "suciedad" de las líneas de flujo relacionadas con el NAPL que son muestreadas.

Debido a estos factores, una regla a menudo empleada para establecer si las concentraciones de los componentes químicos relacionados con el NAPL en el agua subterránea son mayores que 1% de la fase pura o de la solubilidad efectiva, entonces los NAPLs están probablemente presentes en el sitio (U.S. EPA, 1992a, Pankow y Cherry, 1996). Notar que esta es una regla general y por lo tanto debería usarse en conjunto con otros indicadores de la presencia de NAPL. La EPA (1992) establece "sin embargo, ciertas concentraciones son generalmente aceptadas como indicadores de una alta probabilidad de un subsuelo con una fuente de DNAPL a través de un amplio rango de sitios (es decir, 1% o más de la solubilidad de un componente). Sin embargo, las concentraciones representan menos del 1% de la solubilidad de un componente no indica la ausencia de una fuente de DNAPL en el subsuelo".



EJEMPLO III.58 Medidas indirectas de la presencia de DNAPL: Regla del 1%

El sitio "A" tiene un pozo de monitoreo con concentraciones de tricloroetano disuelto del orden de 15 mg/L. ¿Qué indica la regla del 1% para DNAPLs en este sitio?

Solución

Solubilidad en fase pura del TCE = 1100 mg/L

1% de la solubilidad en la fase pura = 11 mg/L

Las concentraciones en este pozo exceden del 1% de la solubilidad en la fase pura.

Análisis

Las concentraciones en el sitio en este pozo sugieren que el DNAPL está presente en el sitio, al igual que a través de la fase libre del DNAPL no fue observado en el pozo. Aunque la presencia de DNAPL no puede ser probada explícitamente en el sitio, los datos de este pozo, indican una probable presencia del DNAPL.

Análisis químico de muestras de la matriz suelo/acuífero

Una regla general para muestras de suelo es que si mayor de 10,000 mg/kg de contaminación con hidrocarburos (1% de masa de suelo) es observada en la muestra de la matriz de suelo o acuífero, entonces esa muestra probablemente contiene algo de NAPL (Feenstra y otros., 1991). Un método más exacto emplea el cálculo de la partición basado en el análisis químico de muestras de suelo de la zona saturada y el concepto de solubilidad efectiva. Este método prueba la hipótesis inicial de que todos los componentes orgánicos en el subsuelo están ya sea disueltos en el agua subterránea o adsorbidos al suelo (asumiendo sorción de fase disuelta, no la presencia de NAPL). Usando la concentración de los componentes orgánicos en el suelo y el cálculo de la partición, una concentración teórica en el agua del poro de los componentes orgánicos en el agua subterránea es determinada. Si la concentración teórica del agua del poro es mayor que la solubilidad estimada del componente orgánico de interés, entonces el NAPL puede estar presente en el sitio (Feenstra y otros., 1991):

Paso 1: Calcular S_i^e , la solubilidad efectiva del componente orgánico de interés

Paso 2 : Determinar K_{co} , el coeficiente de partición carbono orgánico-agua de las fuentes bibliográficas o de relaciones empíricas basadas en K_{ow} , el coeficiente de partición octanol-agua, el cual también se puede encontrar en fuentes bibliográficas. Por ejemplo, K_{co} puede ser estimado de K_{ow} usando la siguiente expresión desarrollada para hidrocarburos poliaromáticos (Karickhoff y otros., 1979):

$$\log K_{co} = \log K_{ow} - 0.21$$

Otras relaciones empíricas entre K_{co} y K_{ow} se presentaron anteriormente.

Paso 3 : Determinar f_{co} , la fracción de carbono orgánico en el suelo, de un análisis de laboratorio de suelos limpios del sitio. Valores típicos para f_{co} varían de 0.03 a 0.00017 mg/mg (Domenico y Schwartz, 1990). Convertir los valores reportados en porcentaje a mg/mg.



Paso 4: Determinar o estimar ρ_b , la densidad de la masa del suelo, de un análisis de suelo. Los valores típicos varían para ρ_b de 1.8 a 2.1 g/mL (kg/L). Determinar o estimar θ_w , la fracción de porosidad llena de agua.

Paso 5 : Determinar K_d , el coeficiente de distribución (partición) entre el agua del poro (agua subterránea) y los sólidos del suelo :

$$K_d = K_{co} f_{co}$$

Paso 6 : Usando C_t , la concentración medida del componente orgánico en el suelo saturado en mg/kg, calcular la concentración teórica del agua en el poro asumiendo sin NAPL (es decir, C_w en mg/L):

$$C_w = \frac{(C_t r_b)}{(K_d r_b + q_w)}$$

Paso 7 : Comparar C_t y S_i^e , (del paso 1):

$C_w < S_i^e$ sugiere posible ausencia de NAPL.

$C_w > S_i^e$ sugiere posible presencia de NAPL.

El siguiente ejemplo III.57 muestra cómo este procedimiento de partición es aplicado a datos de campo para ayudar a determinar si acaso los NAPLs están presentes en el subsuelo.

EJEMPLO III.59 Medidas indirectas de la presencia de DNAPL: Datos del suelo

Una muestra de suelo extraída de un sitio con una liberación de gasolina muestra 100 mg/kg de benceno. ¿Esto indica que el benceno esta presente como un NAPL? La fracción de carbono orgánico natural en el suelo (f_{co}) es 0.1% o 0.001 gm/gm. Asumir que la gasolina es 2% benceno, el K_{co} para benceno es 38 L/kg, y la densidad del suelo es 1.8 kg/L.

Solución

Usando las ecuaciones anteriores:

Solubilidad del benceno en fase pura = 1,740 mg/L

Solubilidad efectiva = $S_i^e = (0.02) (1740) = 34.8$ mg/L

$$K_d = K_{co} f_{co} = (38 \text{ L/kg}) (0.001) = 0.038 \text{ L/kg}$$

$$C_w = \frac{(C_t r_b)}{(K_d r_b + q_w)} = \frac{\left(100 \frac{\text{mg}}{\text{kg}}\right) \left(1.7 \frac{\text{kg}}{\text{L}}\right)}{\left[\left(0.038 \frac{\text{L}}{\text{kg}}\right) \left(1.7 \frac{\text{kg}}{\text{L}}\right) + 0.35\right]}$$



$$C_w = 414 \text{ mg/L}$$

$$S_i^e = 34.8 \text{ mg/L}$$

$C_w > S_i^e$ (la presencia de NAPL es indicada en esta muestra de suelo)

Comentarios

Debido a que las gotas de NAPL residual son tan pequeñas, a menudo estas no pueden ser vistas. Este simple análisis puede ser usado para ayudar a determinar cuando el NAPL este presente en el suelo. C_w representa la concentración teórica del agua del poro si no había presencia de NAPL. S_i^e representa la solubilidad efectiva en la presencia del NAPL, esto es, concentraciones más bajas que podrían ser esperadas si el NAPL estuviera allí. Desde que C_w es mayor que S_i^e entonces la presencia de NAPL es indicada.

Geofísica

Debido a la dificultad en la localización de NAPLs en el subsuelo, pozos de exploración y geofísica superficial han venido a ser más populares para la caracterización de los sitios. El radar penetrando en el terreno, la resistividad compleja, y la inducción electromagnética han sido aplicadas para detectar hidrocarburos acuosos y no acuosos en algunos sitios (U.S. EPA, 1992). El valor de estos métodos se incrementa con el número de aplicaciones a un sitio particular; estas técnicas geofísicas son mejor adecuadas para la detección de cambios en la composición del subsuelo, tal que una masa de NAPL de fase libre se mueve, que en evaluar las condiciones estáticas. Comúnmente la aplicación de la geofísica a sitios de residuos peligrosos es limitada debido al insuficiente número de resultados de los sitios investigados y por el número pequeño de personal que es capacitado para usar la geofísica para los problemas de remediación de aguas subterráneas.

Comportamiento del LNAPL en el Nivel Freático

La interacción entre el agua, el aire y los NAPLs es más compleja una vez que los NAPLs se aproximan al nivel freático y es asociado con las franjas capilares. En un sistema completamente saturado, el agua es el fluido humedecible y el NAPL es el fluido no humedecible de quién su movimiento es obstaculizado por las fuerzas capilares repelentes. La franja capilar representa la zona de transición entre un sistema donde los NAPLs son un fluido humedecible parcialmente (la zona vadosa) y donde ellos son el fluido humedecible (la zona saturada). Si la densidad de un NAPL es menor que la del agua, entonces se acumulará en la parte superior de la franja capilar y eventualmente el flujo en láminas delgadas a lo largo del nivel freático una vez que un cierto espesor mínimo es alcanzado (Domenico y Schwartz, 1990). Si la velocidad del LNAPL a través de la zona vadosa es bastante rápida, entonces la franja capilar se colapsará y el LNAPL se moverá más profundamente y penetrará el nivel freático en un transcurrido corto tiempo. Una vez que el LNAPL de suministro se agota, sin embargo, la masa continúa del LNAPL en la franja capilar empezará a romperse en gotas individuales y convertirse de una masa de fase libre de LNAPL a una zona conteniendo LNAPL residual.



Transporte de NAPL a través de fracturas y Heterogeneidades

En la sección previa se discutió los modelos teóricos para el movimiento de fluidos inmiscibles (insolubles) a través de un medio poroso mediante el movimiento a través de la porosidad principal del sistema, los espacios porosos abiertos. En el campo, sin embargo, el NAPL típicamente se mueve a través de trayectorias preferenciales (poros grandes, fracturas a escala pequeña, hoyos de las raíces, etc.) en el suelo y la matriz del acuífero. Por ejemplo, muchos estudios han mostrado que el DNAPL migrará preferencialmente a través de la porosidad secundaria adquirida en la matriz suelo/acuífero, esto es, fracturas grandes, divisiones, hoyos de raíces, planos de deslizamiento, capas de grano grueso, y otras características microestratigráficas más que saturando el volumen de un poro abierto de un medio poroso. (ver Pankow y Cherry, 1996). En general, las heterogeneidades tendrán los efectos siguientes en el movimiento del NAPL en el subsuelo:

- a) **Incremento de la Saturación Residual:** Al igual que pequeñas cantidades de arcilla o limo en un suelo (tan pequeño como 2% en peso) puede tener un efecto dramático en la migración del NAPL por la creación mucho más compleja, ramificando las trayectorias de migración y por el incremento al final de la saturación residual (U.S. EPA, 1990).
- b) **Profundidad de Penetración Incrementada en la Zona Vadosa:** la presencia de las heterogeneidades permite que el NAPL penetre mucho más profundamente dentro de la zona vadosa que por la predicción del uso de los valores típicos de saturación residual y asumiendo saturación uniforme del medio acuífero (ver figura III.27). Un estudio de investigación de campo mostró que al igual la liberación pequeña de DNAPL puede penetrar rápidamente a través de trayectorias de flujo preferenciales en la zona vadosa antes de alcanzar el nivel freático (Poulson y Kueper, 1992, Pankow y Cherry, 1996).
- c) **Unidades Confinantes Hechas de Grano Fino como Barreras Inefectivas al Flujo del NAPL:** la arcilla de los acuitardos que sirven como “unidades confinantes” efectivas en el contexto del flujo del agua subterránea podrían no servir como barreras efectivas a la migración de algunos DNAPLs (principalmente los solventes clorinados) por las heterogeneidades a microescala (U.E. EPA 1992d; Pankow y Cherry, 1996). Estudios de modelación han indicado que algunos DNAPLs de baja viscosidad pueden penetrar y migrar a través de líneas de fracturas capilares tan pequeñas como 20 micrones de ancho.

En un sitio del Superfondo, por ejemplo, volúmenes grandes de DNAPL fueron observados que se han movido distancias significativas (aproximadamente 50 pies verticalmente y 300 pies lateralmente) en propiedades con porosidad secundaria de variación de unidades de arcilla y limo subyaciendo el sitio (Connor, Newel y Wilson, 1989). Pankow y Cherry proporcionaron un vistazo detallado de la migración del DNAPL a través de las fracturas. La habilidad de los DNAPLs (principalmente solventes clorinados de DNAPLs) a penetrar fracturas pequeñas tiene enormes implicaciones con tomar en consideración la remediación. Parker y otros. (1994) demostró cómo algunos DNAPLs que son atrapados en las fracturas de origen natural en arcillas o rocas pueden disolverse relativamente rápido (en el límite unos pocos años) dentro de la arcilla o roca, dejando un medio geológico que es casi imposible de restaurar. La física de estos tipos de sistemas pueden ser muy favorables a la disolución del DNAPL, conforme el DNAPL se expande a lo largo de fracturas planas con áreas superficiales muy grandes. Las áreas superficiales



muy grandes, cuando se combinan con una potente fuerza difusiva entre la fractura de concentración alta y la matriz de concentración baja, resulta en una rápida desaparición difusa de los DNAPLs (Parker y otros., 1994; Pankow y Cherry, 1996)(ver figura III.28).

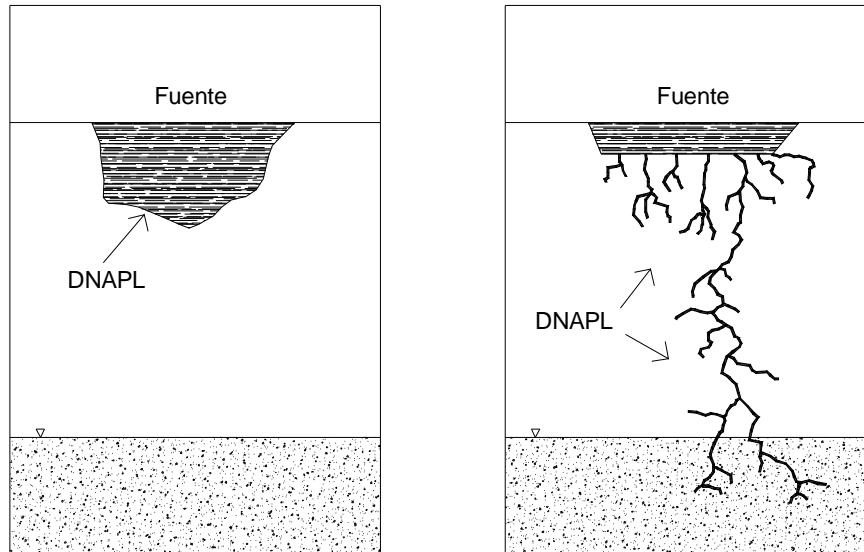


Figura III.27 Migración de NAPL con primaria porosidad vs. con porosidad secundaria (a) Migración de NAPL a través de porosidad primaria (b) Migración de NAPL a través de porosidad secundaria presente (fracturas, huecos de raíces, etc.) el mecanismo de transporte más común.

Freeze y McWhorter (1997) desarrollaron un marco conceptual a evaluar cualitativamente los beneficios potenciales de la remoción del DNAPL de suelos fracturados y de baja permeabilidad, en un arreglo hidrogeológico relativo solventes clorinados son a menudo encontrados que penetran en fracturas pequeñas en unidades de arcilla del sitio. Los autores concluyeron que “las eficiencias muy altas de remoción de las masas son requeridas para alcanzar significativas reducciones de riesgos a largo plazo con las aplicaciones de tecnología de duración finita. Además, no es despreciable que las tecnologías comunes puedan alcanzar tales eficiencias en suelo heterogéneos de baja permeabilidad que exhiben propiedades de porosidad dual y trayectorias preferenciales”.

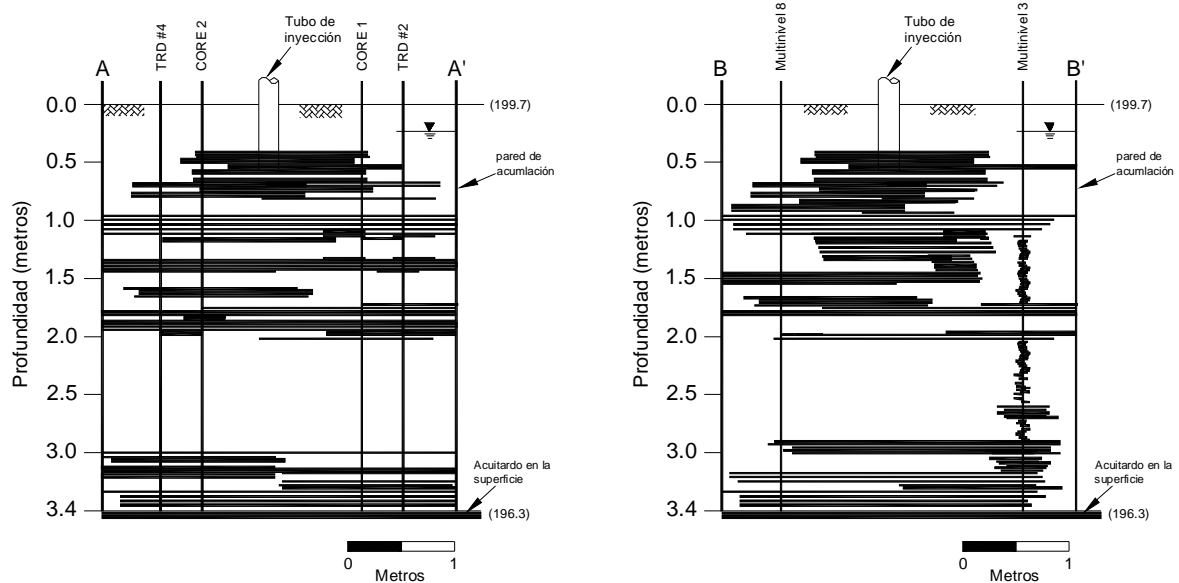


Figura III.28 Probable distribución de migración de rutas de PCE después de controlado el derrame de 230.9 litros de PCE dentro de una celda de muestra de arena en Borden. Se muestran dos secciones perpendiculares (secciones que cruzan y se intersectan en la parte media). Fuente: Kueper y otros., 1993.

Transporte de NAPL al Nivel del Sitio

Más allá de la escala del poro individual, la migración del NAPL es mucho más difícil de predecir. A escala de un sitio de residuos peligrosos, por ejemplo, el camino tomado por un NAPL que migra a través del subsuelo es dominado por factores relacionados con la liberación del NAPL, propiedades físicas del NAPL, y los factores geológicos más importantes (Freeze y Cherry 1991; U.S. EPA, 1992^a):

- a) Volumen de NAPL liberado
- b) Propiedades del medio suelo/acuífero, tales como el tamaño del poro y permeabilidad.
- c) Características microestratigráficas, tales como hoyos de raíces, fracturas pequeñas, y planos de deslizamiento encontrados en capas de limo/arcilla.
- d) Estratigrafía general, tal como la localización y topografía de unidades de permeabilidad baja.
- e) Propiedades del NAPL, como la humedecibilidad, la densidad, viscosidad, y la tensión interfacial
- f) Duración de la liberación, tal como un evento de tiempo instantáneo o una descarga continua de largo plazo
- g) Área de infiltración del NAPL al subsuelo.



Modelos Conceptuales de LNAPL

Después de un derrame o fuga cerca de la superficie, los LNAPLs y DNAPLs se mueven verticalmente en forma descendente bajo la fuerza de gravedad y la capilaridad del suelo. Cuando solamente una pequeña cantidad de NAPL fue liberada, sin embargo, toda la fase libre del NAPL es eventualmente atrapada en los poros y fracturas en la zona no saturada (ver figura III.29). La infiltración a través de la zona del NAPL disuelve algunos de los componentes orgánicos solubles en el NAPL, arrastrando compuestos orgánicos al nivel freático y formando una pluma de compuestos orgánicos disueltos en el acuífero. Este tipo de escenario de liberación es relativamente raro, comparado con los sitios donde el NAPL ha penetrado todo el camino a una unidad productora de agua (Wiedemeier y otros., 1999).

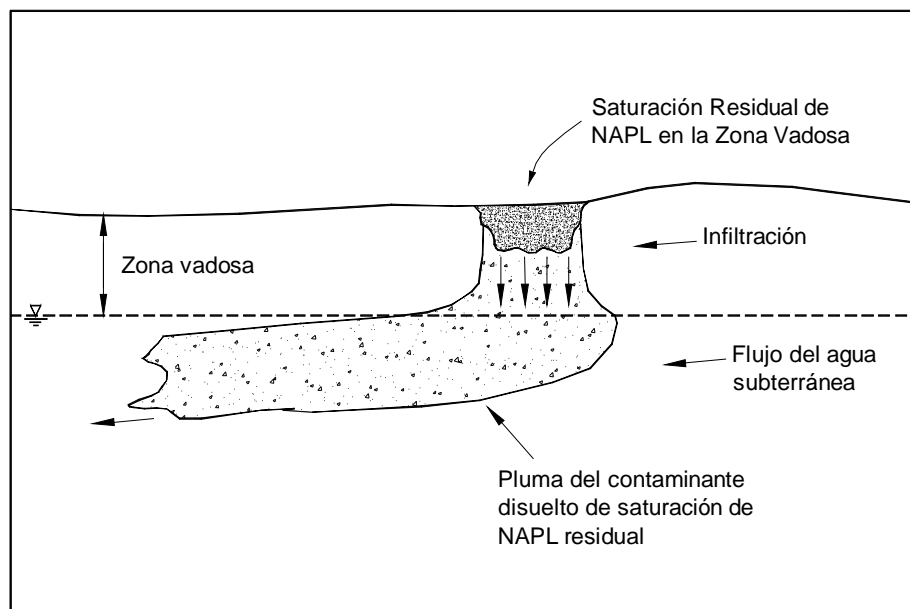


Figura III.29 Descarga de LNAPL solo en la zona vadosa.

Cuando bastante LNAPL es liberado hasta alcanzar el nivel freático, el LNAPL se expandirá a lo largo de la franja capilar y por arriba del nivel freático debido a las fuerzas de flotación. El movimiento del agua subterránea moverá este delgado LNAPL como una torta de pastel (hojuela) y los contaminantes solubles se disolverán para formar una pluma de hidrocarburo disuelto (ver figura III.29).

Si una fase libre del LNAPL esta presente, una caída del nivel freático disminuirá la capa de LNAPL flotante, dejando una fuente de NAPL residual atrás de la zona saturada cuando el nivel freático se recupera (ver figura III.30). Similarmente, una elevación del nivel freático, levantará la capa de fase libre dentro de la zona vadosa y puede incrementar la saturación residual de los suelos afectados después que el nivel freático desciende. Este movimiento es una de las causas de interés, porque esta incrementará la zona de hidrocarburo residual, y por lo tanto, incrementando gradualmente la concentración de los compuestos orgánicos disueltos.

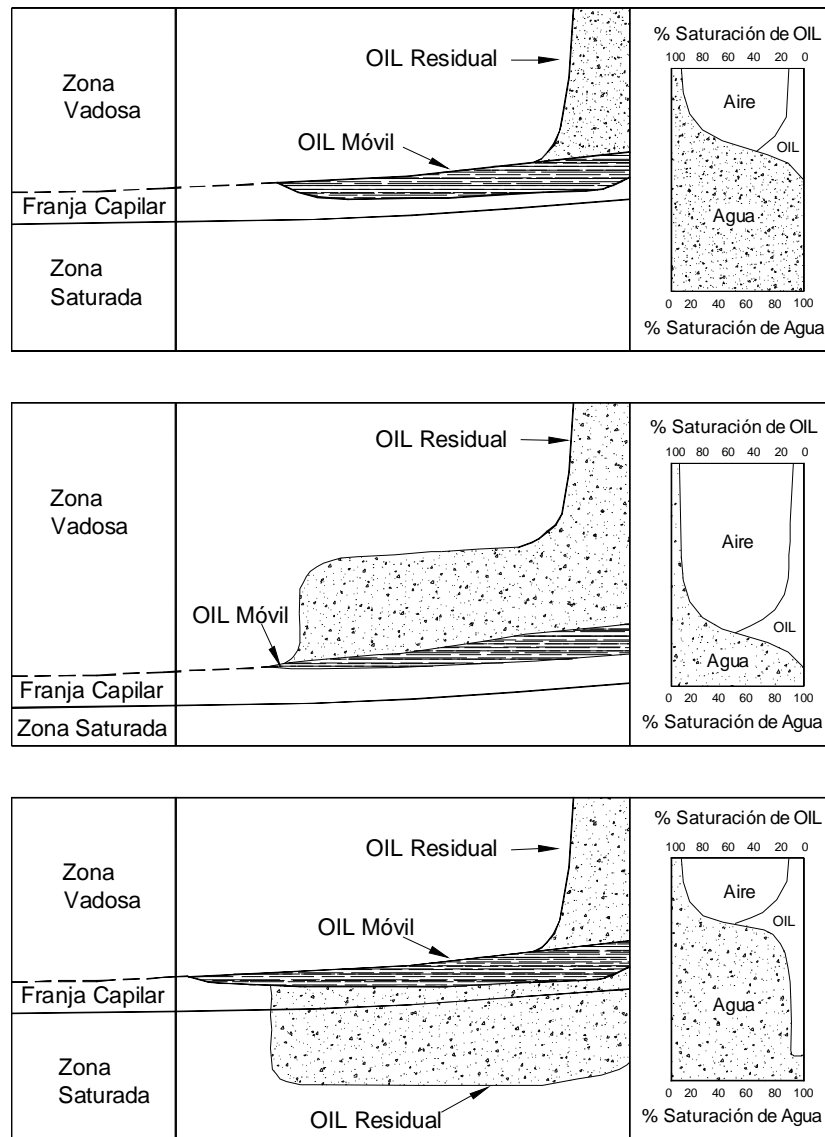


Figura III.30 Efecto de la caída y ascenso del nivel freático en la distribución y fase residual en LNAPL.

Fuente: Fetter, 1993

Como se muestra en la III.31 el NAPL que es forzado dentro del acuífero confinado por la presión alta de entrada puede migrar bajo las fuerzas de flotación en direcciones diferentes a la dirección del flujo del agua subterránea. Este fenómeno es muy similar al “atrapamiento” del aceite (lubricante) en depósitos de petróleo. Para incrementar la recuperación del LNAPL, los pozos de recuperación deberían ser instalados cerca de la parte superior de cualquier trampa estratigráfica y enrejillar a través del acuífero entre las fronteras confinantes.

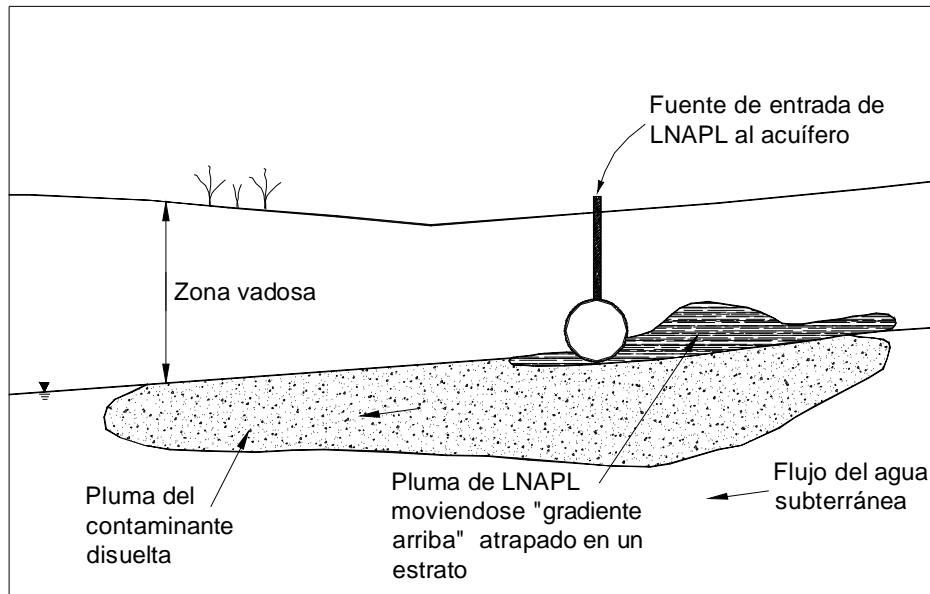


Figura III.31 Acumulación de LNAPL atrapado en un estrato de un acuífero confinado.

Modelos Conceptuales de DNAPL

Un DNAPL liberado en la superficie puede migrar todo el camino a través de la zona no saturada y entonces continuar descendiendo hasta que la movilidad del DNAPL se agote y sea atrapado como un hidrocarburo residual en el medio poroso (ver figura III.22). El flujo del agua subterránea que pasa por el DNAPL residual atrapado disuelve los componentes solubles del DNAPL, formando una pluma disuelta gradiente abajo de la zona del DNAPL.

La movilidad del DNAPL continuará con su migración vertical hasta que esta es convertida en un estado residual o hasta que sean encontradas unidades estratigráficas de baja permeabilidad las cuales pueden crear “estanques” de DNAPL en la matriz suelo/acuífero (ver figura III.22), aunque los estanques son raramente observados en sitios de campo.

El DNAPL introducido en un sistema de roca fracturada o arcilla fracturada sigue una trayectoria compleja basada en la distribución de fracturas en la matriz original (ver figura III.32). El número, densidad, tamaño y dirección de las fracturas usualmente no pueden ser determinadas debido a la extrema heterogeneidad de un sistema fracturado y la falta de tecnologías de caracterización económica del acuífero. Relativamente pequeños volúmenes de DNAPL pueden penetrar profundamente en los sistemas fracturados debido a la baja capacidad de retención de las fracturas y la habilidad de algunos DNAPLs de migrar a través fracturas muy pequeñas (< 20 micrones). Muchas unidades de arcilla, una vez consideradas a ser relativamente impermeables a la migración del DNAPL, a menudo actúan como medios fracturados con trayectorias preferenciales para la migración vertical y horizontal de DNAPL (Pankow y Cherry, 1996).

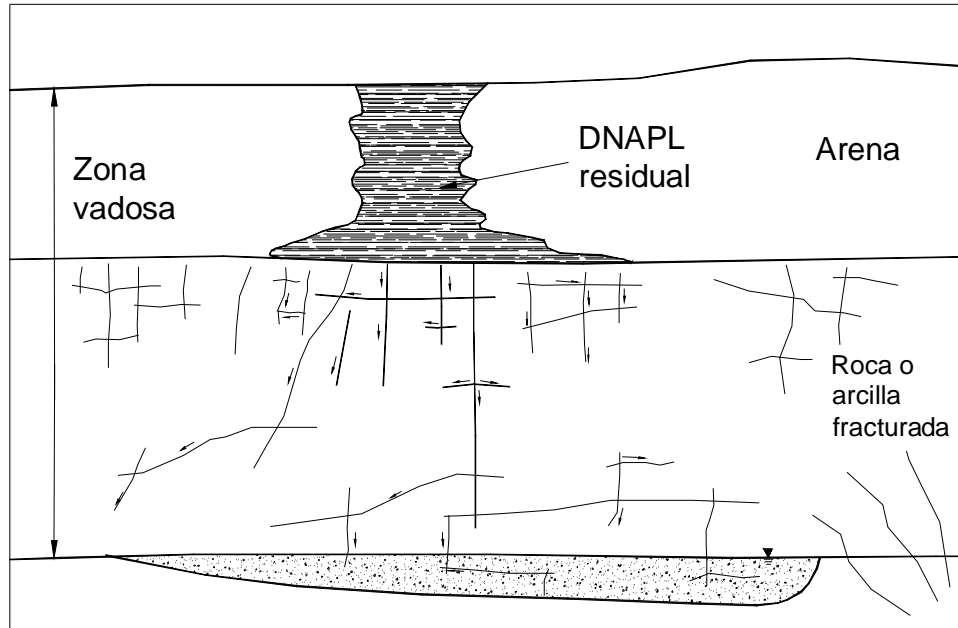


Figura III.32 Sistema de roca fracturada o arcilla fracturada.
Fuente: Waterloo Centre for Groundwater Research, 1991.

En el caso de un sitio compuesto de DNAPL, el móvil del DNAPL es migrar verticalmente de forma descendente a través de la zona no saturada y la primera zona saturada, produciendo una pluma disuelta en el acuífero superior (ver figura III.33). Aunque un estanque de DNAPL es formado en la unidad de arcilla fracturada, las fracturas son bastante grandes para permitir la migración vertical descendente al acuífero más profundo. El DNAPL entonces se estanca en una baja topografía en una unidad impermeable subyacente, y se forma una segunda pluma de componentes disueltos.

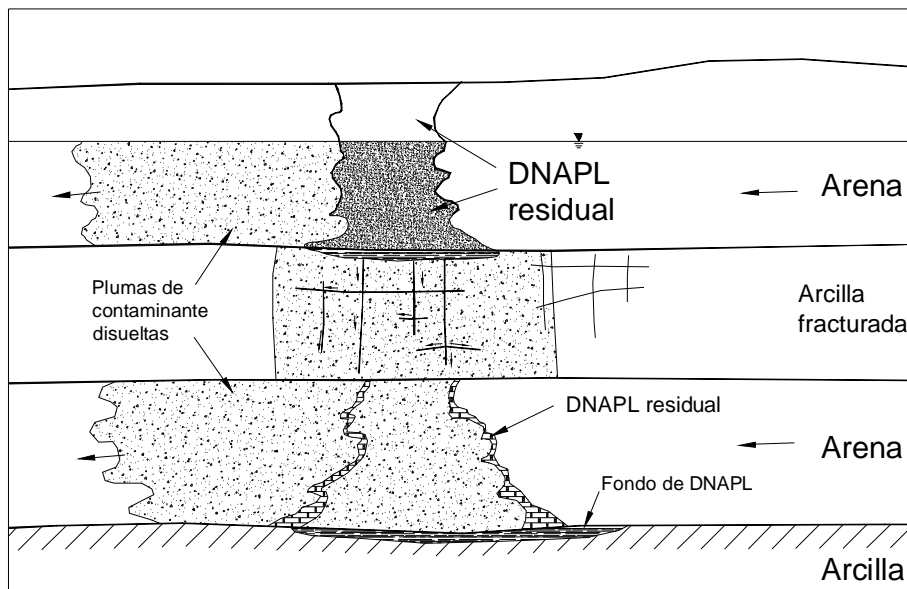


Figura III.33 Sitio compuesto de DNAPL.
Fuente: Waterloo Centre for Groundwater research.



Estos diagramas describen únicamente los modelos generales del comportamiento del NAPL. La trayectoria original que toman los NAPLs en sitios actuales de residuos peligrosos es usualmente mucho más complejo debido a las heterogeneidades de gran escala y pequeña escala encontradas en el sitio. En muchos sitios la distribución final de los NAPLs en el subsuelo puede nunca ser caracterizado totalmente debido a su compleja distribución de incontables heterogeneidades de pequeña escala en el subsuelo.

EJEMPLO III.60 Fase disuelta y fase NAPL.

Una fuga de tanque subterráneo de almacenamiento libera 1000 galones de gasolina (densidad aproximada de 0.9 g/mL y aproximadamente 1% de benceno) al subsuelo. Después de un año, la pluma de benceno disuelto resulta de 100 pies de largo, 50 pies de ancho y 10 pies de profundidad. La concentración promedio de benceno de la pluma es 0.10 mg/L y la porosidad del acuífero es 0.30. si ningún hidrocarburo se pierde por volatilización o biodegradación, ¿cuánto de lo originalmente liberado esta en la fase disuelta y cuanto en la fase del NAPL?

Solución

- V_g = volumen de gasolina
- ρ_g = densidad de la gasolina
- P_{benceno} = porcentaje de benceno en la gasolina
- C_B = concentración promedio del benceno en la pluma contaminante
- n = porosidad del acuífero
- L_{pB} = longitud de la pluma de benceno disuelto
- A_{pB} = ancho de la pluma de benceno
- Z_{pB} = profundidad de la pluma de benceno.

1.- Masa de Benceno liberada en al gasolina, Masa NAPL:

$$V_g = 1000 \text{ gal} = 3785 \text{ Lts} \quad \rho_g = 0.9 \text{ g/mL} = \text{Kg/L} \quad P_{\text{benceno}} = 1 \% = 0.01 \text{ kg}_{\text{benceno}}/\text{kg}_{\text{gasolina}}$$

$$\text{Masa NAPL} = V_g \rho_g P_{\text{benceno}} \quad \text{Masa NAPL} = 34.065 \text{ kg} = 75.033 \text{ lb}$$

2.- Volumen de Agua Subterránea Contaminada en la pluma, V_{asc} :

$$L_{pB} = 100 \text{ pies} \quad A_{pB} = 50 \text{ pies} \quad Z_{pB} = 10 \text{ pies} \quad n = 0.3$$

$$V_{asc} = L_{pB} A_{pB} Z_{pB} n \quad V_{asc} = 15,000 \text{ pies}^3 = 425,589.38 \text{ Lts}$$

3.- Masa de Benceno Disuelto, Masa Disuelta:

$$C_B = 0.1 \text{ mg/L} \quad \text{Masa disuelta} = V_{asc} C_B \quad \text{Masa Disuelta} = 42,558.94 \text{ mg} = 0.0426 \text{ kg de benceno}$$

4.- Comparando:

$$\text{Masa NAPL} = 34.065 \text{ kg} \quad \longrightarrow \quad \left[99.88 \right] \%$$



Masa Disuelta = 0.0426 kg \longrightarrow [0.12] %

Masa Total = 34.1076 kg

Comentarios:

Como muestra este ejemplo, la mayor parte de la masa orgánica en un sitio con NAPL se encuentra en la fase NAPL. Los NAPLs pueden actuar como fuentes de contaminantes disueltos en el agua subterránea por largos periodos.



CAPITULO IV
RESTAURACIÓN DEL AGUA SUBTERRÁNEA



RESTAURACIÓN DEL AGUA SUBTERRÁNEA

INTRODUCCIÓN

Una vez que el agua subterránea se ha contaminado, puede tomar muchos años, después de que la fuente de contaminación se ha eliminado por procesos naturales, para remover los contaminantes de un acuífero. Durante los años 1980's se implementaron varios métodos para restaurar la calidad del agua subterránea llevando a cabo varios tipos de medidas de remediación que fueron desarrolladas. Sin embargo, la mayoría de estos métodos consumen demasiado tiempo y son sumamente costosos. Hay dos amplias categorías de medidas de remediación: una es quitar ó aislar la fuente, y otra bombear y tratar el agua subterránea.

IV.1 Medidas de Control de la Fuente Contaminante

Un método extremo de control de la fuente es excavar y remover la fuente. Esto se hizo a un relleno sanitario de residuos químicos tóxicos en Wilsonville, Illinois, cuando la corte jurídica ordenó a un operador exhumar y remover del relleno un gran número de barriles de residuos líquidos que se habían enterrado en un relleno sanitario autorizado (T. J. Johnson et al. 1983). Una aproximación menos drástica es aislar los residuos en el lugar. Si el residuo está completamente por encima del nivel freático, esto es mucho más fácilmente de hacer que si el residuo se extiende por debajo del nivel freático.

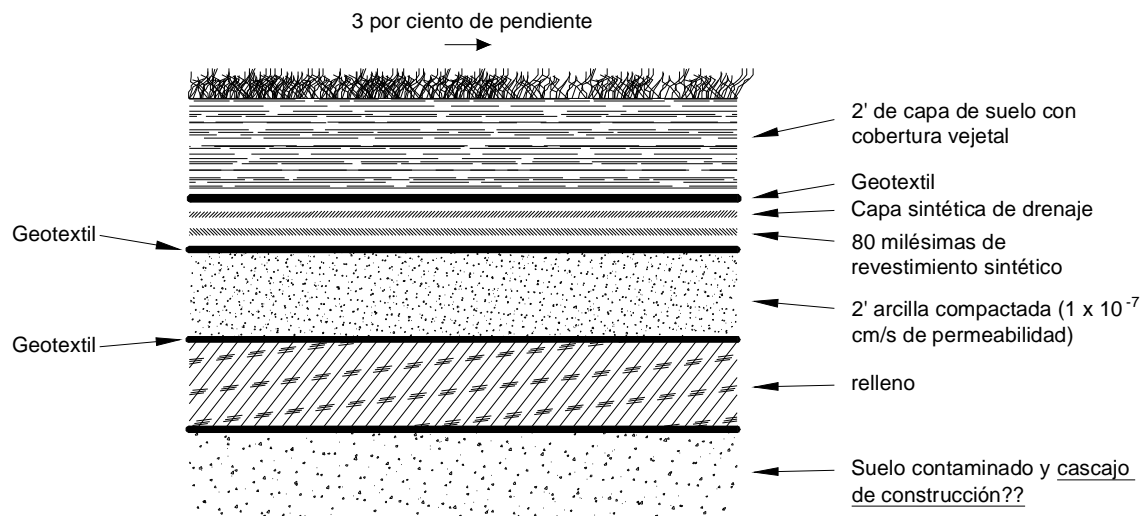


Figura IV.1 Diseño de una capa multimedia de baja-permeabilidad para cubrir residuos. El material de relleno que se usa sobre el residuo tiene un 3% de pendiente en caso de que el material residual o la superficie del terreno sobre el material residual no esté inclinado.

Cambiando el drenaje superficial para que el escurrimiento de las áreas de las tierras altas no cruce la superficie del suelo sobre el residuo se reducirá la cantidad de agua superficial que se infiltra en el residuo y produce lixiviado. La construcción de una capa de baja permeabilidad sobre el residuo también puede ser muy eficaz reduciendo la cantidad de infiltración a través del residuo. Pueden construirse capas de arcilla compactada,



membranas sintéticas, concreto, asfalto, y otros tipos de materiales. Las capas más eficaces son las que tienen varias capas e incluyen capas granulares gruesas entre capas de grano fino que actúan como drenes para desviar la infiltración lejos del residuo (Herzog et al. 1982). La figura IV.1 muestra un diseño de una capa multimedia.

Si el residuo se extiende debajo del nivel freático, entonces es necesario impedir que el agua subterránea fluya a través de él. Esto puede lograrse instalando una barrera vertical de baja permeabilidad alrededor del cuerpo del residuo. Las barreras verticales pueden ser construidas excavando una trinchera e ir rellenando con una mezcla de un tipo de barro con agua, suelo y arcilla bentonítica. A esto se le llama una "pared de lodo". La construcción de la pared de lodo se limita a las profundidades que la trinchera puede construirse. Una cortina de lechada puede ser instalada inyectando cualquiera de varios compuestos en la perforación alrededor del sitio. Los materiales llenan los espacios del poro en la roca o suelo y se endurecen. Pueden instalarse cortinas de lechada a grandes profundidades. Enclavando una hoja de metal en el suelo también puede formar una pared de intercepción.

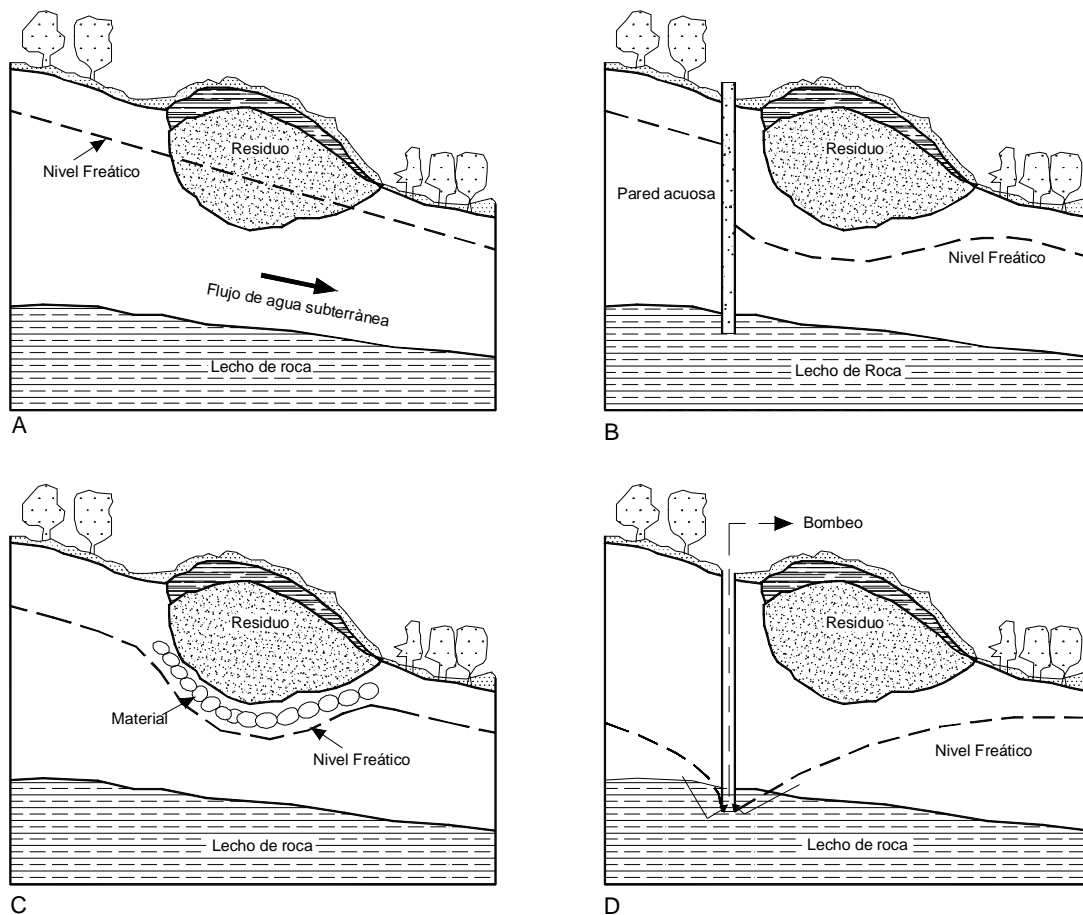


Figura IV.2 Métodos de aislamiento usados para cuando el nivel freático es poco profundo, y el material residual no deberá estar en contacto con el agua subterránea. **A.** Ninguna medida de control. **B.** Pared de lodo para bajar el nivel freático. **C.** Inyección de lechada para formar un sellado en los lados y en el fondo. **D.** Pozo de control de gradiente para bajar el nivel freático. Fuente: Modificado de la Agencia de Protección del Ambiente Americana (EPA).



La figura IV.2A muestra que un material residual se enterró bajo el nivel freático. La figura IV.2B indica la instalación de una pared de lodo de baja permeabilidad para disminuir el nivel freático y desviar el flujo de agua subterránea de la fuente residual. En este caso, se instaló una pared vertical gradiente arriba del residuo con el que es suficiente. En otros casos, el residuo podría rodearse con paredes. Puede inyectarse lechada incluso a través del residuo para formar un sello de fondo. También junto con las paredes alrededor del residuo, el residuo puede ser totalmente encapsulado. La figura IV.2C muestra esto.

Pueden usarse medidas de control de gradiente hidráulico para bajar el nivel freático donde está en contacto con el residuo. La Figura IV.2D muestra un pozo de bombeo instalado gradiente arriba del material residual enterrado. El nivel freático es disminuido para que ya no esté en contacto con el residuo.

IV.2 Tratamiento de una Pluma Contaminante

Una vez que la fuente de contaminación se aísla, la tarea consiste en restaurar la calidad del agua subterránea que se ha contaminado. Una opción es no tomar ninguna acción y permitir que los contaminantes sean lavados del acuífero por recarga natural. Este proceso podría hacerse más eficaz en algunos arreglos hidrogeológicos aumentando la cantidad de agua que entra en el acuífero artificialmente y acelerando el proceso natural. Este procedimiento normalmente no es deseable si el acuífero se usa como fuente de agua potable. Adicionalmente, si la pluma descargara a un cuerpo de agua superficial, podría causar contaminación del agua superficial. El tiempo para la restauración natural podría ser de décadas a centenares de años. Aun cuando el acuífero no es precisamente una fuente de agua potable, en el futuro podría tener un uso semejante. Si la fuente residual no fuera evidente, las futuras generaciones podrían perforar pozos sin sospechar que el acuífero está contaminado.

El tratamiento de la pluma puede ocurrir *in situ* ó por la extracción del agua vía pozos. El tratamiento *in situ* puede ser químico o biológico. La figura IV.3A muestra un método de inyectar nutrientes y oxígeno en una pluma. Algunos compuestos, como los hidrocarburos, pueden ser tratados biológicamente por bacterias de la tierra natural con la mezcla apropiada de nutrientes. Si un esquema del tratamiento químico fuera propuesto, la inyección gradiente arriba del pozo de la figura IV.3A podría ser utilizada para inyectar los químicos apropiados. Por ejemplo, un agente oxidante podría agregarse al agua subterránea. La figura IV.3B muestra un lecho del tratamiento permeable instalado donde el nivel freático es poco profundo. Un lixiviado ácido podría ser neutralizado instalando un lecho de tratamiento permeable con grava y caliza en él. Posiblemente podrían usarse materiales con propiedades de intercambio de iones, para remover metales pesados.

Donde la pluma contiene agua contaminada con solventes clorinados muchos de los cuales se cree que son carcinogénicos en un rango de pequeñas partes por billón, la mejor opción en la mayoría de los casos es usar **pozos de extracción** para remover el agua contaminada. La figura IV.4 muestra la remoción de la pluma por medio de pozos de control de gradiente poco profundos. El espacio y tasa de bombeo para los pozos de extracción es típicamente determinado por un modelo de computadora. Los pozos de extracción se diseñan para captar la pluma y al mismo tiempo removiendo un poco del agua no contaminada. Los pozos de extracción pueden ser planeados como **pozos de estabilización de pluma**. En este caso estos se localizan en alguna parte dentro de la



pluma y se clasifican según su tamaño para revertir el gradiente hidráulico más allá del límite de la pluma. Así estos previenen el movimiento expansivo de la pluma. Un pozo de extracción localizado fuera de la pluma, tenderá a expandir los límites de la pluma.

El agua contaminada que ha sido removida del terreno es usualmente tratada antes de ser descargada. Naturalmente, el tratamiento dependerá de los tipos y concentraciones de los contaminantes. Los compuestos orgánicos sintéticos son normalmente removidos del agua contaminada por uno o más de los siguientes métodos: volatilización a la atmósfera en una columna de remoción por aire, adsorción en carbón activado, y un tratamiento biológico.

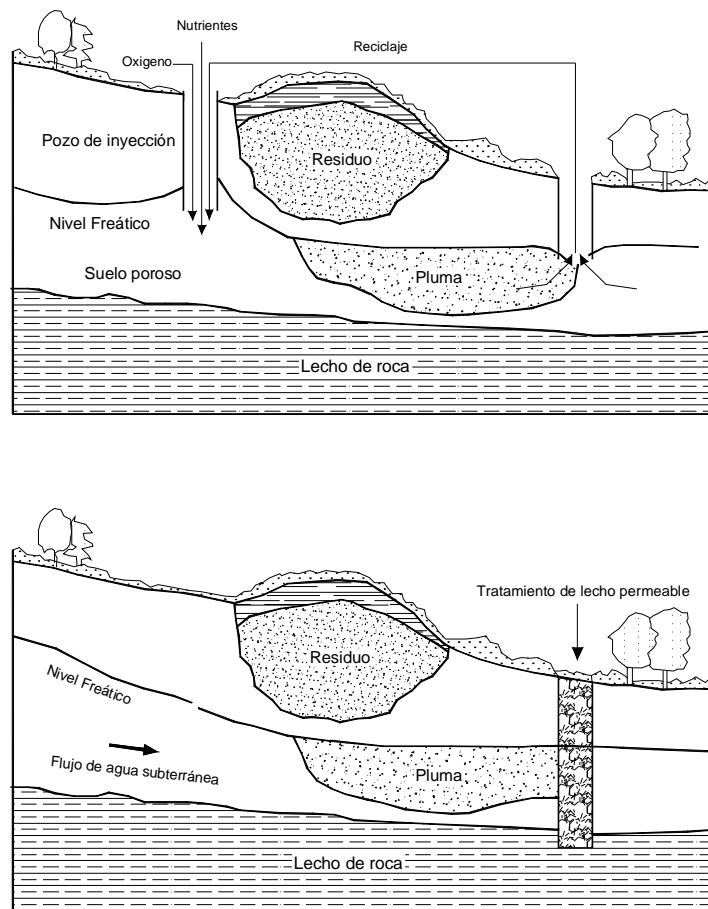


Figura IV.3 Métodos de tratamiento *in situ*. **A.** Inyección de los nutrientes en un acuífero para promover la biorecuperación. **B.** Instalación de una capa de tratamiento permeable en la ruta de la pluma para proporcionar un tratamiento tipo contacto como intercambio de iones ó neutralización. Fuente: Modificado de la Agencia de Protección del Ambiente Americana (EPA).

Un gran estudio de la eficacia de los métodos de bombeo y tratamiento, para la restauración del agua subterránea ha indicado que inicialmente hay un declive rápido en la concentración de componentes disueltos en el agua subterránea pero que en el futuro la concentración mostraría un cambio pequeño con un bombeo adicional. Si las concentraciones iniciales fueran más de 1000 $\mu\text{g/L}$, entonces una reducción de 90% al 99% podría lograrse antes de que se estabilice el nivel. Si la concentración inicial era



menor que $1000 \mu\text{g/L}$, entonces menos del 90% podría removerse antes de que cualquier reducción ocurriera (Doty & Travis 1991). Aunque un 90% de remoción es significativa, el agua subterránea resultante todavía podría tener una concentración inaceptable de un contaminante. Es más, si los líquidos orgánicos de la fase no acuosa están presentes, las concentraciones disueltas subirían pronto si el bombeo se detiene. De hecho, puede ser imposible remediar algunos acuíferos, sobre todo los acuíferos de roca fracturada, que se contaminan con líquidos densos de fase no acuosa.

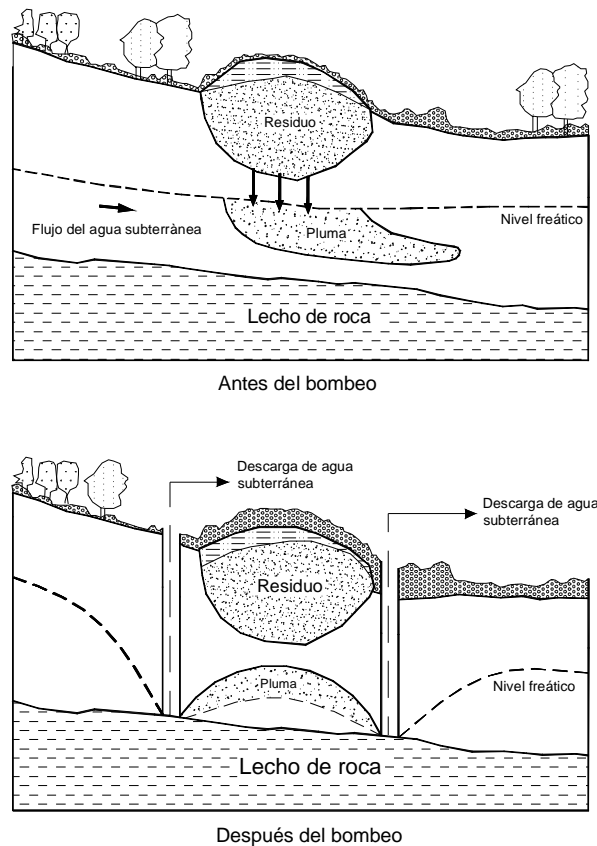


Figura IV.4 Uso de pozos de extracción para remover la contaminación del agua subterránea. Fuente: EPA

IV.3 Análisis de la Zona de Captura del Contaminante

En el diseño de sistemas de remediación por bombeo y tratamiento del agua subterránea, es necesario calcular la **zona de captura** del pozo ó pozos de extracción. Una zona de captura consiste en áreas gradiente arriba y gradiente abajo, que drenarán hacia un pozo de bombeo. Si el nivel freático es perfectamente plano, la zona de captura será circular y corresponderá a un cono de depresión. Sin embargo, en la mayoría de los casos el nivel freático está inclinado, así que la zona de captura y el cono de depresión no corresponderán. La zona de captura será una área larga que se extenderá ligeramente gradiente abajo del pozo de bombeo y se extenderá más ampliamente en una dirección gradiente arriba. Las zonas de captura son controladas por el tiempo que el agua toma para fluir de una área de gradiente arriba, hacia el pozo de bombeo. Si el tiempo de



bombeo transcurrido es suficiente, la zona de captura se extenderá gradiente arriba, restringida por una línea divisoria del agua subterránea.

Para proteger la calidad del agua que drena hacia los pozos de abastecimiento municipal, zonas de protección de fuentes subterráneas están siendo definidas en muchas comunidades. Están regulándose los usos del suelo que pueden producir contaminación del agua subterránea en las zonas de protección de las fuentes subterráneas, que normalmente corresponden a las áreas de recarga para los campos de pozos en acuíferos libres o freáticos (no confinados). La zona de captura de un pozo de extracción es equivalente a una zona de protección de una fuente subterránea de un pozo para suministro de agua.

La figura IV.5A muestra una sección transversal de un acuífero libre con un nivel freático inclinado. El cono de depresión del pozo de bombeo invertirá el gradiente hidráulico para una distancia corta gradiente abajo del pozo. Así, la zona de captura se extiende a una distancia corta gradiente abajo del pozo. La zona de captura es rodeada por una línea divisoria del agua subterránea. Fuera de la línea divisoria, el flujo no llega al pozo y pasará de largo, sin embargo, dentro de la división, el flujo se moverá hacia el pozo. Lo anterior se ilustra en la figura IV.5B.

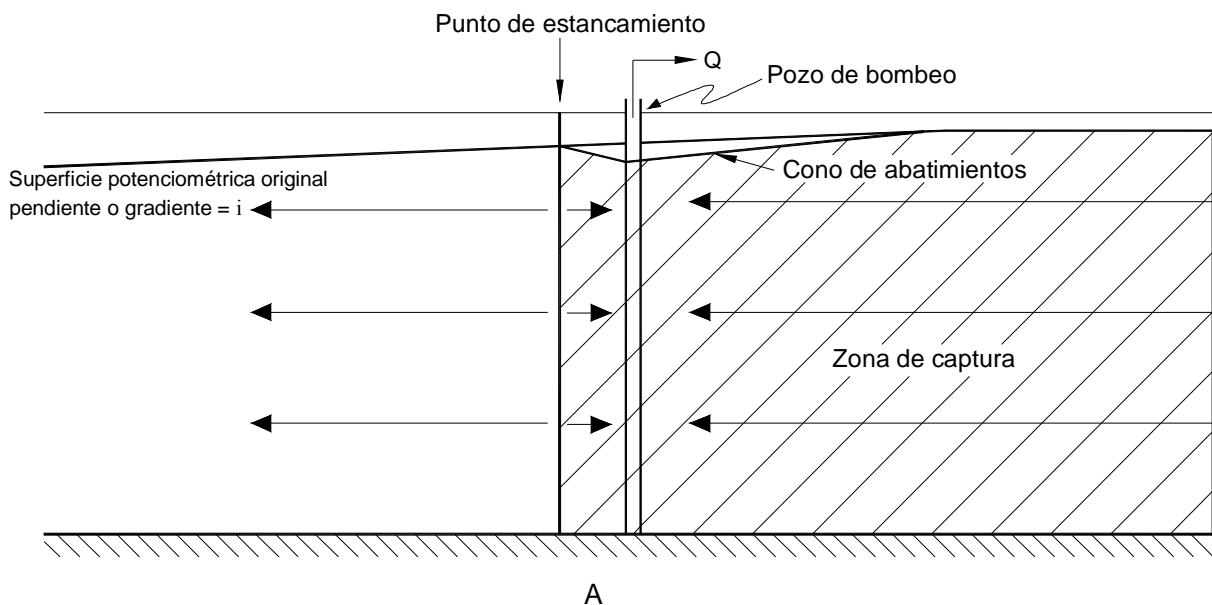


Figura IV.5 Zona de captura de un pozo de bombeo desde un acuífero con gradiente hidráulico uniforme. **A.** Vista en sección.

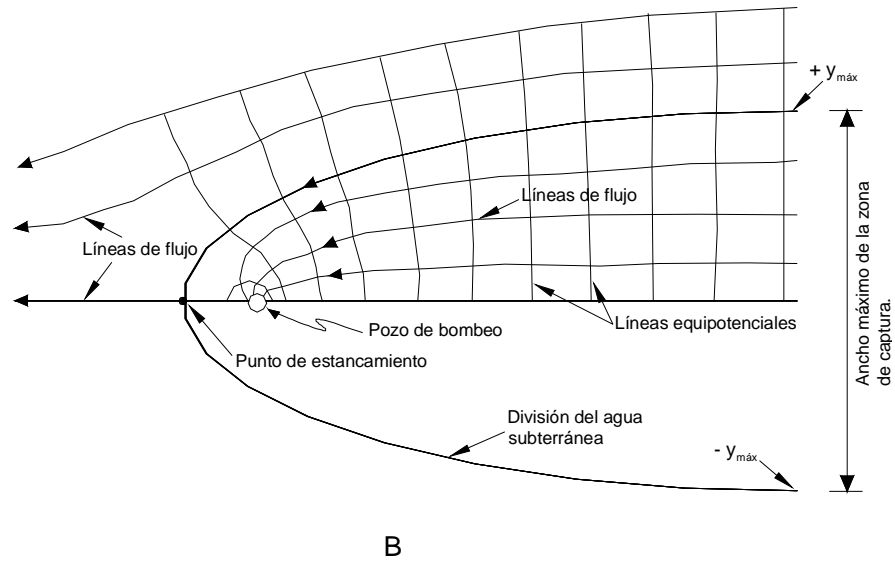


Figura IV.5 Zona de captura de un pozo de bombeo desde un acuífero con gradiente hidráulico uniforme. **B.** Vista en planta con campo equipotencial.

La ecuación que describe el límite de la zona de captura para un acuífero confinado cuando se han alcanzado condiciones de estado estable es (Todd 1980; Grubb 1993):

$$x = \frac{-y}{\tan(2pKbiy / Q)} \quad [\text{Ec. IV.1}]$$

donde:

- x** e **y** son las direcciones definidas en la figura IV.5.
- Q** es el caudal de bombeo (L^3/T ; pies³/día ó m³/día)
- K** es la conductividad hidráulica (L/T ; pies/día ó m/día)
- b** es el espesor saturado inicial del acuífero (L ; pies ó m)
- i** es el gradiente hidráulico del campo de flujo en ausencia de pozo de bombeo (adimensional)
- $\tan(y)$ es en radianes.

Hay dos soluciones de frontera a la Ecuación IV.1 que no sigue directamente la forma anterior de la ecuación.

1. La distancia del pozo de bombeo aguas abajo al punto de estancamiento que marca el extremo de la zona de captura es dada por:

$$x_0 = -Q / (2pKbi) \quad [\text{Ec. IV.2}]$$

donde **x₀** es la distancia del pozo de bombeo al límite gradiente abajo de la zona de captura (L ; pies ó m).



2. La anchura máxima de la zona de captura como aproximación infinita de x se da por

$$y_{\max} = \pm Q / (2Kbi) \quad [\text{Ec. IV.3}]$$

donde y_{\max} es la mitad del ancho de la zona de captura conforme x se aproxima al infinito.

Las ecuaciones IV.1 a través de IV.3 son aplicables a los acuíferos confinados. Para trazar la curva de la zona de captura, primero se usa la ecuación IV.3, para encontrar la anchura máxima de la zona de captura. Una vez conocido el valor de y_{\max} , sustituir los valores más pequeños de y en la ecuación IV.1 para encontrar la posición de la zona de captura. Finalmente, usar la ecuación IV.2 para encontrar el punto de estancamiento donde $y = 0$.

Grubb (1993) dió una solución para una zona de captura en un acuífero libre. En este caso es necesario conocer la carga hidráulica en dos pozos a lo largo del eje en la dirección del flujo del agua subterránea. Identificando, h_1 como la carga hidráulica gradiente arriba y h_2 como la carga hidráulica gradiente abajo, con L la distancia entre los dos pozos que se monitorean. En este caso la forma de la zona de captura se da por:

$$x = \frac{-y}{\tan \left[pK (h_1^2 - h_2^2) y / QL \right]} \quad [\text{Ec. IV.4}]$$

donde:

- x e y son las direcciones definidas en la figura IV.5
- Q es el caudal de bombeo (L^3/T ; pies³/día ó m^3 /día)
- K es la conductividad hidráulica (L/T ; pies/día ó m /día)
- $\tan (y)$ esta en radianes

El ancho máximo de la zona de captura, conforme x se aproxima al infinito se da por:

$$y_{\max} = \pm \frac{QL}{K(h_1^2 - h_2^2)} \quad [\text{Ec. IV.5}]$$

La posición del punto de estancamiento donde $y = 0$, esto es, el gradiente abajo al final de la zona de captura se da por:

$$x_0 = \frac{QL}{pK(h_1^2 - h_2^2)} \quad [\text{Ec. IV.6}]$$



Ejemplo IV.1

Calcular la zona de captura de un pozo interceptor que bombea un caudal de 190,000 pie³/día de un acuífero confinado con una conductividad hidráulica de 1500 pies/día, un gradiente hidráulico inicial de 0.003 y un espesor saturado de 75.0 pies.

Parte A: Encontrar el ancho máximo de la zona de captura.

$$\begin{aligned}y_{\max} &= \pm \frac{Q}{2bKi} \\&= \frac{190,000 \text{ pie}^3 / \text{día}}{(2) (75.0 \text{ pie}) (1500 \text{ pie} / \text{día}) (0.003)} \\&= \pm 281 \text{ pies}\end{aligned}$$

Parte B: Encontrar la distancia al punto de estancamiento.

$$\begin{aligned}x_0 &= -\frac{Q}{2pKbi} \\&= -\frac{190,000 \text{ pies}^3 / \text{día}}{(2) (p) (1500 \text{ pies} / \text{día}) (75.0 \text{ pies}) (0.003)} \\&= -89.6 \text{ pies}\end{aligned}$$

Parte C: Encontrar la forma de la curva que describe la zona de captura. Los valores siguientes son para la mitad de la zona de captura la cual es simétrica sobre el eje x.

$$\begin{aligned}x &= \frac{-y}{\tan\left(\frac{2pKbiy}{Q}\right)} \\&= \frac{-y}{\tan\left(\frac{(2) (p) (1500 \text{ pies} / \text{día}) (75.0 \text{ pies}) (0.003) (y)}{190,000 \text{ pies}^3 / \text{día}}\right)}\end{aligned}$$



$$= -\frac{y}{\tan(0.0112y)}$$

Recordar que la tangente deberá estar en radianes.

y (pies)	x (pies)
250	682
200	156
175	70.3
150	15.5
140	-1.2
130	15.7
100	-48.9
70	-70.6
30	-86.2
10	-89.2
1	-89.6

La grafica de la zona de captura que se presenta con los datos obtenidos “x”, “y”, se muestra en la figura IV.6.

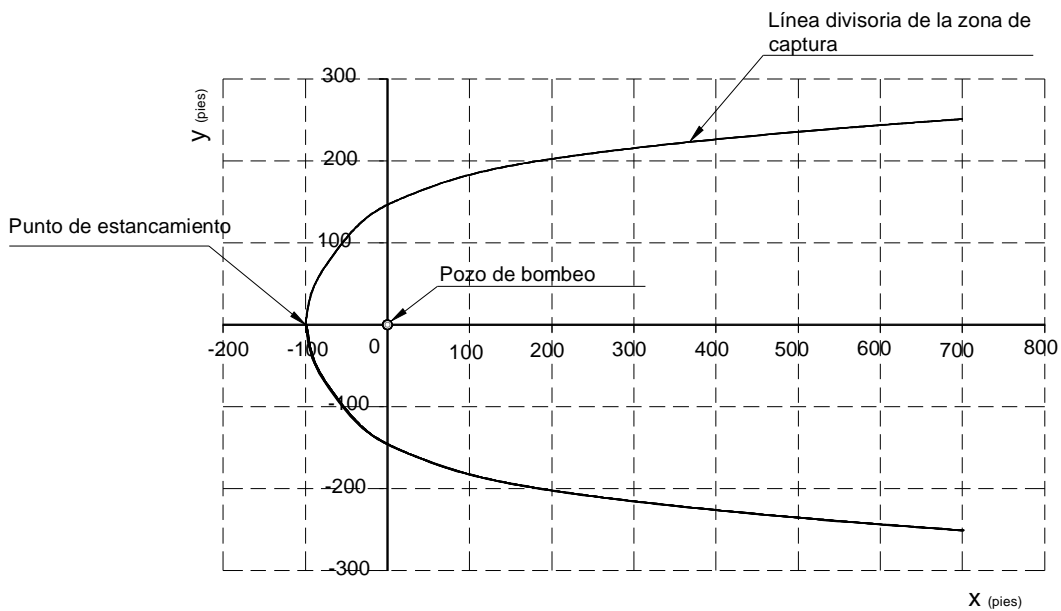


Figura IV.6. Grafica de la zona de captura del ejemplo IV.1.



IV.4 Procedimiento para Delinear la Pluma de Contaminación de Agua Subterránea

El objetivo de la investigación de la contaminación del agua subterránea es determinar la presencia y extensión de contaminantes disueltos o en fase libre, así como su tasa y dirección de migración del contaminante dentro del sistema de flujo de agua subterránea. Los pasos principales a seguir se muestran en las Figuras IV.7 y IV.8.

Como se indica en el diagrama de flujo de la figura IV.7, la investigación del agua subterránea debe ser precedida por la identificación y caracterización de todas las zonas de fuente potencial en el área de estudio. Un programa de monitoreo de detección, involucra la instalación de 1 a 3 puntos de muestreo de agua subterránea en cada localización de fuente conocida o sospechosa y debe completarse para identificar todos los sitios de componentes peligrosos liberados en el agua subterránea.

La delineación de la pluma de agua subterránea debe dirigirse con un procedimiento para minimizar el número de puntos de muestreo de agua subterránea requerido. Primero, basado en la edad de la liberación y la velocidad lateral de filtración del agua subterránea determinada durante la detección del estudio de monitoreo, se estima la longitud potencial de la pluma del contaminante (es decir, la *tasa de filtración x tiempo = longitud*) y el espacio de los puntos de muestreo a lo largo del eje de la pluma para localizar el límite del gradiente aguas abajo real. Segundo, para definir el ancho de la pluma del contaminante, completar puntos de muestreo adicional en 1 o 2 líneas que corran transversal al eje de la pluma. Finalmente, para determinar el límite vertical de migración del contaminante, obtener y analizar muestras de agua subterránea de los puntos de prueba (es decir, las muestras obtenidas en la proximidad lateral, por ejemplo menor de 10 pies de distancia, pero de profundidades discretas diferentes por unidad productiva de agua).

Si la pluma del contaminante se detecta que se extiende completamente en el espesor de la mayor unidad productora de agua, el muestreo y análisis de agua subterránea del siguiente estrato productor de agua subyacente, puede establecer el límite vertical de la contaminación. En tal caso, es crítico que cualquiera de los puntos de observación penetrando la capa confinante que separa los estratos productores de agua superior e inferior sean completados de una manera sin proveer una conducción artificial para la migración del contaminante.

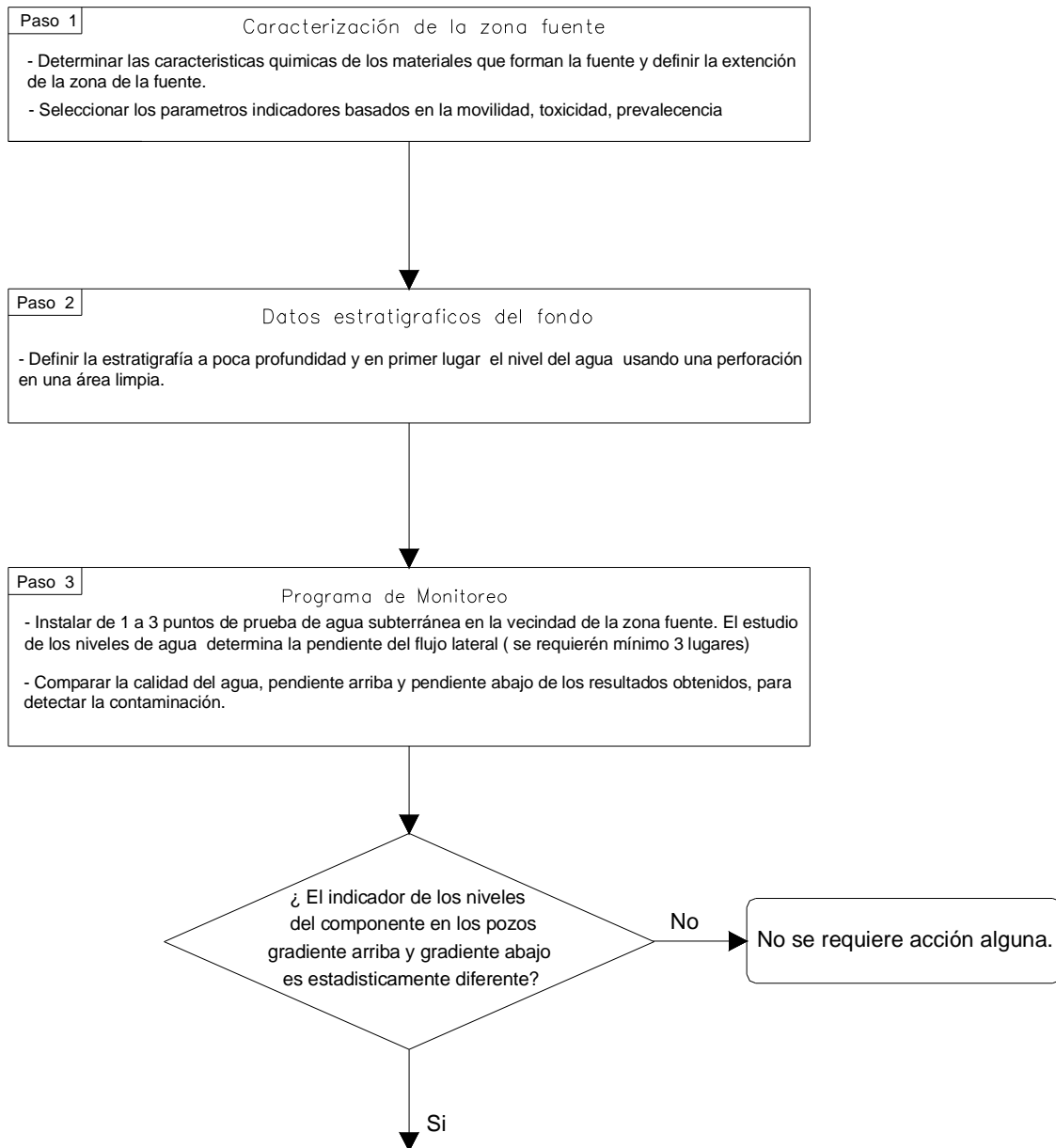
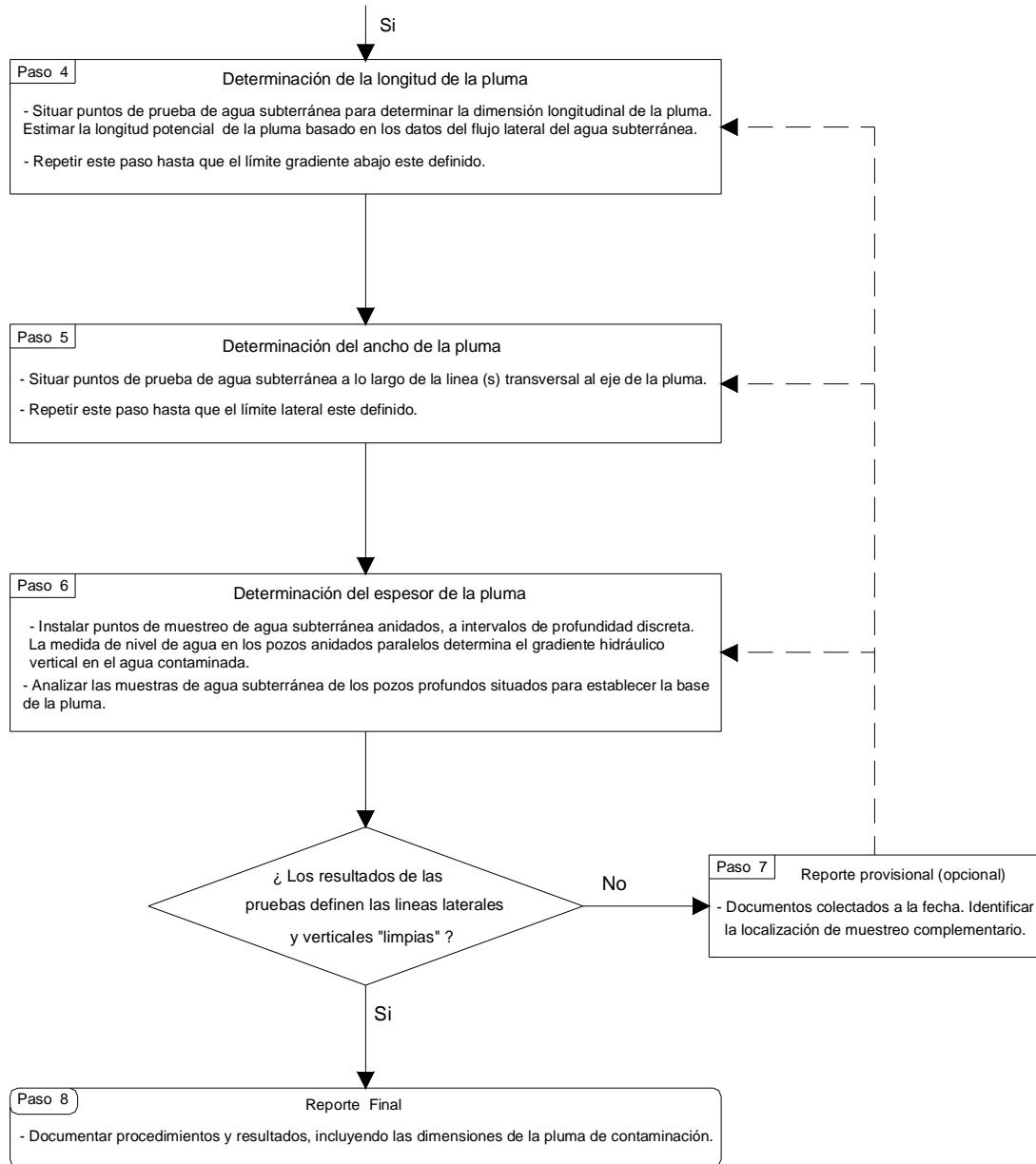


Figura IV.7 Procedimiento para detectar/delinear una pluma de contaminación de agua subterránea. (Philip B. Bedient, Hanadi S. Rifai, Charles. J Newell, 1999).



Figura IV.7 Continua





	<p>Paso 1: Delineación de la fuente</p> <ul style="list-style-type: none"> - Localizar la fuente potencial. - Definir la extensión lateral y vertical de la contaminación del suelo. - Caracterizar las propiedades del contaminante: solubilidad, densidad, etc. - Seleccionar parámetros indicadores.
	<p>Paso 2: Monitoreo de Detección</p> <ul style="list-style-type: none"> - Perforar al lado de la fuente para definir la estratigrafía e identificar la unidad productora de agua superior. - Si existe presencia de DNAPLs tener precaución cuando se perforo, o la estratigrafía para determinar el monitoreo de detección. - Instalar por lo menos tres pozos para definir la dirección del flujo. - Comparar los indicadores de concentración de componentes en pozos con gradiente aguas arriba y gradiente aguas abajo. - Correr una prueba de inyección o extracción de agua del pozo para definir las propiedades hidráulicas del acuífero.
	<p>Paso 3: Longitud de la pluma</p> <ul style="list-style-type: none"> - Situar pozos para definir el largo de la pluma. - Usar el gradiente, porosidad, y K para definir la velocidad de filtración (V_s). - Usar V_s y la edad estimada de la fuente para estimar el largo de la pluma. - Situar los pozos gradiente abajo. - Repetir como sea necesario para determinar el largo.
	<p>Paso 4: Ancho de la pluma</p> <ul style="list-style-type: none"> - Situar pozos en línea transversal para determinar el ancho de la pluma. - Se puede estimar el ancho usando la ecuación de advección-dispersión. - Es raro que existan plumas con formas que indiquen posible presencia de NAPLs.
	<p>Paso 5: Espesor de la pluma</p> <ul style="list-style-type: none"> - Instalar pozos anidados para determinar la profundidad de contaminación. - Estimar el gradiente vertical comparando los niveles estáticos de agua en pozos profundos y poco profundos. - Tener precaución con la perforación si se indica presencia de DNAPL.

Figura IV.8 Programa de trabajo típico para la delineación de una pluma de contaminación de agua subterránea. (Philip B. Bedient, Hanadi S. Rifai, Charles. J Newell, 1999).



IV.5 VULNERABILIDAD DE LOS ACUÍFEROS A LA CONTAMINACIÓN

El riesgo de contaminación del agua subterránea, resulta de una combinación de dos factores principales: la presencia de una carga contaminante aplicada al subsuelo y la vulnerabilidad del acuífero subyacente a la contaminación. Puede considerarse como la probabilidad de que un acuífero dado sea contaminado en concentraciones superiores a las permisibles, según las normas de calidad aceptadas.

La vulnerabilidad de un acuífero es una medida de su sensibilidad a ser afectado en su calidad por una carga contaminante. Por analogía, se considera como el concepto inverso de la capacidad de asimilación de un cuerpo de agua.

Básicamente, la vulnerabilidad de un acuífero depende de la capacidad de atenuación de la zona no-saturada. Esta propiedad intrínseca del medio, interactúa con las características de la carga contaminante –tipo, magnitud, carga hidráulica y forma de disposición– para resultar en un riesgo de contaminación.

En una metodología sencilla, desarrollada por un grupo de especialistas de diversos países (entre ellos México) formado en el seno de la OPS, la vulnerabilidad relativa de los acuíferos a la contaminación, puede ser representada por medio de un índice valuado a partir de los datos disponibles en los estudios hidrogeológicos de propósito general.

Los parámetros representativos y adecuados, por su fácil obtención, para evaluar el índice de vulnerabilidad son: el tipo de ocurrencia del agua subterránea, las características litológicas de los diversos materiales existentes en la zona no-saturada y la profundidad a la superficie freática.

A los factores indicados se les asigna un valor, menor que uno, seleccionado dentro de intervalos que representan la vulnerabilidad del acuífero con respecto a cada uno de aquellos. El índice de vulnerabilidad es calculado como el producto de los tres valores anteriores; cuanto mayor es la vulnerabilidad, tanto mayor es el valor del índice. Valores próximos a uno corresponden a acuíferos expuestos a la contaminación.

Como ejemplo ilustrativo de aplicación, puede considerarse el caso del acuífero de Yucatán, en la zona de Mérida. Por tratarse de un acuífero libre, se le asigna un valor de 0.9 al índice de ocurrencia; dado que la zona no saturada es de unos cuantos metros y no hay suelo ni materiales granulares, se le asigna también un valor alto (0.9) al índice correspondiente; por último, como la superficie freática se encuentra a pocos metros de la superficie del terreno, el índice respectivo es de 0.9. El índice de vulnerabilidad resultante es de 0.73, representativo de uno de los acuíferos más expuestos a la contaminación de nuestro país.

Los índices pueden ser representados gráficamente mediante mapas representativos de la vulnerabilidad relativa del acuífero a la contaminación; los mapas son de gran utilidad práctica para anticipar el emplazamiento de desarrollos potencialmente contaminantes, diseñar programas de monitoreo de la calidad del agua subterránea y programar estudios específicos de contaminación.



En todo caso, debe recordarse que, a largo plazo, todos los acuíferos son vulnerables a los contaminantes móviles, persistentes y no-degradables, originados por una actividad contaminante continua y ampliamente distribuida, y que los acuíferos menos vulnerables a la contaminación, suelen ser los más difíciles de recuperar una vez que son afectados por ésta.

En el siguiente Capítulo V, se presentan aplicaciones de métodos y técnicas para la remediación de acuíferos contaminados.



CAPITULO V
APLICACIONES DE MÉTODOS Y TÉCNICAS DE REMEDIACIÓN
DE ACUÍFEROS CONTAMINADOS



APLICACIONES DE MÉTODOS Y TÉCNICAS DE REMEDIACIÓN DE ACUÍFEROS CONTAMINADOS

Este capítulo empieza con cálculos del diseño para la zona de captura y un óptimo espaciamiento de pozos. El resto del capítulo normalmente se enfoca en cálculos del diseño de técnicas de remedación del agua subterránea para uso in situ y ex situ, incluyendo bioremediación, inyección de aire in situ, remoción de aire difuso, procesos de oxidación avanzada, y adsorción con carbón activado.

V.1 Control Hidráulico (extracción del agua subterránea)

Cuando el agua subterránea de un acuífero se contamina, con frecuencia es necesaria la extracción del agua subterránea. La extracción del agua subterránea a través de bombeo principalmente sirve a dos propósitos: (1) para minimizar la migración o expansión de la pluma y (2) para reducir las concentraciones del contaminante en el acuífero impactado. El agua extraída necesita a menudo ser tratada antes de inyectarse en el acuífero o en el nivel de aguas freáticas. Bombear y tratar es un término general usado para la remedación del agua subterránea que extrae agua subterránea con el contaminante y es tratada fuera del suelo.

La extracción de agua subterránea es realizada través de uno o más pozos de bombeo o de extracción. Con el bombeo del agua subterránea del acuífero se crea un cono de depresión o una zona de captura. Seleccionar apropiadas localizaciones para los pozos de bombeo y un espaciamiento entre los pozos es un componente importante en el diseño. Los pozos de bombeo deben ser estratégicamente localizados para lograr rápido extraer la masa de las áreas de la pluma de agua subterránea donde los contaminantes tienen una concentración más densa. Por otro lado, ellos deben localizarse para permitir la captura de la pluma para prevenir que se extienda la migración. Además, si la contención es el único objetivo para el agua subterránea a bombear, la proporción de la extracción debe establecerse a una proporción mínima suficiente para prevenir la migración de la pluma. (Entre más agua subterránea se extrae, más alto será el costo del tratamiento). Por otro lado, si la limpieza del agua subterránea se requiere, la proporción de extracción puede necesitar ser reforzada para acortar el tiempo del remedación. Para ambos casos, las mayores preguntas que tienen que ser respondidas por el diseño de un programa de bombeo-y-tratamiento de agua subterránea son:

1. ¿Cuál es el número óptimo de pozos de bombeo requeridos?
2. ¿Dónde serían las localizaciones óptimas de los pozos de extracción?
3. ¿Cuál sería el tamaño (diámetro) de los pozos?
4. ¿Cuál sería la profundidad, intervalo, y tamaño de las perforaciones?
5. ¿Cuales serían los materiales de construcción de los pozos?
6. ¿Cuál sería el rango de bombeo óptimo para cada pozo?
7. ¿Cuál sería el método del tratamiento óptimo para el agua subterránea extraída?
8. ¿Cuál sería el método de disposición para el agua subterránea tratada?

Esta sección ilustrará cálculos de diseño comunes para determinar la influencia de un pozo de bombeo. Los resultados de estos cálculos pueden proporcionar respuestas a algunas de las preguntas anteriores.



V.1.1 Cono de abatimiento

Cuando un pozo de extracción de agua subterránea es bombeado, el nivel de agua en su vecindad tenderá a proporcionar un gradiente para conducir agua hacia el pozo. El gradiente es mayor conforme se aproxima al pozo, y esto produce un cono de depresión. Tratando con problemas de contaminación de agua subterránea, la evaluación del cono de depresión de un pozo bombeado es crítica porque representa el límite que el pozo puede alcanzar.

Las ecuaciones que describen el flujo de estado-estable (permanente) de un acuífero para un pozo totalmente penetrante se han discutido antes (Capítulo I). Las ecuaciones fueron usadas en esa sección para estimar el abatimiento del nivel del agua en los pozos así como la conductividad hidráulica del acuífero. Estas ecuaciones también pueden usarse para estimar el radio de influencia de un pozo de extracción de agua subterránea o para estimar la razón de bombeo del agua subterránea. Esta sección ilustrará estas aplicaciones.

Flujo en estado-estable en un acuífero confinado

La ecuación que describe el flujo en estado-estable de un acuífero confinado (un acuífero artesiano) de un pozo totalmente penetrante en el acuífero se muestra abajo. Un pozo totalmente penetrante significa que el agua subterránea puede entrar entre el nivel superior y el fondo del acuífero.

$$Q = \frac{Kb(h_2 - h_1)}{528 \log(r_2 / r_1)} \quad \text{para el sistema de unidades inglesas}$$

[Ec. V.1]

$$Q = \frac{2.73Kb(h_2 - h_1)}{\log(r_2 / r_1)} \quad \text{para el SI}$$

donde Q = es el gasto o el rendimiento (en gpm o m³ / d), h₁, h₂ = nivel estático medido respecto al fondo del acuífero (en pies o m), r₁, r₂ = la distancia radial del pozo de bombeo a un pozo de observación o piezómetro (en pies o m), b = el espesor del acuífero (en pies o m), y K = la conductividad hidráulica del acuífero (en gpd/pies² o m/d).

Tabla V.1 Factores de Conversión más comunes para la Conductividad Hidráulica

m/d	cm/s	pies/día	gpd/pies ²
1	1.16 x 10 ⁻³	3.28	2.45 x 10 ¹
8.64 x 10 ²	1	2.83 x 10 ³	2.12 x 10 ⁴
3.05 x 10 ⁻¹	3.53 x 10 ⁻⁴	1	7.48
4.1 x 10 ⁻²	4.73 x 10 ⁻⁵	1.34 x 10 ⁻¹	1



EJEMPLO V.1 Radio de influencia del bombeo en un acuífero confinado

Un acuífero confinado de 30 pies (9.1 m) de espesor tiene una superficie piezométrica de 80 pies (24.4 m) sobre el fondo de la capa confinante. El agua subterránea está extrayéndose de un pozo totalmente penetrante con 4 pulg. (0.1 m) de diámetro.

El caudal de bombeo es 40 gpm (0.15 m³/min). El acuífero es relativamente arenoso con una conductividad hidráulica de 200 gpd/pies². El abatimiento en flujo de estado estable es de 5 pies (1.5 m) que se observa en un pozo de monitoreo a una distancia de 10 pies (3.0 m) del pozo de bombeo. Determinar

- El abatimiento en el pozo de bombeo.
- El radio de influencia del pozo de bombeo

Solución:

- Primero se determina h_1 ($r_1 = 10$ pies):

$$h_1 = 80 - 5 = 75 \text{ pies} \quad (o = 24.4 - 1.5 = 22.9 \text{ m})$$

Para determinar el abatimiento en el pozo de bombeo, haciendo r del pozo = radio del pozo = (2/12) pies = 0.051 m y usando la Ec. V.1:

$$40 = \frac{(200)(30)(h_2 - 75)}{528 \log[(2/12)/10]} \rightarrow h_2 = 68.7 \text{ pies}$$

o

$$[(0.15)(1440)] = \frac{2.73[(200)(0.0410)](9.1)(h_2 - 22.9)}{\log(0.051/3.0)} \rightarrow h_2 = 21.0 \text{ m}$$

Así, el abatimiento en el pozo de bombeo = 80 - 68.7 = 11.3 pies (o = 24.4 - 21.0 = 3.4 m).

- Para determinar el radio de influencia del pozo de bombeo, r igual al radio de influencia (R) se localizará donde el abatimiento es igual a cero. Usando la información del abatimiento del pozo de bombeo como:

$$40 = \frac{(200)(30)(68.7 - 80)}{528 \log[(2/12)/R]} \rightarrow R = 270 \text{ pies}$$

o

$$[(0.15)(1440)] = \frac{2.73[(200)(0.0410)](9.1)(21.0 - 24.4)}{\log(0.051/R)} \rightarrow R = 82 \text{ m}$$

También pueden derivarse resultados similares usando la información del abatimiento del pozo de observación como sigue



$$40 = \frac{(200)(30)(75 - 80)}{528 \log[10/R]} \rightarrow R = 263 \text{ pies}$$

o

$$[(0.15)(1440)] = \frac{2.73[(200)(0.0410)](22.9 - 24.4)}{\log(3/R)} \rightarrow R = 78 \text{ m}$$

Comentarios

1. En (a), 0.041 es el factor de conversión para convertir la conductividad hidráulica de gpd/pies^2 a m/día . El factor se tomó de la Tabla V.1.
2. Los cálculos en (a) han demostrado que los resultados serían los mismos usando los dos diferentes sistemas de unidades.
3. El término " $h_1 - h_2$ " puede reemplazarse por " $s_2 - s_1$," donde s_1 y s_2 son los valores de abatimiento de r_1 y r_2 , respectivamente.
4. Las diferencias en los valores de R calculado en (b) vienen principalmente de las conversiones de unidades y truncamientos de los datos.

EJEMPLO V.2 Estimar el caudal de extracción de agua subterránea de un acuífero confinado de los datos del abatimiento de un estado-estable.

Usar la siguiente información para estimar el caudal de extracción de agua subterránea de un pozo de bombeo en un acuífero confinado:

Espesor del acuífero = 30.0 pies (9.1 m)

Diámetro del pozo = 4 pulg. (0.1 m)

Profundidad de la perforación del pozo = penetrando hasta el fondo

Conductividad hidráulica del acuífero = 400 gpd / pies^2

Abatimiento del estado-estable = 2.0 pies observado en un pozo de monitoreo a 5 pies del pozo de bombeo y de 1.2 pies observado en un pozo de monitoreo a 20 pies del pozo de bombeo.

Solución:

Insertando los datos en la Ec. V.1, se obtiene

$$Q = \frac{Kb(h_2 - h_1)}{528 \log(r_2 / r_1)} = \frac{(400)(30)(2.0 - 1.2)}{528 \log(20/5)} = 30.2 \text{ gpm}$$

Comentarios

El término " $h_1 - h_2$ " puede ser reemplazado por " $s_2 - s_1$," donde s_1 y s_2 son los valores del abatimiento a las distancias r_1 y r_2 , respectivamente.

EJEMPLO V.3 Estimar el caudal de bombeo de un acuífero confinado.

Determinar la proporción de descarga (en gpm) de un acuífero confinado con un pozo de bombeo totalmente penetrado. El acuífero está compuesto de arena media. El espesor es de 90 pies, con una conductividad hidráulica de 550 gpd/pies^2 . El abatimiento



observado en un pozo a una distancia de 50 pies es 10 pies, y el abatimiento en un segundo pozo de observación a una distancia de 500 pies es de 1 pie.

Solución:

Este problema es muy similar al Ejemplo. V.2 la proporción de flujo puede ser calculada usando Ec. V.1 como sigue:

$$Q = \frac{Kb(H - h)}{528 \log(R/r)} = \frac{Kb(h_2 - h_1)}{528 \log(r_2/r_1)}$$

$$= \frac{(550)(90)[(90 - 1) - (90 - 10)]}{(528) \log(500/50)} = 844 \text{ gpm}$$

Flujo en estado-estable en un acuífero no confinado o libre (freático)

La ecuación que describe el flujo en estado-estable de un acuífero no confinado (libre o freático) de un pozo penetrando hasta el fondo puede ser expresada como sigue

$$Q = \frac{K(h_2^2 - h_1^2)}{1055 \log(r_2/r_1)} \quad \text{para unidades inglesas}$$

[Ec. V.2]

$$Q = \frac{1.366K(h_2^2 - h_1^2)}{\log(r_2/r_1)} \quad \text{para SI}$$

todos los términos son definidos igual que la Eq V.1.

EJEMPLO V.4 Radio de influencia del bombeo de un acuífero no confinado (freático o libre).

El nivel freático del acuífero es 40 pies (12.2 m) de espesor. El agua subterránea está extrayéndose de un pozo de 4 pulg. (0.1 m) de diámetro totalmente penetrando en el acuífero.

El caudal de bombeo es de 40 gpm (0.15 m³/min). El acuífero es relativamente arenoso, con una conductividad hidráulica de 200 gpd/pies². El abatimiento en estado-estable de 5 pies (1.5 m) es observado en un pozo de monitoreo a 10 pies (3.0 m) del pozo de bombeo. Estimar

- a. El abatimiento en el pozo de bombeo.
- b. El radio de influencia del pozo de bombeo.



Solución:

a. Primero se determina h_1 (a la distancia $r_1 = 10$ pies):

$$h_1 = 40 - 5 = 35 \text{ pies} \quad (o = 12.2 - 1.5 = 10.7 \text{ m})$$

Para determinar el abatimiento en el pozo de bombeo, se hace $r =$ el radio del pozo = (2/12) pies = 0.051 m, y usando la Ec. V.2:

$$40 = \frac{(200)(h_2^2 - 35^2)}{1055 \log[(2/12)/10]} \rightarrow h_2 = 29.2 \text{ pies}$$

o

$$[(0.15)(1440)] = \frac{1.366[(200)(0.0410)](h_2^2 - 10.7^2)}{\log(0.051/3.0)} \rightarrow h_2 = 9.0 \text{ m}$$

Así, el abatimiento en el pozo de extracción = $40 - 29.2 = 10.8$ pies ($o = 12.2 - 9.0 = 3.2$ m).

b. Para determinar el radio de influencia del pozo de bombeo, se asigna a r el radio de influencia (R) para ser localizado donde el abatimiento es igual a cero. Usando la información del abatimiento del pozo de bombeo como sigue

$$40 = \frac{(200)(29.2^2 - 40^2)}{1055 \log[(2/12)/R]} \rightarrow R = 580 \text{ pies}$$

o

$$[(0.15)(1440)] = \frac{1.366[(200)(0.0410)](9.0^2 - 12.2^2)}{\log(0.051/R)} \rightarrow R = 168 \text{ m}$$

También pueden derivarse resultados similares usando la información del abatimiento del pozo de observación como sigue

$$40 = \frac{(200)(35^2 - 40^2)}{1055 \log[10/R]} \rightarrow R = 598 \text{ pies}$$

o

$$[(0.15)(1440)] = \frac{1.366[(200)(0.0410)](10.7^2 - 12.2^2)}{\log(3/R)} \rightarrow R = 181 \text{ m}$$



Comentarios

1. En la Ec. V.1. para los acuíferos confinados, el término " $h_2 - h_1$ " puede ser reemplazado por " $s_2 - s_1$ " donde s_1 y s_2 son los valores del abatimiento en r_1 y r_2 , respectivamente. Sin embargo, ninguna analogía puede hacerse aquí, es decir, " $h_2^2 - h_1^2$ " en la Ec. V.2 no puede ser reemplazado por " $s_1^2 - s_2^2$ ".
2. Las diferencias en el valor calculado de R en (b) vienen principalmente de las conversiones de unidad y de los truncamientos de datos.

EJEMPLO V.5 Estimar la proporción de extracción de agua subterránea de un acuífero no confinado (libre) de los datos del abatimiento de estado-estable.

Usar la siguiente información para estimar la extracción de agua subterránea del pozo de bombeo en un acuífero no confinado (libre):

Espesor del acuífero = 30.0 pies (9.1 m).

Diámetro del pozo = 4 pulg. (0.1 m).

Profundidad de la perforación del pozo = penetrando hasta el fondo

Conductividad hidráulica del acuífero = 400 gpd / pies²

Abatimiento del estado-estable = 2.0 pies observado en un pozo de monitoreo a 5 pies del pozo de bombeo y de 1.2 pies observado en un pozo de monitoreo a 20 pies del pozo de bombeo.

Solución:

- a. Primero se necesita determinar h_1 y h_2 :

$$h_1 = 30.0 - 2.0 = 28.0 \text{ pies}$$

$$h_2 = 30.0 - 1.2 = 28.8 \text{ pies}$$

- b. Insertando los datos en la Ec. V.2, se obtiene

$$Q = \frac{K(h_2^2 - h_1^2)}{1055 \log(r_2/r_1)} = \frac{400(28.8^2 - 28.0^2)}{1055 \log(20/5)} = 28.6 \text{ gpm}$$

V.1.2 Análisis de la zona de captura

Un elemento importante en el diseño de un sistema de extracción de agua subterránea es la localización apropiada para los pozos de bombeo. Si sólo un pozo se usa, el pozo debe ser estratégicamente localizado para crear una zona de captura que encierre completamente la pluma del contaminante. Si se usan dos o más pozos, el interés general es encontrar la distancia máxima entre cualquiera de los dos pozos tal que ningún contaminante pueda escapar a través del intervalo entre los pozos. Una vez que tales distancias son determinadas, se puede trazar la zona de la captura de estos pozos del resto del acuífero.



Delinear la zona de la captura de un sistema que bombea agua subterránea en un acuífero real es una tarea muy complicada. Para una aproximación teórica, se considera un acuífero homogéneo e isótropo con un espesor uniforme y se asume que el flujo del agua subterránea es uniforme y estable. El tratamiento teórico de este asunto empieza desde un simple pozo y se extiende a los pozos múltiples. Las discusiones son principalmente basadas en el trabajo por Javandel y Tsang¹.

Extracción de agua subterránea de un pozo

Para facilitarse la presentación, se localiza el pozo de extracción en el origen de un sistema de coordenadas x - y (Figura V.1). La ecuación de la línea divisoria de la corriente que separa la zona de captura de este pozo del resto del acuífero (algunas veces llamado la "envolvente") es

$$y = \pm \frac{Q}{2bu} - \frac{Q}{2pbu} \tan^{-1} \frac{y}{x} \quad [\text{Ec. V.3}]$$

donde b = espesor del acuífero (pies o m), Q = caudal de extracción de agua subterránea (gasto) (pies³/s o m³/s), y u = la velocidad regional del agua subterránea (pies/s o m/s) = Ki .

La figura V.1 ilustra la zona de captura de un solo pozo de bombeo. A mayor valor de Q/bu (es decir, un caudal de extracción de agua subterránea más grande, velocidad del agua subterránea más lenta, o poco espesor del acuífero), es mayor la zona de captura. Los tres pares de valores de interés de x y y de la zona de captura son:

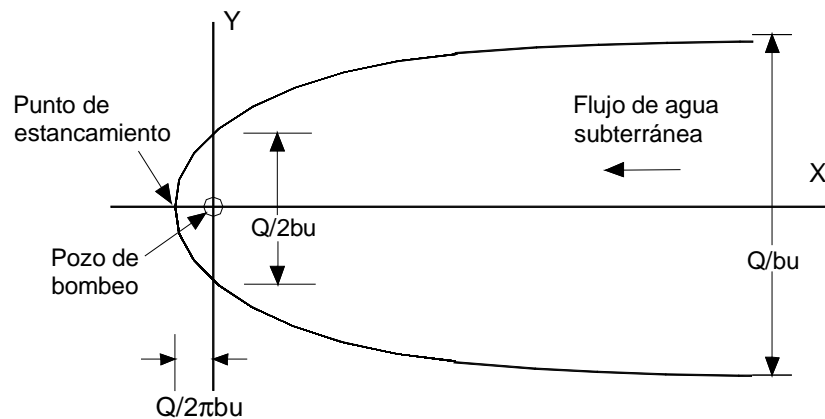


Figura V.1 Zona de Captura de un solo pozo.

1. El punto de estancamiento, donde y se aproxima a cero,
2. La distancia lateral desde el pozo a la envolvente de la zona de captura en la línea del pozo de bombeo, donde $x = 0$, y
3. El valor asintótico de y , donde $x = \infty$.

Si estos tres pares de datos son determinados, la forma ponderada de la zona de captura puede trazarse. Al punto del estancamiento (donde y está acercándose a cero),

² Kuo Jeff, 1999.



la distancia entre el punto del estancamiento y el pozo de bombeo es igual a $Q/2pbu$ que representa la distancia aguas abajo más lejana que el pozo de bombeo puede alcanzar. En $x = 0$, el ancho lateral es la máxima distancia del pozo de extracción igual a $\pm Q/4bu$. En otras palabras, la distancia entre las líneas de corriente divisorias en la línea del pozo es igual a $Q/2bu$. El valor asintótico de y (donde $x = \infty$) es igual a $\pm Q/2bu$. Así, la distancia entre las líneas de corriente lejanas aguas arriba del pozo de bombeo es Q/bu .

Note que el parámetro en la Ec. V.3 (Q/bu) tiene dimensiones de longitud. Para dibujar la curva de la zona de captura, la Ec. V.3 puede reordenarse como sigue

$$x = \frac{y}{\tan \left\langle \left[+1 - \left(\frac{2Bu}{Q} \right) y \right] p \right\rangle} \quad \text{para valores positivos de } y \quad [\text{Ec. V.4A}]$$

$$x = \frac{y}{\tan \left\langle \left[-1 - \left(\frac{2Bu}{Q} \right) y \right] p \right\rangle} \quad \text{para valores negativos de } y \quad [\text{Ec. V.4B}]$$

Un conjunto de valores de (x, y) pueden obtenerse de estas ecuaciones especificando primero un valor de y . La curva es simétrica sobre el eje x .

EJEMPLO V.6 Dibujar la curva de una zona de captura de un pozo de bombeo de agua subterránea.

Trazar la zona de captura de un pozo de recuperación de agua subterránea con la siguiente información:

$Q = 60 \text{ gpm}$
 Conductividad hidráulica = 2000 gpd/pies^2
 Gradiente del agua subterránea = 0.01
 Espesor del Acuífero = 50 pies

Solución:

a. Determinar la velocidad del agua subterránea, u :

$$u = (K)(i) = [(2000 \text{ gal/d/pies}^2)(1 \text{ d}/1440 \text{ min})(1 \text{ pies}^3/7.48 \text{ gal})] (0.01) \\ = 1.86 \times 10^{-3} \text{ pies/min}$$

b. Determinar el valor del parámetro, Q/bu :

$$\frac{Q}{bu} = \frac{(60 \text{ gal/min})(1 \text{ pies}^3/7.48 \text{ gal})}{(50 \text{ pies})(1.8 \times 10^{-3} \text{ pies/min})}$$

o



$$= \frac{60 \text{ gal / min}}{(50 \text{ pies})[(2000 \text{ gal / d / pies}^2)(1d1440 \text{ min})(0.01)]} = 86.4 \text{ pies}$$

c. Establecer un conjunto de valores (x, y) usados en la Ec. V.4. Primero especificar los valores de y. Seleccionar intervalos más pequeños para valores de y pequeños. La siguiente tabla lista algunos de los puntos de los datos usados para dibujar la Figura V.2.

Comentarios

1. La curva de la zona de captura es simétrica sobre el eje-x como se muestra en la tabla o en la figura. Notar que la Ec. V.4A debe usarse para valores de y positivos y la Ec. V.4B para valores de y negativos.
2. No se especifican los valores de y más allá de los valores de $\pm Q/2bu$. Como se comentó $\pm Q/2bu$ son los valores asintóticos de la curva de la zona de captura ($x = \infty$).

Tabla de valores para la Figura V.2

Y (pies)	X (pies)
0.0	0.00
0.1	-13.74
1.0	-13.73
5.0	-13.14
10	-11.24
20	-2.34
30	21.01
40	168.78
-0.1	-13.74
-1.0	-13.73
-5.0	-13.14
-10	-11.24
-20	-2.34
-30	21.01
-40	168.78

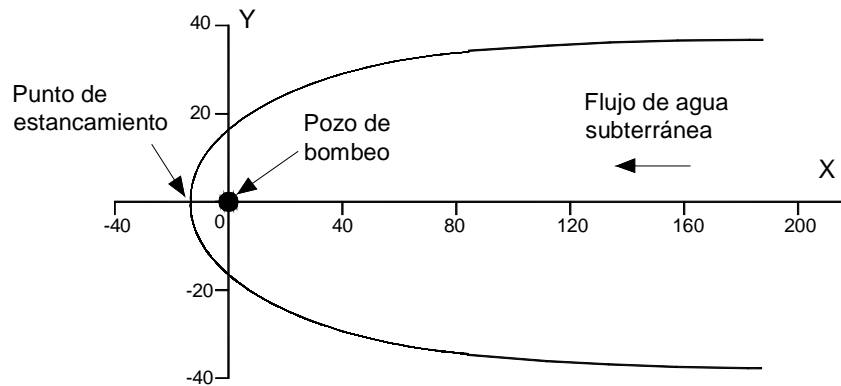


Figura V.2 Zona de captura de un solo pozo.

EJEMPLO V.7 Determinar aguas abajo y lateralmente las distancias de la zona de captura

Un pozo de extracción de agua subterránea se instala en un acuífero (conductividad hidráulica = 1000 gpd/pies², gradiente = 0.015, y el espesor del acuífero = 80 pies).

El gasto de bombeo de diseño es 50 gpm. Trazar la zona de captura de este pozo de recuperación especificando las siguientes distancias características de la zona de captura:

- La distancia lateral desde el pozo a la envolvente de la zona de captura en la línea del pozo de bombeo.
- La distancia aguas abajo desde el pozo al punto de estancamiento de la envolvente.
- La distancia lateral de la envolvente lejana aguas arriba del pozo de bombeo.

Solución:

a. Determinar la velocidad del agua subterránea, u ,:

$$u = (K)(i) = [(1000 \text{ gal/d/pies}^2)(1 \text{ d}/1440 \text{ min})(1 \text{ pies}^3 / 7.48 \text{ gal})] (0.015)$$

$$= 1.39 \times 10^{-3} \text{ pies/min}$$

b. Determinar la distancia lateral desde el pozo a la envolvente de la zona de captura en la línea del pozo de bombeo (eje-y),

para $x=0$ $(\pm) y = \frac{Q}{2bu} = \frac{(50 \text{ gal/min})(1 \text{ pies}^3 / 7.48 \text{ gal})}{(2)(80 \text{ pies})(1.39 \times 10^{-3} \text{ pies/min})} = 30.0 \text{ pies}$

$\nearrow (+) y = 15 \text{ pies}$
 $\searrow (-) y = -15 \text{ pies}$

c. Determinar la distancia aguas abajo del pozo al punto de estancamiento de la envolvente, $Q/2pbu$,:



$$\frac{Q}{2pbu} = \frac{(50 \text{ gal / min})(1 \text{ pies}^3 / 7.48 \text{ gal})}{(2)(p)(80 \text{ pies})(1.39 \times 10^{-3} \text{ pies / min})} = 9.6 \text{ pies}$$

d. Determinar la distancia lateral de la envolvente lejana aguas arriba desde el pozo de bombeo,

para $x = \infty \rightarrow (\pm) y = \frac{Q}{bu} = \frac{(50 \text{ gal / min})(1 \text{ pies}^3 / 7.48 \text{ gal})}{(80 \text{ ft})(1.39 \times 10 \text{ pies / min})} = 60.0 \text{ pies}$

↗ (+) $y = 30 \text{ pies}$
 ↘ (-) $y = -30 \text{ pies}$

e. La forma general de la envolvente de la zona de captura puede ser definida usando las anteriores distancias características:

x (pies)	y (pies)	Nota
0	0	Localización del pozo
-9.6	0	Distancia aguas abajo (punto de estancamiento)
0	15	Distancia lateral de la línea al pozo
0	-15	Distancia lateral de la línea al pozo
150*	30	Distancia lateral aguas arriba del punto más lejano al pozo
150*	-30	Distancia lateral aguas arriba del punto más lejano al pozo

* La distancia lateral aguas arriba más lejano del pozo, $\pm 30 \text{ pies}$, deberá ocurrir en $x = \infty$. Un valor de 150 pies para x , el cual es diez veces la distancia lateral a la línea del pozo (eje- y), se usa aquí (ver Figura V.3).

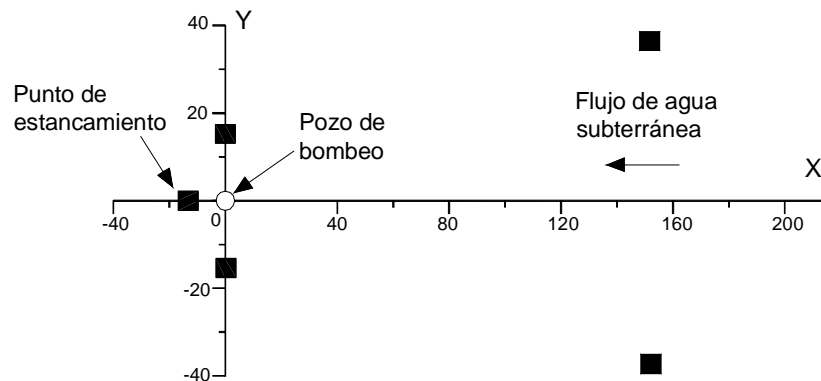


Figura V.3 Zona de Captura de un solo pozo.

Pozos múltiples

La tabla V.2 resume algunas distancias características de la zona de captura para múltiples pozos de monitoreo de agua subterránea localizados en una línea perpendicular a la dirección de flujo. Como se muestra en la tabla, la distancia entre las líneas de corriente divididas en un punto lejano aguas arriba de los pozos de bombeo es igual a



$n(Q/bu)$, donde n es el número de los pozos de bombeo. Esta distancia es dos veces la distancia entre las líneas de flujo respecto a la línea de los pozos.

La distancia aguas abajo para los pozos múltiples es muy similar a la de un solo pozo de bombeo, es decir, $Q/2pbu$.

Tabla V.2 Distancias características de la Zona de Captura para Pozos de bombeo de agua subterránea

No. de pozos de extracción	Distancia óptima entre cada par de pozos de extracción	Distancia entre las líneas de flujo a la línea de los pozos	Distancia entre las líneas de flujo a la parte más lejana de los pozos aguas arriba
1	-----	$0.5 Q/bu$	Q/bu
2	$0.32 Q/bu$	Q/bu	$2 Q/bu$
3	$0.40 Q/bu$	$1.5 Q/bu$	$3 Q/bu$
4	$0.38 Q/bu$	$2 Q/bu$	$4 Q/bu$

Modificada de Javandel, I. y Tsang, C.-F, *Groundwater*, 24(5), 616-625, 1986.

EJEMPLO V.8 Determinar la distancia aguas abajo y las distancias lateralmente de una zona de captura para pozos múltiples.

Dos pozos de extracción de agua subterránea serán instalados en un acuífero (conductividad hidráulica = 1000 gpd/pies², gradiente = 0.015, y espesor del acuífero = 80 pies).

El diseño del gasto de bombeo para cada pozo es de 50 gpm. Determinar la distancia óptima entre los dos pozos y trazar la zona de captura de éstos, pozos de recuperación especificando las distancias características siguientes de la zona de captura:

- a. La distancia lateral de los pozos a la envolvente de la zona de captura en la línea de los pozos de bombeo.
- b. La distancia aguas abajo de los pozos al punto de estancamiento.
- c. La distancia lateral de la envolvente lejana aguas arriba de los pozos de bombeo.

Solución:

- a. Determinar la velocidad del agua subterránea, u :

$$u = (K)(i) = [(1000 \text{ gal} / \text{d/pies}^2)(1 \text{ d}/1440 \text{ min})(1 \text{ pies}^3 / 7.48 \text{ gal})] (0.015) = 1.39 \times 10^{-3} \text{ pies/min}$$

- b. Determinar la distancia óptima entre estos dos pozos, $0.32 Q/Bu$:



$$\frac{0.32Q}{bu} = \frac{(0.32)(50 \text{ gal/min})(1 \text{ pies}^3 / 7.48 \text{ gal})}{(80 \text{ pies})(1.39 \times 10^{-3} \text{ pies/min})} = 19.2 \text{ pies}$$

La distancia de cada pozo al origen es la mitad de este valor = $0.16 Q/bu = 9.6$ pies.

c. Determinar la distancia entre las líneas de flujo respecto a la línea de los pozos y la distancia lateral desde el pozo a la envolvente de la zona de captura en la línea de los pozos de bombeo, $Q/2bu$:

$$y_{LC} = \frac{Q}{bu} = \frac{(50 \text{ gal/min})(1 \text{ pies}^3 / 7.48 \text{ gal})}{(80 \text{ pies})(1.39 \times 10^{-3} \text{ pies/min})} = 60.0 \text{ pies}$$

$(+y) = 30.00 \text{ pies}$
 $(-y) = 30.00 \text{ pies}$

d. Determinar la distancia aguas abajo de los pozos al punto de estancamiento de la envolvente, $Q/2pbu$:

$$\text{Para } y = 0 \rightarrow (-) x = \frac{Q}{2pbu} = \frac{(50 \text{ gal/min})(1 \text{ pies}^3 / 7.48 \text{ gal})}{(2)(p)(80 \text{ pies})(1.39 \times 10^{-3} \text{ pies/min})} = 9.6 \text{ pies}$$

e. Determinar la distancia lateral de la envolvente lejana aguas arriba de los pozos de bombeo:

$$\text{para } x = \infty \quad y = \frac{2Q}{bu} = \frac{(2)(50 \text{ gal/min})(1 \text{ pies}^3 / 7.48 \text{ gal})}{(80 \text{ pies})(1.39 \times 10^{-3} \text{ pies/min})} = 120.0 \text{ pies}$$

$(+) y = 60.00 \text{ pies}$
 $(-) y = -60.00 \text{ pies}$

f. La forma general de la envolvente de la zona de captura puede ser definida usando las anteriores distancias características:

x (pies)	Y (pies)	Nota
0	9.6	Localización del primer pozo
0	-9.6	Localización del segundo pozo
-9.6	0	Distancia aguas abajo (punto de estancamiento)
0	30	Distancia lateral a la línea de los pozos
0	-30	Distancia lateral a la línea de los pozos
300*	60	Distancia lateral aguas arriba de los pozos al punto más lejano
300*	-60	Distancia lateral aguas arriba de los pozos al punto más lejano

* La distancia lateral aguas arriba más lejana de los pozos, ± 60 pies, deberá ocurrir en $x = \infty$. Un valor de 300 pies para x, el cual es diez veces la distancia lateral a la línea de los pozos (eje-y), se usa aquí (ver Figura V.4).



Comentarios

1. La distancia lateral a la línea de los dos pozos de bombeo es dos veces mayor que la misma distancia de un solo pozo.
2. La distancia lateral aguas arriba más lejana de los dos pozos de bombeo es dos veces mayor que la de un solo pozo.
3. La distancia aguas abajo de los dos pozos de bombeo es igual que la de un solo pozo de bombeo. La distancia aguas abajo calculada, $Q/2pbu$ es a lo largo del eje x . Sin embargo, las distancias afectadas directamente aguas abajo de estos dos pozos deben ser ligeramente mayores que $Q/2pbu$.

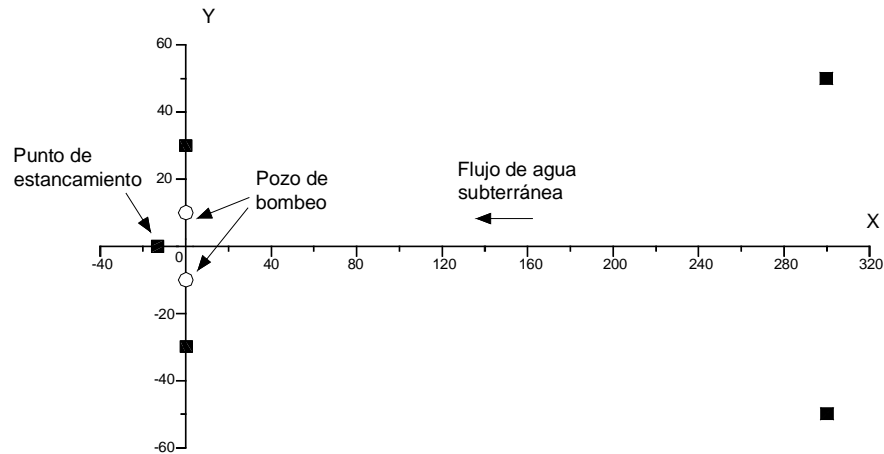


Figura E. V.4 Zona de captura de dos pozos.

Espaciamiento de pozos y número de pozos

Como se mencionó antes, es importante determinar el número de pozos y su espacio en un programa de remedación del agua subterránea. Después de que la magnitud de la pluma, la dirección y velocidad del flujo del agua subterránea han sido determinadas, el siguiente procedimiento puede usarse para determinar el número de pozos y su localización:

- Paso 1: Determinar el gasto de bombeo de las pruebas del acuífero o estimar el caudal del flujo usando información de los materiales acuíferos.
- Paso 2: Dibuje la zona de captura de un pozo de agua subterránea (vea el Ejemplo V.6 o V.7), usando la misma escala que el mapa de la pluma.
- Paso 3: Sobreponga la curva de la zona de captura en el mapa de la pluma. Asegúrese de que la dirección del agua subterránea de la zona de captura sea igual que la curva del mapa de la pluma.
- Paso 4: Si la zona de captura puede completamente envolver la extensión de la pluma, un pozo de bombeo es el número óptimo. La localización del pozo en la curva de la zona de captura se copia entonces al mapa de la pluma. Podrá reducirse el gasto de extracción de agua subterránea para tener una zona de captura más pequeña, pero todavía suficiente para cubrir la pluma entera.
- Paso 5: Si la zona de captura no puede envolver completamente la extensión de la pluma, se preparan curvas de zona de captura usando dos o más pozos de bombeo hasta que la zona de captura pueda cubrir la pluma completamente. Se copian las localizaciones de los pozos en la curva de la zona de captura al mapa



de la pluma. (Note que las zonas de influencia de pozos individuales pueden coincidir. Por consiguiente, no podría ser adecuado bombear el mismo caudal de cada pozo en una red de pozos tal que un solo pozo alcanzará el mismo abatimiento permitido).

EJEMPLO V.9 Determinar el número y localización de pozos de bombeo para capturar una pluma de agua subterránea.

Un acuífero (conductividad hidráulica = 1000 gpd/pies², gradiente = 0.015, y el espesor del acuífero = 80 pies) es contaminado. La extensión de la pluma se definió y se muestra en Figura V.5. (Cada intervalo en el eje x es de 40 pies y en el eje y es de 20 pies).

Determinar el número y localizaciones de los pozos de extracción de agua subterránea para la remediación. El gasto de bombeo de diseño para cada pozo es 50 gpm.

Solución:

- Trazar la zona de captura de un solo pozo (lo mismo como el Ejemplo V.7). Los símbolos del triángulo en la figura definen la zona de captura de este pozo individual. Como se muestra, esta zona de captura no podría abarcar la pluma completamente.
- Trazar la zona de captura de dos pozos de bombeo (lo mismo como el Ejemplo V.8). Los símbolos cuadrados en la figura definen la zona de captura de estos dos pozos. Como se muestra, esta zona de captura puede abarcar la pluma completamente. Por consiguiente, usando dos pozos de bombeo es lo óptimo. Se muestran las localizaciones de estos dos pozos de bombeo como círculos en la figura.

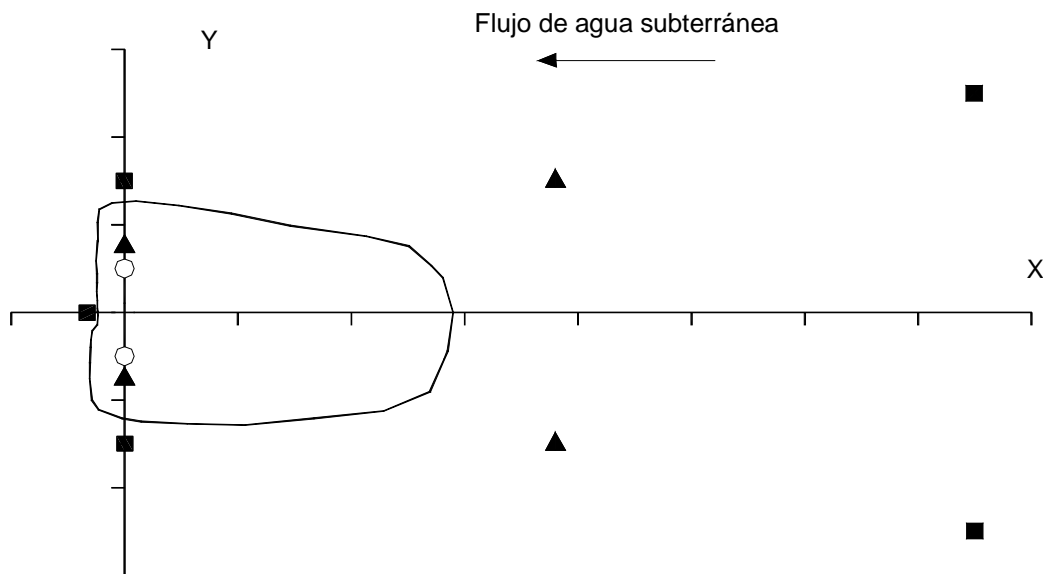


Figura V.5 Zonas de captura de uno y dos pozos.



V.2 Sistemas de Tratamiento de Agua Subterránea Sobre el Suelo

V.2.1 Adsorción con Carbón Activado

La adsorción es el proceso que colecta las sustancias solubles en solución dentro de la superficie de los sólidos adsorbentes. El carbón activado es un adsorbente universal que adsorbe casi todos los tipos de compuestos orgánicos. Las partículas de carbón activado tienen un área superficial específica grande. En la adsorción de carbón activado, los compuestos orgánicos abandonan (o son removidos desde) el líquido por ser adsorbidos dentro de la superficie del carbón. Como el lecho de carbón es consumido, tal como se indica por la abertura de los contaminantes en el efluente, el carbón debería ser regenerado o reemplazado. Comúnmente, el diseño preliminar de un sistema de adsorción de carbón activado incluye el tamaño del adsorbedor, determinando el intervalo de cambio del carbón (o regeneración) y configurar la unidad de carbón, cuando adsorbedores de carbón múltiple son utilizados.

Isoterma de adsorción y capacidad de adsorción

En la sección III.6 se trataron estos conceptos, por lo que sólo se hará una breve descripción de la importancia de su conocimiento y aplicación a la remediación de acuíferos.

En general, la cantidad de materiales adsorbidos depende de las características del soluto y el carbón activado, la concentración del soluto, y la temperatura. Una isoterma de adsorción describe la relación de equilibrio entre la concentración de soluto adsorbido en el sólido y la concentración de soluto disuelto en la solución másica a una temperatura dada. La capacidad de adsorción de un carbón activado dado para un compuesto específico es estimada de los datos de su isoterma. Los modelos de adsorción usados más comúnmente en aplicaciones ambientales son las isotermas de Langmuir y Freundlich:

$$q = \frac{a b C}{1 + b C} \quad (\text{Langmuir}) \quad [\text{Ec. V.5}]$$

$$q = k C^n \quad (\text{Freundlich}) \quad [\text{Ec. V.6}]$$

donde "q" es la concentración adsorbida (en masa de contaminante/masa de carbón activado), "C" es la concentración en el líquido (en masa de contaminante/volumen de solución), y "a", "b", "k" y "n" son constantes. La concentración de adsorción, q, obtenida de la ec. V.5 o V.6 es el valor de equilibrio (en equilibrio con la concentración de soluto en el líquido). Debería considerarse como la capacidad teórica de adsorción para una concentración especificada en el líquido. La capacidad de adsorción actual en las aplicaciones de campo debería ser menor. Normalmente, los ingenieros de diseño consideran de 25 a 50% de este valor teórico como la capacidad de adsorción de diseño como un factor de seguridad. Por lo que,

$$q_{\text{actual}} = (50\%)(q_{\text{teórica}}) \quad [\text{Ec. V.7}]$$

La máxima cantidad de contaminantes que puede ser removida o captada (M_{removida}) por una cantidad de carbón activado se determina como



$$M_{\text{removida}} = (q_{\text{actual}}) (M_{\text{carbón}}) = (q_{\text{actual}}) [(V_{\text{carbón}}) (\rho_b)] \quad [\text{Ec. V.8}]$$

donde $M_{\text{carbón}}$ es la masa, $V_{\text{carbón}}$ es el volumen y ρ_b es la densidad del carbón activado, respectivamente.

El procedimiento siguiente puede usarse para determinar la capacidad de adsorción de un adsorbedor de carbón activado:

Paso 1: Determinar la capacidad de adsorción teórica con el uso de las ecuaciones V.5 o V.6.

Paso 2: Determinar la capacidad de adsorción actual con el uso de la ecuación V.7.

Paso 3: Determinar la cantidad de carbón activado en el adsorbedor.

Paso 4: Determinar la cantidad máxima de contaminantes que puede ser tomada por el adsorbedor usando la ecuación V.8.

Información necesaria para estos cálculos:

- Isoterma de adsorción
- Concentración del contaminante del líquido influente, C_{in}
- Volumen del carbón activado, $V_{\text{carbón}}$
- Densidad del carbón activado, ρ_b

EJEMPLO V.10 Determinar la capacidad de un adsorbedor de carbón activado para remover contaminantes del agua subterránea.

El desagüe a niveles inferiores del agua subterránea para la construcción bajo el terreno es a menudo necesario. En un sitio a construir, el contratista inesperadamente encontró que el agua subterránea extraída estaba contaminada con 5 mg/L de tolueno. La concentración de tolueno del agua subterránea se redujo por debajo de los 100 ppb antes de la descarga. Para evitar el retraso de la construcción, se propusieron unidades de carbón activado con capacidad de 55 galones para tratar el agua subterránea.

El vendedor (proveedor) de carbón activado proporcionó información de la isoterma de adsorción. Esta sigue el modelo de Langmuir como

$$q \text{ (kg tolueno / kg carbón)} = \frac{0.04 C_e}{1 + 0.002 C_e}$$

donde C_e esta en mg/L. El vendedor también proporciona la información de registro del adsorbedor siguiente:

- Diámetro del lecho empacado de carbón en cada barril de 55 galones = 1.5 pies
- Altura del lecho empacado de carbón en cada barril de 55 galones = 3 pies
- Densidad del carbón activado = 30 lb/pie³

Determinar:

- a) la capacidad de adsorción del carbón activado,
- b) la cantidad de carbón activado en cada barril de 55 galones, y
- c) la cantidad de tolueno que cada unidad (barril) puede remover antes de ser consumido.



Solución.

a) La capacidad de adsorción teórica se encuentra como sigue

$$a \cdot b = 0.004 \qquad b = 0.002 \qquad C_e = 5 \text{ mg/L}$$

$$q_{teórica} = \frac{a b C_e}{1 + b C_e} = 0.0198 \text{ kg/kg}$$

La capacidad de adsorción actual se encuentra como sigue

$$q_{actual} = (50\%)(q_{teórica}) = \mathbf{0.0099 \text{ kg/kg}}$$

b) Volumen del carbón activado dentro de un barril de 55 galones es:

$$D = 1.5 \text{ pies} \qquad r = D/2 = 0.75 \text{ pies} \qquad h = 3 \text{ pies}$$

$$V_{carbón} = (\pi r^2)(h) = 5.30 \text{ pies}^3$$

La cantidad de carbón activado dentro del barril de 55 galones es:

$$\rho_b = 30 \text{ Lb/pie}^3$$

$$M_{carbón} = (V_{carbón})(\rho_b) = \mathbf{159.04 \text{ Lb}}$$

$$\text{En unidades S.I.: } 480.04 \text{ kg/m}^3$$

c) La cantidad de tolueno que puede ser retenido por un barril antes de que el carbón sea consumido es:

$$M_{\text{Tolueno Removido}} = (q_{actual})(M_{carbón}) = \mathbf{1.57 \text{ Lb de Tolueno/barril.}}$$

Comentarios:

- 1) La densidad del carbón activado tiene un valor típico de 30 lb/pie³. La cantidad de carbón activado en un barril de 55 galones es aproximadamente de **160 libras**.
- 2) La capacidad de adsorción de **0.01 kg/kg** es igual a 0.01 lb/lb, o 0.01 g/g.
- 3) Debería tenerse cuidado en el uso de unidades para "C" y para "q" en las ecuaciones de las isothermas.
- 4) La concentración del contaminante en el influente del líquido, y no del efluente del líquido, debería ser usada en las ecuaciones de las isothermas para determinar la capacidad de adsorción.

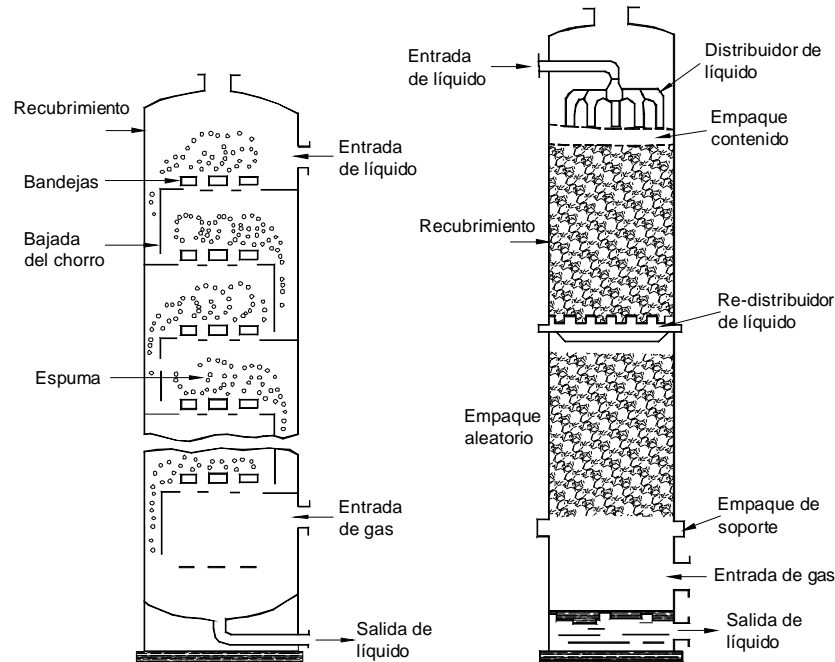


Figura V.6 Sistemas de absorción.

Tiempo de vaciado del lecho de contacto

El tamaño del sistema líquido-fase de carbón activado, el criterio común utilizado en el diseño del tiempo de vaciado del lecho de contacto (TVLC). El rango típico del TVLC varía entre 5 y 20 minutos, dependiendo principalmente de las características de los contaminantes. Algunos compuestos tienen una fuerte tendencia a la adsorción, y el TVLC requerido podría ser más corto. Considerando el PCB y la acetona como dos ejemplos extremos, el PCB es muy hidrofóbico y será adsorbido fuertemente a la superficie del carbón activado, mientras que la acetona no es adsorbible.

Si el caudal (Q) es especificado, el TVLC puede utilizarse para determinar el volumen requerido de adsorbente de carbón activado ($V_{\text{carbón}}$) como

$$V_{\text{carbón}} = (Q)(TVLC) \quad [\text{Ec. V.9}]$$

Área de la sección transversal

La carga hidráulica típica del adsorbente de carbón es ajustada a 5 gpm/pie² o menor. Este parámetro es usado para determinar el área de la sección transversal mínima requerida del adsorbente ($A_{\text{carbón}}$):

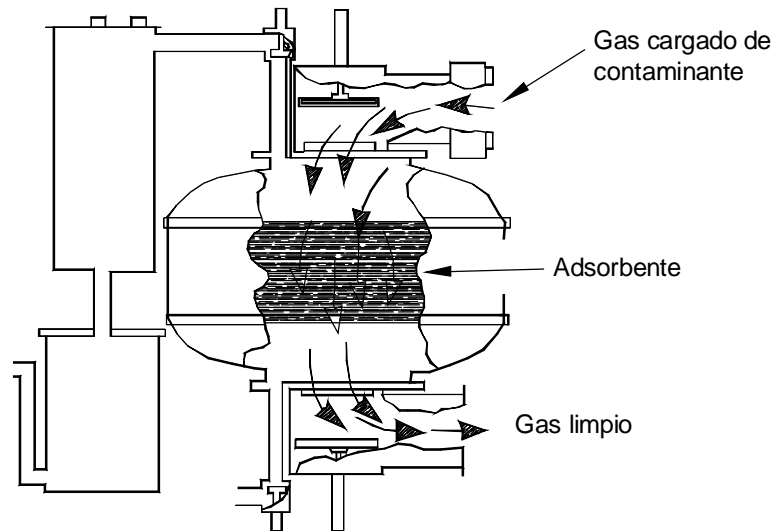
$$A_{\text{carbón}} = \frac{Q}{\text{tasa de carga por superficie}} \quad [\text{Ec. V.10}]$$



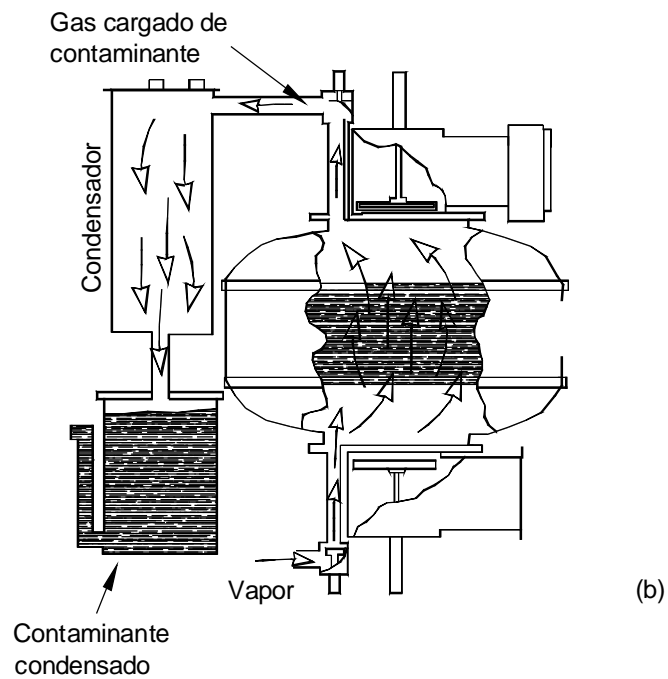
Altura del adsorbedor de carbón activado

La altura requerida del adsorbedor de carbón activado ($H_{\text{carbón}}$) se determina como

$$H_{\text{carbón}} = \frac{V_{\text{carbón}}}{A_{\text{carbón}}} \quad [\text{Ec. V.11}]$$



(a)



(b)

Figura V.7 Sistema de Adsorción. (a) Ciclo de Adsorción. (b) Ciclo de Desorción.



Tasa de remoción del contaminante por el adsorbedor de carbón activado

La tasa de remoción por un adsorbedor de carbón ($R_{\text{remoción}}$) se calcula con la fórmula siguiente

$$R_{\text{remoción}} = (C_{\text{in}} - C_{\text{out}})Q \quad [\text{Ec. V.12}]$$

En las aplicaciones prácticas, la concentración del efluente (C_{out}) se mantiene por debajo del límite de descarga, el cual a menudo es muy bajo. Por lo tanto, para un factor de seguridad, el término C_{out} puede eliminarse de la ec. V.12 para el diseño. La tasa de remoción de masa es entonces la misma que la tasa de carga de masa (R_{carga}):

$$R_{\text{remoción}} \approx R_{\text{carga}} = (C_{\text{in}})Q \quad [\text{Ec. V.13}]$$

Frecuencia de intercambio (o regeneración)

Una vez que el carbón activado alcanza su capacidad, este debería ser regenerado o dispuesto. El intervalo de tiempo entre las dos regeneraciones o la vida de servicio esperada de una "muestra testigo" de carbón activado se puede calcular dividiendo la capacidad del carbón activado entre la tasa de remoción de contaminante:

$$T = \frac{M_{\text{removida}}}{R_{\text{remoción}}} \quad [\text{Ec. V.14}]$$

Configuración de los adsorbedores de carbón activado

Si los adsorbedores de carbón activado múltiples son usados, los adsorbedores son a menudo acomodados en serie y/o en paralelo. Si dos adsorbedores son acomodados en serie, el punto de monitoreo se localiza en el efluente del primer adsorbedor. Una concentración alta en el efluente del primer adsorbedor indica que este adsorbedor alcanzó su capacidad. El primer adsorbedor es entonces quitado y el segundo adsorbedor es cambiado a ser el primer adsorbedor. Consecuentemente, la capacidad de ambos adsorbedores serán completamente utilizados y los requerimientos son satisfechos. Si hay dos corrientes de adsorbedores en paralelo, una corriente siempre se puede quitar para la regeneración o mantenimiento y la operación continua de los procesos es asegurada.

El procedimiento siguiente se utiliza para completar el diseño de un sistema de adsorción con carbón activado:

- Paso 1:** Determinar la capacidad de adsorción como se describió en la sección anterior (Ejemplo V.10).
- Paso 2 :** Determinar el volumen requerido de adsorbedor de carbón activado usando la ec. V.9.
- Paso 3 :** Determinar el área requerida del adsorbedor de carbón activado con la ec. V.10.



- Paso 4 :** Determinar la altura requerida del adsorbedor de carbón activado con la ec. V.11.
- Paso 5 :** Determinar la tasa de remoción del contaminante o tasa de carga con la ec. V.13.
- Paso 6 :** Determinar la cantidad de los contaminantes que el (los) adsorbedor(es) puede capturar con la ec. V.8.
- Paso 7 :** Determinar la vida de servicio del adsorbedor de carbón activado con la ec. V.14.
- Paso 8 :** Determinar la configuración óptima cuando adsorbedores múltiples son usados.

Información necesaria para estos cálculos

- Isoterma de adsorción
- Concentración del contaminante en el influente del líquido, C_{in}
- Diseño de la tasa de carga hidráulica
- Diseño del caudal, Q
- Densidad del carbón activado, ρ_b

EJEMPLO V.11 Diseñar un sistema de carbón activado para remediación de agua subterránea

El desagüe a niveles inferiores del agua subterránea para la construcción bajo el terreno es a menudo necesario. En un sitio a construir, el contratista inesperadamente encontró que el agua subterránea extraída estaba contaminada con 5 mg/L de tolueno. La concentración de tolueno del agua subterránea se redujo por debajo de los 100 ppb antes de la descarga. Para evitar el retraso de la construcción, se propusieron unidades de carbón activado con capacidad de 55 galones para tratar el agua subterránea.

Usar la siguiente información para diseñar un sistema de tratamiento con carbón activado (es decir, número de unidades de carbón, configuración del flujo, y frecuencia de intercambio de carbón):

- Caudal del flujo = 30 gpm
- Diámetro del lecho empacado de carbón en cada barril de 55 galones = 1.5 pies
- Altura del lecho empacado de carbón en cada barril de 55 galones = 3 pies
- Densidad del carbón activado = 30 lb/pie³
- Isoterma de adsorción (Langmuir) :

$$q \text{ (kg tolueno / kg carbón)} = \frac{0.04 C_e}{1 + 0.002 C_e}$$

donde C_e esta en mg/L.

Solución.

a) La capacidad de adsorción teórica se encuentra como sigue

$$a \cdot b = 0.004$$

$$b = 0.002$$

$$C_e = 5$$



$$q_{teórica} = \frac{abC_e}{1 + bC_e} = 0.0198 \text{ kg/kg}$$

La capacidad de adsorción actual se encuentra como sigue

$$q_{actual} = (50\%)(q_{teórica}) = \mathbf{0.0099 = kg/kg}$$

b) Considerando un tiempo de vaciado del lecho de contacto (TVLC) de 12 minutos, el volumen requerido

$$Q = 30 \text{ gpm} = 4.01 \text{ pie}^3/\text{min}$$

$$V_{carbón} = (Q)(TVLC) = \mathbf{48.13 \text{ pie}^3}$$

$$TVLC = 12 \text{ min}$$

c) Considerando una carga hidráulica de diseño de 5 gpm/pie² o menor, el área de la sección transversal requerida para la adsorción de carbón se encuentra con

$$\text{tasa de carga por superficie} = 5 \text{ gpm/pie}^2$$

$$A_{carbón} = \frac{Q}{\text{tasa de carga por superficie}} = \mathbf{6 \text{ pies}^2}$$

d) Si el sistema de adsorción es hecho a la medida, entonces un sistema con una sección transversal con área de 6 pie² y una altura calculada como sigue, hará el trabajo.

$$H_{carbón} = \frac{V_{carbón}}{A_{carbón}} = \mathbf{8.02 \text{ pies}}$$

Sin embargo, si los barriles de 55 galones son utilizados, se necesita determinar el número de barriles que proporcionarán el área de la sección transversal requerida.

El área de carbón activado dentro de un barril de 55 galones es,

$$D = 1.5 \text{ pies}$$

$$A_{barril} = \pi r^2 = 1.77 \text{ pie}^2 \quad r = D/2 = 0.75 \text{ pies}$$

El número de barriles en paralelo a encontrar la tasa de carga hidráulica requerida es,

$$N_{barriles-paralelo} = \frac{A_{carbón}}{A_{barril}} = \mathbf{3.40 \text{ barriles}}$$



Entonces, utilizar **cuatro barriles en paralelo**.

El área total de la sección transversal de los cuatro barriles es igual a

$$A_{4\text{-barriles}} = A_{\text{barril}} (N_{\text{barriles}}) = \mathbf{7.07 \text{ pies}^2} \quad N_{\text{barriles}} = 4$$

e) La altura requerida del adsorbedor de carbón activado se encuentra con

$$H_{\text{carbón}} = \frac{V_{\text{carbón}}}{A_{\text{carbón}} (4 \text{ barriles})} = \frac{48.13}{7.07} = \mathbf{6.81 \text{ pies}}$$

La altura del carbón activado en cada barril es de 3 pies. EL número de barriles requerido en serie a encontrar la altura requerida de 6.81 pies se determina como

$$H_{\text{barril}} = 3 \text{ pies}$$

$$N_{\text{barriles-serie}} = \frac{H_{\text{carbón}}}{H_{\text{barril}}} = \mathbf{2.27 \text{ barriles}}$$

Entonces, utilizar **tres barriles en serie**. El volumen total de carbón activado en 12 barriles es igual a

$$N_{\text{barriles-serie}} = 3 \quad N_{\text{barriles-paralelo}} = 4$$

$$V_{\text{barril}} = A_{\text{barril}} H_{\text{barril}} = \mathbf{5.30 \text{ pie}^3}$$

$$V_{12\text{-barriles}} = (V_{\text{barril}})(N_{\text{barriles-serie}})(N_{\text{barriles-paralelo}}) = \mathbf{63.62 \text{ pie}^3}$$

f) Determinar la tasa de remoción de contaminante o tasa de carga con la ecuación

$$C_{in} = 5 \text{ mg/L}$$

$$R_{\text{remoción}} \approx R_{\text{carga}} = (C_{in})Q = (5 \text{ mg/L})[(30\text{gpm})(3.785 \text{ L/gal})(1440 \text{ min/día})] =$$

$$\mathbf{817,560 \text{ mg/d} = 1.80 \text{ Lb/d}}$$

g) Determinar la cantidad de contaminantes que el(los) adsorbedor (es) de carbón puede(n) capturar

$$\rho_b = 30 \text{ Lb/pie}^3$$

$$M_{\text{removida}} = (q_{\text{actual}})(M_{\text{carbón}}) = (q_{\text{actual}}) [(V_{12\text{-barriles}})(\rho_b)] = (0.01) [(63.6)(30)] = \mathbf{19.08 \text{ Lb}}$$

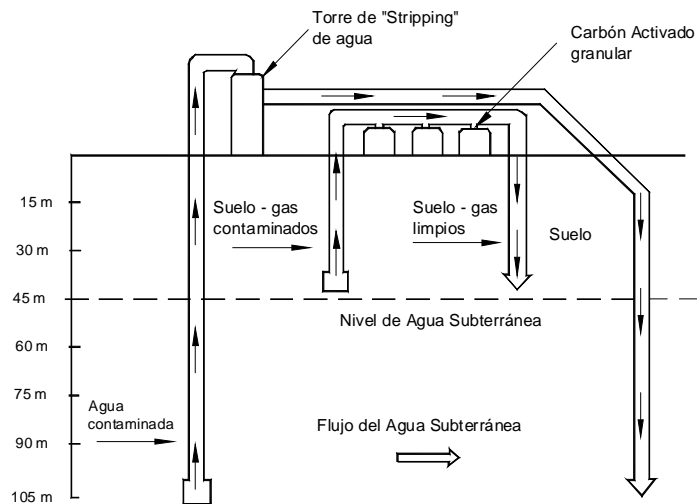
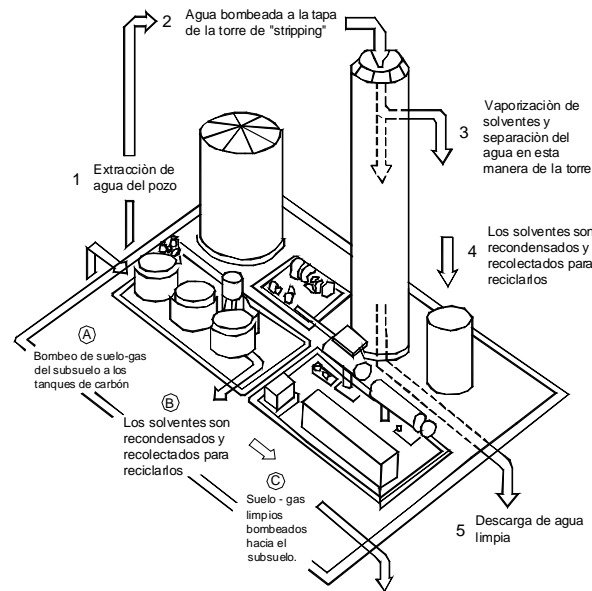
h) Determinar la vida de servicio de los adsorbedores de carbón con la fórmula

$$T = \frac{M_{\text{removida}}}{R_{\text{remoción}}} = \frac{19.08 \text{ Lb}}{1.8 \text{ Lb/d}} = \mathbf{10.60 \text{ días}}$$



Comentarios:

- 1) La configuración es 4 barriles en paralelo y 3 barriles en serie, (un total de 12 barriles). Debería tenerse cuidado al minimizar la pérdida de carga debido a las conexiones numerosas de tuberías.
- 2) Normalmente, el costo de un barril de carbón activado de 55 galones es de varios cientos de dólares. En este ejemplo, el último de los 12 barriles funciona en un tiempo menor a 11 días. El costo de disposición o regeneración debe también agregarse, ya que esta opción es relativamente costosa. Si un tratamiento largo es necesario, se debería conectar los adsorbentes de carbón activado con otros métodos de tratamiento.



Vista en corte del subsuelo.

Figura V.8. Sistema de tratamiento de agua subterránea con carbón activado.



V.2.2 Remoción con aire (“air stripping”)

La remoción con aire es un proceso físico que aumenta la volatilización de los compuestos orgánicos desde el agua mediante el paso de aire limpio a través de ella. Este es uno de los procesos comúnmente usado para tratar agua subterránea contaminada con VOCs (Compuestos Orgánicos Volátiles, por sus siglas en inglés).

Un sistema de remoción de aire crea la interfase aire-agua para aumentar la transferencia de masa entre las fases aire y agua. Aunque hay varias configuraciones de sistemas comercialmente disponibles, incluso las columnas de bandeja, sistemas de rocío, aeración difusa, y columnas empacadas (o torres empacadas), el uso de torres empacadas es la alternativa más popular para las aplicaciones de la remediación del agua subterránea.

Descripción del proceso

En una torre de remoción con aire de columna empacada, el aire y las líneas de flujo del agua subterránea contaminada fluyen contra corriente a través de una columna empacada. El empaque proporciona un área de superficie grande para los VOCs que migran desde la corriente del líquido a la corriente de aire. Una ecuación de balance de masa se puede derivar haciendo que la cantidad de contaminantes removida del líquido sea igual a la cantidad de contaminantes que entra al aire:

$$Q_w(C_{in} - C_{out}) = Q_a(G_{out} - G_{in}) \quad [\text{Ec. V.15}]$$

donde C = la concentración del contaminante en la fase líquida (mg/L), G = la concentración del contaminante en la fase aire (mg/L), Q_a = el caudal del flujo de aire (L/min), y Q_w = caudal de líquido (L/min).

Para un caso ideal donde el aire que entra no contiene ningún contaminante ($G_{in} = 0$) y el agua subterránea está completamente descontaminada ($C_{out} = 0$), la Ec. V.15 puede simplificarse como sigue:

$$Q_w(C_{in}) = Q_a(G_{out}) \quad [\text{Ec. V.16}]$$

Asumiendo que es aplicable la ley de Henry y que efluente del aire está en equilibrio con el influente del agua, entonces,

$$G_{out} = H * C_{in} \quad [\text{Ec. V.17}]$$

donde H^* es la constante de Henry del compuesto de interés en forma adimensional.

Combinando las ecuaciones V.16 y V.17, se desarrolla la relación siguiente:

$$H^* \left(\frac{Q_a}{Q_w} \right)_{\min} = 1 \quad [\text{Ec. V.18}]$$



El $(Q_a/Q_w)_{min}$ es la razón de aire-a-agua mínima (en volumen/volumen), y ésta es la razón de aire-a-agua para el caso ideal antes mencionado. La razón de aire-agua real se selecciona frecuentemente siendo unas pocas veces más grande que la razón de aire-agua mínima.

El factor de remoción (S) que es el producto de la constante adimensional de Henry y la razón de aire-agua normalmente se usa en el diseño de remoción con aire:

$$S = H * \left(\frac{Q_a}{Q_w} \right) \quad \text{[Ec. V.19]}$$

El factor de remoción es igual a la unidad para el caso ideal mencionado antes. Este requiere una altura de empaque infinita para lograr la remoción perfecta. Para las aplicaciones de campo, los valores de S deben ser mayores que uno.

Valores prácticos de S varían de 2 a 10. La operación de un sistema con valores de S mayores que 10 no pueden ser económicas. Además, una razón alta de aire-agua puede causar un fenómeno desfavorable, llamado "desbordamiento," en una operación de remoción con aire.

El siguiente procedimiento puede usarse para determinar el caudal de aire para un caudal de líquido dado:

- Paso 1: Convertir la constante de Henry a su valor adimensional usando la fórmula dada en la tabla V.3.
- Paso 2: Si el factor remoción es conocido o seleccionado, determinar la razón aire -agua usando Ec. V.19 dirigirse al paso 4.
- Paso 3: Si el factor de remoción no es conocido o seleccionado, determinar la razón de aire-agua mínima usando la Ec. V.18. Obtenga la razón de aire-a-agua de diseño multiplicando la razón mínima aire-a-agua con un valor entre 2 y 10. Vaya al paso 4.
- Paso 4: Determinar el caudal de aire requerido multiplicando el caudal líquido con la razón de aire-agua determinada del Paso 2 o Paso 3.

Tabla V.3 Tabla de Conversión de la Constante de Henry

Unidad utilizada para la Constante de Henry	Ecuación de Conversión
atm/M, o atm L/ mol	$H=H^*RT$
atm m ³ /mol	$H=H^*RT/1000$
M/atm	$H=1/(H^*RT)$
atm/(fracción de mol en líquido), o atm	$H=(H^*RT)[1000\gamma W]$
(fracción de mol en vapor)/(fracción de mol en líquido)	$H=(H^*RT)[1000gW]/P$

Nota: H^* = Constante de Henry en forma adimensional, γ = gravedad específica de la solución (1 para una solución diluida), W = peso molecular equivalente de solución (18 para solución acuosa diluida), $R = 0.082 \text{ atm/(K)(M)}$, T = temperatura en sistema Kelvin, P = presión en sistema atm (generalmente = 1 atm), y M = solución molar en (g mol/L).

Fuente: Kuo, J.F. And Cordery, S.A., Discusión of nomograph for air stripping of VOC from water, *J. Environ. Eng.*, V. 114, No. 5, p 1248-1250, 1988.



Información necesaria para este cálculo:

- La constante de Henry
- Factor de remoción, S ,
- Caudal de diseño del líquido, Q

EJEMPLO V.12 Determinar la razón de aire-agua de un removedor de aire

Una columna empacada removedora de aire es diseñada para reducir la concentración de cloroformo en el agua subterránea extraída. La concentración será reducida de 50 mg/L a 0.05 mg/L (50 ppb). Determinar (1) la razón de aire-agua mínima, (2) el diseño de la razón de aire-agua, y (3) el caudal de aire de diseño. Usar la siguiente información en los cálculos:

La constante de Henry para el cloroformo = 128 atm
El factor de remoción = 3
Temperatura del agua = 15°C
Caudal de extracción del agua subterránea = 120 gpm

Solución:

a. Usando la fórmula de la Tabla V.3 convirtiendo la constante de Henry a su valor adimensional:

$$H = \frac{H * RT(1000g)}{W} = \frac{H * (0.082)(273 + 15)(1000)(1)}{18} = 128$$

Así,

$$H^* = 0.098 \text{ (adimensional)}$$

b. Usando la Ec. V.18 para determinar la razón mínima aire-agua:

$$H^* \left(\frac{Q_a}{Q_w} \right)_{\min} = 1 = (0.098) \left(\frac{Q_a}{Q_w} \right)_{\min}$$

Así,

$$(Q_a/Q_w)_{\min} = 10.25 \text{ (adimensional)}$$

c. Usar la Ec. V.19 para determinar la razón aire-a-agua:

$$H^* \left(\frac{Q_a}{Q_w} \right) = S = 3 = (0.098) \left(\frac{Q_a}{Q_w} \right)$$

Así:

$$(Q_a/Q_w) = 30.75 \text{ (adimensional)}$$



- d. Determinar el caudal de aire requerido multiplicando el caudal del líquido con la razón de aire-agua:

$$Q_a = Q_w \times (Q_a/Q_w) = (120 \text{ gpm})(30.75) = 3690 \text{ gal/min} = 493 \text{ pies}^3 / \text{min}$$

Comentarios

Un factor de remoción de tres significa, la razón del diseño y la razón de aire-agua mínima es tres. La razón de aire-agua de diseño puede ser obtenida multiplicando la razón de aire-agua mínima con el factor de remoción.

Diámetro de la columna

Uno de los componentes claves en el dimensionamiento de aire difuso o removido es determinar el diámetro de la columna. El diámetro depende principalmente del caudal líquido. A mayor caudal del líquido, mayor será el diámetro de la columna. Tasas de carga hidráulica líquida típica en una columna de aire difuso se sugieren del orden de 20 gpm / pies² o menores. Este parámetro es usado a menudo para determinar el área de la sección transversal requerida de la columna difusa (A_{difusa}):

$$A_{\text{difusa}} = \frac{Q}{\text{Tasa de carga superficial}} \quad [\text{Ec. V.20}]$$

Altura del empaque

La profundidad requerida de la columna empacada (Z) para una eficiencia de remoción específica es otro componente importante de diseño. Una columna elevada podría ser requerida a alcanzar una alta eficiencia de remoción. La altura de empaque puede ser determinada convenientemente usando el concepto de unidad de transferencia:

$$Z = (HTU) \times (NTU) \quad [\text{Ec. V.21}]$$

donde HTU es la altura de la unidad de transferencia y NTU es el número de unidades de transferencia.

El HTU depende ponderadamente de la tasa de carga hidráulica y el coeficiente de transferencia de masa total, $K_L a$. [Nota: K_L es la tasa constante (m/seg) y " a " es el área de la superficie específica (m²/m³). $K_L a$ tiene una unidad de 1/tiempo.] El valor de $K_L a$ para una aplicación específica puede ser mejor determinada de una prueba piloto, y hay también ecuaciones empíricas disponibles para estimar el valor de $K_L a$. Los valores de $K_L a$ en columnas de aire difuso usadas en la remediación del agua subterránea varían de 0.01 a 0.05 seg⁻¹. HTU tiene unidades de longitud y puede determinarse como sigue:

$$HTU = \frac{L}{K_L a} \quad [\text{Ec. V.22}]$$

donde L es la tasa de la carga hidráulica líquida en longitud / tiempo.



El NTU puede ser determinado usando la siguiente fórmula:

$$NTU = \left(\frac{S}{S-1} \right) \ln \left\{ \frac{(C_{in} - G_{in}/H^*) \left[\frac{S-1}{S} \right] + \frac{1}{S}}{(C_{out} - G_{out}/H^*) \left[\frac{S-1}{S} \right] + \frac{1}{S}} \right\}$$

[Ec. V.23]

$$= \left(\frac{S}{S-1} \right) \ln \left\{ \left[\frac{C_{in}}{C_{out}} \right] \left[\frac{S-1}{S} + \frac{1}{S} \right] \right\} \quad (\text{para } G_{in} = 0)$$

donde S es el factor de remoción o difusión, H^* es la constante de Henry en forma adimensional, C es la concentración del contaminante en el líquido, y G es la concentración del contaminante en el aire.

El siguiente procedimiento puede usarse para determinar el tamaño de una columna de aire difuso:

Paso 1: Determinar el área de la sección transversal requerida del aire difuso usando la Ec. V.20. Entonces, determinar el diámetro de la columna que corresponde a esta área calculada. Redondee el valor del diámetro al próximo medio o entero en pies.

Paso 2: Usar el diámetro recientemente encontrado para calcular el área de la sección y entonces la tasa de carga hidráulica. Usar la Ec. V.22 para encontrar el HTU .

Paso 3: Determinar el factor de difusión, si no es conocido o especificado, usando la Ec. V.19.

Paso 4: Usar la Ec. V.23 para encontrar el NTU .

Paso 5: Usar la Ec. V.21 para encontrar la altura del empaque, Z .

La información necesaria para este cálculo es:

- La constante de Henry
- Factor de difusión, S
- Diseño de la tasa de carga hidráulica
- Diseño del caudal del líquido, Q
- Coeficiente de transferencia de masa total, $K_L a$
- Concentración del contaminante de entrada (influyente) del líquido, C_{in} .
- Concentración del contaminante de salida (efluente) del líquido, C_{out} .
- La concentración del contaminante de entrada (influyente) del aire, G_{in} .

EJEMPLO V.13 Tamaño de un difusor de aire para remediación del agua subterránea.

Una columna empacada de aire difuso es diseñada para reducir la concentración del cloroformo en el agua subterránea extraída. La concentración será reducida de 50 mg/L a 0.05 mg/L (50 ppb). El tamaño del difusor de aire se obtiene determinando el área superficial de la sección transversal, la altura del empaque, y la tasa de flujo de aire.



Usar la siguiente información en los cálculos:

La constante de Henry para el cloroformo = 128 atm

Factor de difusión = 3

Temperatura del agua = 15 °C

Agua subterránea extraída = 120 gpm

$K_L a = 0.01/s$

Empaque = Jaeger 3" Tri-packs

Tasa de carga hidráulica = 20 gpm/pies²

Concentración del contaminante en el aire de entrada = 0

Solución:

a. Como se mostró en el Ejemplo V.12, el valor de Henry es adimensional, la constante es igual a 0.098, y la tasa de flujo de aire se determinó en 493 pies³/min.

b. Usar la Ec. V.20 para determinar el área de la sección transversal requerida:

$$A_{difusa} = \frac{Q}{\text{Tasa de carga superficial}} = \frac{120 \text{ gpm}}{20 \text{ gpm/pies}^2} = 6 \text{ pies}^2$$

El diámetro de la columna de aire difuso = $(4A/p)^{1/2} = (4 \times 6/p)^{1/2} = 2.76 \text{ pies}$. Así, $d = 3 \text{ pies}$.

c. Usar este nuevo diámetro calculado para encontrar la tasa de carga hidráulica: Área-sección de la columna = $pd^2/4 = p(3)^2/4 = 7.1 \text{ pies}^2$. La tasa de carga hidráulica en la columna = $Q/A = [(120 \text{ gpm})(\text{pies}^3 / 7.48 \text{ gal})] / 7.1 \text{ pies}^2 = 2.26 \text{ pies/min} = 0.0377 \text{ pies/s}$.

d. Usar la Ec. V.22 para determinar el valor de HTU:

$$HTU = \frac{L}{(K_L a)} = \frac{0.0377 \text{ pies/s}}{0.01/s} = 3.77 \text{ pies}$$

e. Usar la Ec. V.23 para determinar el valor de NTU:

$$NTU = \left(\frac{S}{S-1} \right) \ln \left\{ \frac{(C_{in}) \left[\frac{S-1}{S} \right] + \frac{1}{S}}{(C_{out}) \left[\frac{S-1}{S} \right] + \frac{1}{S}} \right\} \quad (\text{Para } G_{in} = 0)$$

$$NTU = \left(\frac{3}{3-1} \right) \ln \left\{ \frac{(50) \left[\frac{3-1}{3} \right] + \frac{1}{3}}{(0.50) \left[\frac{3-1}{3} \right] + \frac{1}{3}} \right\} = 9.75$$

f. Usar la Ec. V.21 para determinar la altura del empaque:



$$Z = (HTU) \times (NTU) = (3.77 \text{ pies})(9.75) = 36.8 \text{ pies}$$

Comentarios

1. La tasa de la carga hidráulica típica, 20 gpm/pies², es mucho más grande que para los adsorbedores de carbón activado, 5 gpm / pies².
2. La altura del empaque requerida de 36.8 pies hará que la altura total del difusor de aire este sobre los 40 pies del pozo. Esto no puede ser aceptable en la mayoría de las localidades del proyecto. Si éste es el caso, se podría considerar tener dos difusores de aire más cortos en serie.

V.2.3 Remoción de metales por precipitación

Las altas concentraciones de metales pesados pueden ocurrir en el agua subterránea extraída o en corrientes de residuos líquidos. La precipitación química es un método de remoción común para los metales pesados inorgánicos en el agua subterránea o en agua residual. Los hidróxidos de metales pesados se forman con un pH alto y son normalmente insolubles. La cal o la sosa cáustica se agregan a menudo para precipitar los metales. La solubilidad de los hidróxidos de metal es sensible al pH, y la reacción puede expresarse en una forma general:



donde M representa el metal pesado, OH^- es el ion del hidróxido, y n es la valencia del metal.

La ecuación de equilibrio puede escribirse como sigue

$$K_{sp} = [M^{n+}][OH^-]^n \quad [\text{Ec. V.25}]$$

donde K_{sp} es la constante de equilibrio (a menudo llamada producto de solubilidad), $[M^{n+}]$ es la concentración molar del metal pesado, y $[OH^-]$ es la concentración molar del hidróxido. Por ejemplo, el valor de K_{sp} para $Cr(OH)_3$, $Fe(OH)_3$, y $Mg(OH)_2$ a 25°C es $6 \times 10^{-31} M^4$, $6 \times 10^{-36} M^4$, y $9 \times 10^{-12} M^3$, respectivamente.

EJEMPLO V.14 Precipitación química para la remoción del magnesio

El hidróxido de sodio es agregado a un CFSTR para remover iones de magnesio de agua subterránea extraída de una corriente de agua subterránea ($Q = 150$ gpm). La temperatura del reactor se mantiene en 25°C y un pH = 11. La concentración de Mg^{2+} en el influente es 100 mg/L. Si los sólidos son sedimentados a 1% por peso, estimar,

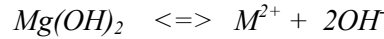
- a. El Mg^{2+} que sale y es tratado (mg/L)
- b. La tasa de $Mg(OH)_2$ producida (lb/día)
- c. La tasa de lodo producida (lb lodo / día)

(Nota: El producto de solubilidad de $Mg(OH)_2$ es $9 \times 10^{-12} M^3$ a 25°C; peso molecular del Mg = 24.3.)



Solución:

a. Primero escribir la reacción de precipitación:



A un pH = 11, la concentración del hidróxido [OH⁻] es igual a 10⁻³ M. Usar la ecuación de producto de solubilidad para determinar la concentración del magnesio como sigue

$$K_{sp} = [\text{Mg}^{2+}][\text{OH}^-]^2 = 9 \times 10^{-12} = [\text{Mg}^{2+}][10^{-3}]^2$$

$$\begin{aligned} [\text{Mg}^{2+}] &= 9 \times 10^{-6} \text{ M} = (9 \times 10^{-6} \text{ mol/L})(24.3 \text{ g/mol}) \\ &= 2.19 \times 10^{-4} \text{ g/L} = 0.22 \text{ mg/L} \end{aligned}$$

b. Como se mostró en (a), 1 mol de Mg(OH)₂ se formó para cada mol de Mg²⁺ removido. Desde que el peso molecular del Mg(OH)₂ es igual a 58.3, la tasa de Mg(OH)₂ producido puede encontrarse como sigue:

$$\text{Tasa de Mg}(\text{OH})_2 \text{ producido} = (\text{tasa de Mg}^{2+} \text{ removido})(58.3/24.3)$$

$$\begin{aligned} &= \{[\text{Mg}^{2+}]_{in} - [\text{Mg}^{2+}]_{out}\}Q \times (58.3/24.3) \\ &= [(100 - 0.22) \text{ mg/L}][150 \text{ gpm}](3.785 \text{ L/gal}) (58.3/24.3) \\ &= 136,000 \text{ mg/min} = 136 \text{ g/min} = 431 \text{ lb/día} \end{aligned}$$

c. Desde que los sólidos se establecen a 1% por peso, la tasa de lodo producida puede encontrarse como sigue

$$\begin{aligned} \text{Tasa de lodo producido} &= \text{Tasa de Mg}(\text{OH})_2 \text{ producido} \div 1\% \\ &= 431 \text{ lb/día} \div 1\% = 43,100 \text{ lb/día} \end{aligned}$$

V.2.4 Tratamiento biológico

Los reactores biológicos en la superficie del terreno también se usan para remover elementos orgánicos del agua subterránea contaminada. En general, los bioreactores para remover componentes orgánicos disueltos en agua o agua residual, pueden ser clasificados en dos tipos: crecimiento suspendido o crecimiento adherido. El tipo más común en crecimiento suspendido es el proceso de lodo activado, mientras que para el tipo de crecimiento adherido es el proceso de filtro por goteo.

Los sistemas biológicos usados en remedación del agua subterránea, normalmente son mucho más pequeños en escala comparada con aquéllos en plantas de tratamiento de aguas residuales municipales o industriales. Los reactores consisten a menudo en material empacado para soportar el crecimiento bacteriano y son similares a los bioreactores de crecimiento adherido en principio. Puesto que el proceso biológico es relativamente complicado y afectado por muchos factores, un estudio piloto normalmente se recomienda para predecir las actuaciones de los sistemas biológicos. Para el tipo del filtro por goteo de bioreactores, la ecuación empírica siguiente es a menudo usada:



$$\frac{C_{out}}{C_{in}} = \exp[-kD(Q/A)^{-0.5}] \quad [\text{Ec. V.26}]$$

donde C_{out} = es la concentración del contaminante en el reactor que sale (efluente), mg/L, C_{in} = es la concentración del contaminante que entra en el reactor (influyente), mg/L, k = la tasa constante correspondiente a una profundidad del empaque de D , $(\text{gpm})^{0.5}$ / pies, D = la profundidad del filtro, pies, Q = el caudal del líquido, gpm, y A = el área de la sección transversal del material del empaque, pies^2 .

La proporción de carga hidráulica a un bioreactor es a menudo pequeña de $0.5 \text{ gpm} / \text{pies}^2$ o menos. Si la proporción de carga hidráulica es conocida, la siguiente ecuación puede usarse para determinar el área de la sección del bioreactor:

$$A_{\text{bioreactor}} = \frac{Q}{\text{tasa de carga superficial}} \quad [\text{Ec. V.27}]$$

Cuando la tasa constante es determinada de una profundidad de empaque es usada para diseñar un bioreactor de diferente profundidad de empaque, la siguiente fórmula empírica deberá usarse para ajustar la tasa constante:

$$k_2 = k_1 \left(\frac{D_1}{D_2} \right)^{0.3} \quad [\text{Ec. V.28}]$$

donde k = tasa constante correspondiente a un filtro de profundidad D_1 , k_2 = tasa constante correspondiente a un filtro de profundidad D_2 , D_1 , = la profundidad del filtro #1, y D_2 = la profundidad del filtro #2.

El siguiente procedimiento puede usarse para clasificar según su tamaño a un bioreactor de crecimiento adherido:

- Paso 1: Seleccione una altura de empaque deseable, D . Ajuste la tasa constante a la altura del empaque seleccionada, si es necesario, usar la Ec. V.28.
- Paso 2: Determinar la tasa de carga hidráulica del bioreactor usando la Ec. V.26.
- Paso 3: Determinar el área de la sección transversal requerida usando la Ec. V.27. Calcule el diámetro del bioreactor correspondiente a esta área. Redondee al valor del diámetro al próximo medio o entero en pies.

Si el área de la sección calculada es demasiado grande, seleccione una profundidad del empaque más grande y reinicie del Paso 1.

Información necesaria para este cálculo:

- Tasa constante, k
- Concentración del contaminante que entra, C_{in}
- Concentración del contaminante que sale C_{out}
- Designación del caudal del líquido, Q



EJEMPLO V.15 Tamaño de un bioreactor sobre el terreno para la remediación del agua subterránea.

Un bioreactor de lecho empacado se diseña para reducir la concentración del tolueno en el agua subterránea extraída. La concentración será reducida de 4 mg/L a 0.1 mg/L (100 ppb). La profundidad del empaque se ha seleccionado de 3 pies. Determinar el diámetro requerido del bioreactor.

Usar la siguiente información en los cálculos:

Tasa constante = $0.9 \text{ (gpm)}^{0.5} / \text{pies}$ a 20°C (para 2 pies de profundidad de empaque)

Temperatura del agua = 20°C

Caudal de extracción de agua subterránea = 20 gpm

Solución:

a. Usar la Ec. V.28 para ajustar la tasa constante:

$$k_2 = k_1 \left(\frac{D_1}{D_2} \right)^{0.3} = (0.9) \left(\frac{2}{3} \right)^{0.3} = 0.80 \text{ (gpm)}^{0.5} / \text{pies}$$

b. Usar la Ec. V.26 para determinar la tasa de carga superficial, Q/A :

$$\frac{C_{out}}{C_{in}} = \exp[-kD(Q/A)^{-0.5}] = \frac{0.1}{4} = \exp[-(0.80)(3)(Q/A)^{-0.5}]$$

$$Q/A = 0.423 \text{ gpm} / \text{pies}^2$$

c. Usar la Ec. V.27 para determinar el área de la sección transversal requerida:

$$A_{bioreactor} = \frac{Q}{\text{tasa de carga superficial}} = \frac{20 \text{ gpm}}{0.423 \text{ gpm} / \text{pies}^2} = 47.2 \text{ pies}^2$$

El diámetro del empaque del bioreactor = $(4A / \pi)^{1/2} = (4 \times 47.2 / \pi)^{1/2} = 7.76$ pies. Así que,

$$d = 8 \text{ pies}$$

d. Asumiendo que el material del empaque solo ocupa una fracción pequeña del volumen total del reactor, el tiempo de la retención hidráulica puede ser estimada por $= (V/Q) = (Ah)/Q = (47.2 \text{ pies}^2)(3 \text{ pies}) / [20 \text{ gpm} (1 \text{ pies}^3 / 7.48 \text{ gal})] = 53$ minutos.

Comentarios

Es relativamente difícil para el efluente (salida) del bioreactor encontrar el nivel de ppb de la descarga requerida. Se usan a menudo adsorbentes de carbón activado para pulir el efluente tratado del bioreactor antes de la descarga.



V. 3 Remedación de Agua Subterránea in situ

V.3.1 Bioremediación in situ

El tratamiento biológico in situ de contaminantes orgánicos en acuíferos es normalmente ejecutado por las actividades de microorganismos del subsuelo. La mayor parte de bioremediación in situ se practica en el modo aeróbico. Las actividades microbianas son mantenidas mediante la adición de nutrientes inorgánicos y oxígeno en la pluma del agua subterránea. El proceso típico consiste en extraer el agua subterránea, adicionar oxígeno y nutrientes, reinyección del agua subterránea enriquecida a través de pozos de la inyección, o galerías de infiltración.

Suministro de oxígeno

El agua subterránea contiene en forma natural concentraciones bajas de oxígeno. Aún cuando se satura totalmente con aire, la concentración del oxígeno disuelto saturado (OD) en agua subterránea sólo estaría en el valor de 9 mg/L a 20 °C. El agua saturada con puro oxígeno tendría una concentración de OD cinco veces más alta, a aproximadamente 45 mg/L. En la mayoría de los casos, la adición de oxígeno a través de aire - u oxígeno mismo para satisfacer la demanda del oxígeno necesario para la biodegradación de contaminantes en la pluma del agua subterránea no es fácil de encontrar. Esto explica por qué el peróxido de hidrógeno normalmente se usa como la fuente de oxígeno para la bioremediación del agua subterránea in situ. Tanto como 500 mg/L de oxígeno puede ser suministrado a través de la adición de peróxido de hidrógeno. Pueden agregarse concentraciones más altas de peróxido de hidrógeno, pero el agua puede hacerse tóxica a los microorganismos. Cada mol de peróxido de hidrógeno en agua disociará en un mol de oxígeno y dos moles de agua como



EJEMPLO V.16 Determinar la necesidad de adición de oxígeno para bioremediación de agua subterránea in situ.

Un subsuelo se contamina con gasolina. La concentración promedio disuelta de gasolina, en las muestras de agua subterránea es de 20 mg/L. La bioremediación in situ es considerada para la restauración acuífera. El acuífero tiene las siguientes características:

Porosidad = 0.35

Contenido orgánico = 0.02

Temperatura del Subsuelo = 20°C

Densidad de volumen de materiales acuíferos = 1.8 g / cm³

Concentración de OD en el acuífero = 4.0 mg/L

Ilustrar que la adición de oxígeno al acuífero es necesario para soportar la biodegradación de los contaminantes de la gasolina.

Estrategia. Se disolverá la gasolina en la zona saturada en el agua subterránea o será adsorbida hacia la superficie de los materiales acuíferos (asumiendo que la fase del producto libre está ausente). Desde que sólo la concentración del contaminante en el



agua subterránea es conocida, se tiene que estimar la cantidad de gasolina adsorbida en el suelo usando la ecuación de la partición discutida antes. Además, los datos físico-químicos para gasolina no están a menudo disponibles porque la gasolina es una mezcla de compuestos. Se usarán los datos de uno de los componentes comunes en la gasolina, tal como el tolueno, cuando los datos para la gasolina no están disponibles.

Solución:

Base = 1 m³ de acuífero.

a. De la tabla III.4, la propiedad físico-química del tolueno se obtuvo:

$$\text{Log } K_{ow} = 2.73$$

Usar la Ec. III.31 para encontrar K_{co} :

$$\begin{aligned} K_{co} &= 0.63K_{ow} \\ &= 0.63 (10^{2.73}) = (0.63)(537) = 338 \end{aligned}$$

Usar la Ec. III.29 para encontrar k_d :

$$\begin{aligned} K_d &= f_{co}K_{co} \\ &= (0.02) (338) = 6.8 \text{ L/kg} \end{aligned}$$

Usar la Ec. III.28 para encontrar la concentración del contaminante adsorbido hacia el sólido:

$$\begin{aligned} X &= K_d C = \\ &(6.8 \text{ L/kg}) (20 \text{ mg/L}) = 136 \text{ mg/kg} \end{aligned}$$

b. Determinar la masa total del contaminante presente en el acuífero (por m³).

$$\text{Masa de la matriz acuífera} = (1 \text{ m}^3)(1800 \text{ kg/m}^3) = 1800 \text{ kg.}$$

$$\begin{aligned} \text{Masa del contaminante adsorbido en la superficie sólida} &= (S)(M_s) \\ &= (136 \text{ mg/kg})(1800 \text{ kg}) = 244,800 \text{ mg} = 245 \text{ g.} \end{aligned}$$

$$\text{Espacio vacío del acuífero} = V_f = (1 \text{ m}^3)(35\%) = 0.35 \text{ m}^3 = 350 \text{ L.}$$

$$\begin{aligned} \text{Masa del contaminante disuelto en el agua subterránea} &= (C)(V_1) = (20 \text{ mg/L})(350 \text{ L}) = 7000 \text{ mg} \\ &= 7.0 \text{ g.} \end{aligned}$$

$$\text{La masa total del contaminante en el acuífero} = \text{disuelto} + \text{adsorbido} = 7 + 245 = 252 \text{ gramos de gasolina / m}^3 \text{ del acuífero.}$$

c. La cantidad de oxígeno presente en el agua subterránea = $(V_1) (DO) = (350 \text{ L})(4 \text{ mg/L}) = 1400 \text{ mg} = 1.40 \text{ g.}$

d. Usar la tasa de 3.08 para determinar los requerimientos del oxígeno para completar la oxidación:



Requerimiento de oxígeno = (3.08)(252) = 779 gramos > 1.40 g

Como se demostró, el oxígeno contenido en el agua subterránea del acuífero es despreciable cuando se comparó con la cantidad de oxígeno requerido para la biodegradación aeróbica completa.

e. Si el agua subterránea se lleva a la superficie y se aerea con aire, la concentración del oxígeno disuelto saturado en agua a 20°C es aproximadamente 9 mg/L. Cuando ésta agua subterránea se recarga a la zona contaminada, la cantidad máxima de oxígeno adicional que se agregó al acuífero por volumen del poro puede encontrarse como

La cantidad de oxígeno agregado por agua saturada con aire =

$$= (V_i) (DO_{sat}) = (350 L)(9 \text{ mg/L}) = 3150 \text{ mg} = 3.15 \text{ g}$$

La cantidad de agua enriquecida con oxígeno necesaria para encontrar la demanda de oxígeno (expresada como el número de volumen de poro de la pluma) = (779/3.15) = 247.

Comentarios

1. Como se mostró en (e), la pluma tiene que ser vaciada 247 veces con agua saturada de aire para encontrar el oxígeno requerido.
2. Si el agua extraída se aerea con oxígeno puro, el OD saturado será cinco veces mayor que el requerido y la descarga será cinco veces menor.
3. La fracción del contaminante en la fase disuelta = (la masa de contaminante en la fase disuelta) / (la masa total de contaminantes en el acuífero) = (7.0)/(7.0 + 245) = 2.8%. Esto muestra que el contaminante en el líquido del poro sólo considera una porción pequeña de la masa total del contaminante en el acuífero.

EJEMPLO V.17 Determinar la efectividad de la adición del peróxido de hidrógeno como una fuente de oxígeno para la bioremediación.

Como se ilustró en el ejemplo V.16, tomaría una gran cantidad de agua, si se satura con aire u oxígeno puro, encontrarse el oxígeno, para encontrar la demanda de oxígeno para la bioremediación in situ del agua subterránea. La adición de peróxido de hidrógeno se vuelve una alternativa popular. Debido al potencial biocida del peróxido de hidrógeno, el máximo peróxido de hidrógeno en agua a menudo se mantiene por debajo de 1000 mg/L para las aplicaciones de bioremediación. Determinar la cantidad de oxígeno que 1000 mg/L de peróxido de hidrógeno pueden proporcionar.

Solución:

a. De la Ec. V.29, un mol de peróxido de hidrógeno puede rendir medio mol de oxígeno:



Peso molecular de peróxido de hidrógeno = (1 x 2) + (16 x 2) = 34.

Peso molecular de oxígeno = 16 x 2 = 32.



b. La concentración de mol de 1000 mg/L peróxido de hidrógeno es

$$= (1000 \text{ mg/L}) / (34,000 \text{ mg/mol}) = 29.4 \times 10^{-3} \text{ mol/L.}$$

Concentración molar de oxígeno (asuma 100% disociación de peróxido de hidrógeno) es

$$= 29.4 \times 10^{-3} \text{ mol/L} \times 2 = 58.8 \times 10^{-3} \text{ mol/L.}$$

Concentración de masa de oxígeno en agua de la adición de peróxido de hidrógeno es

$$(58.8 \times 10^{-3} \text{ mol/L}) \times 32 \text{ g/mol} = 1.88 \text{ mg/L.}$$

Adición de nutrientes

Los nutrientes para la actividad microbiana normalmente existen en el subsuelo. Sin embargo, con la presencia de contaminantes orgánicos, se necesitan a menudo nutrientes adicionales para apoyar la bioremediación. Se evalúan los nutrientes para reforzar el crecimiento microbiano principalmente en el nitrógeno y los requisitos de fósforos de los microorganismos. La razón molar sugerida C:N:P es 120:10:1, como se muestra en Tabla V.4. Los nutrientes típicamente se agregan a concentraciones que van de 0.05 a 0.02% por peso.¹

Tabla V.4 Condiciones Críticas para la Remedación

Factor ambiental	Condiciones óptimas
Oxígeno disponible del agua del suelo	25-85 % de la capacidad del agua retenida <i>Metabolismo aeróbico</i> : > 0.2 mg/L oxígeno disuelto, espacio en poros llenos de aire > 10% por volumen <i>Metabolismo anaeróbico</i> : concentración de oxígeno < 1% por volumen
Potencial Redox (reducción-oxidación)	<i>Aerobia y anaerobia facultativa</i> : < 50 milivolts <i>Anaeróbica</i> : < 50 milivolts
Nutrientes	N, P suficiente y otros nutrientes (se sugiere un C:N:P razón molar de 120:10:1)
pH	5.5 - 8.5 (para la mayoría de las bacterias)
Temperatura	15 - 45 °C (para mesófilas)

Fuente: U.S. EPA, Site Characterización for Subsurface Remediation, EPA/625/R-91/026, Office of Research and Development, U.S. EPA, Washington, DC, 1991

EJEMPLO V.18 Determinar el requerimiento de nutrientes para bioremediación in situ del agua subterránea.

El subsuelo se contamina con gasolina. El promedio disuelto de la concentración de gasolina en las muestras de agua subterránea es de 20 mg/L. La bioremediación in situ es considerada para la restauración acuífera. El acuífero tiene las siguientes características:



Porosidad = 0.35
Contenido orgánico = 0.02
Temperatura del Subsuelo = 20°C
Densidad del material acuífero = 1.8 g/cm³

Asumiendo que ningún nutriente está disponible en el agua subterránea para la bioremediación y la razón óptima molar de C:N:P ha sido determinada como 100:10:1, determinar la cantidad de nutrientes necesaria para realizar la biodegradación de los contaminantes. Si la pluma es vaciada con 100 volúmenes de oxígeno y agua enriquecida con nutrientes en los poros, ¿cuál sería la concentración de nutrientes requeridos para esta agua reinyectada?

Solución:

Base = 1 m³ acuífero.

a. Del Ejemplo V.16, la masa total de los contaminantes en el acuífero

$$= 252 \text{ g/m}^3.$$

b. Se asume que la gasolina tiene una fórmula igual que el heptano, C₇H₁₆.

Peso molecular de la gasolina = 7 x 12 + 1 x 16 = 100 y moles de gasolina = 252/100 = 2.52 g-moles.

c. Determinar el número de moles de C. Desde que hay 7 átomos de carbono en cada molécula de gasolina, como se indica en la fórmula, C₇H₁₆ entonces

$$\text{Moles de C} = (2.52)(7) = 17.7 \text{ g-mol}$$

d. Determinar el número de moles de N necesario (usando la proporción de C:N:P de 100:10:1).

Moles de N necesarios = (10/100)(17.7) = 1.77 g-mol.

Cantidad de nitrógeno necesario = 1.77 x 14 = 24.8 g/m³ del acuífero.

Moles de (NH₄)₂SO₄ necesarios = 1.77 + 2 = 0.885 g-mol (cada mol de sulfato del amonio contiene dos moles de N).

Cantidad de (NH₄)₂SO₄ necesarios = (0.885)[(14 + 4)(2) + 32 + (16)(4)] = 117 g/m³ del acuífero.

e. Determinar el número de moles de P necesario (usando la razón de C:N:P de 100:10:1).

Moles de P necesarios = (1/100)(17.7) = 0.177 g-mol.

Moles de Na₃PO₄ · 12H₂O necesarios = 0.177 g-mol.

Cantidad de fósforo necesario = 0.177 x 31 = 5.5 g/m³ del acuífero.

Cantidad de Na₃PO₄ · 12H₂O necesario = (0.177)[(23)(3) + 31 + (16)(4) + (12)(18)] = 67 g/m³ del acuífero.

f. Requerimiento total de nutrientes = 117 + 67 = 184 g/m³ de acuífero.

Espacio vacío del acuífero = V_φ = (1 m³)(35%) = 0.35 m³ = 350 L.



El volumen total de agua que es equivalente a los volúmenes en poro = $(100)(350) = 35,000$ L.

La concentración mínima requerida de nutriente = $184 \text{ g} \div 35,000 \text{ L} = 5.3 \times 10^{-3} \text{ g/L} \sim 0.005\%$ a través de su peso.

Comentarios

La concentración de 0.005% por peso es la cantidad teórica. En aplicaciones reales, uno puede agregar más para compensar los bajos valores, debido a la adsorción al material acuífero antes de alcanzar la pluma. Esto hará que la concentración de nutrientes entre en el rango típico de 0.005 a 0.02 % por peso.

V.3.2 Inyección de aire in situ (“air sparging”)

La técnica de inyección de aire in situ es una tecnología de remediación emergente, que involucra la inyección de aire (a veces oxígeno) en la zona saturada. El aire inyectado viaja a través del acuífero, moviendo hacia arriba a través de la franja capilar y la zona vadosa, y es entonces colectado por una red de ventilas en la zona vadosa. El aire inyectado (u oxígeno) cumple las siguientes funciones: (1) volatiliza los VOCs disueltos en el agua subterránea, (2) proporciona oxígeno al acuífero para la bioremediación, (3) volatiliza los VOCs en la zona capilar conforme éstas se mueven hacia arriba, y (4) volatiliza los VOCs en la zona vadosa.

Cantidad de oxígeno agregado al agua subterránea

Como se ilustró en las secciones anteriores, la cantidad de oxígeno llevado a la pluma contaminada por el agua reinyectada que se ha saturado con aire u oxígeno puro es difícil de determinar para satisfacer la demanda de oxígeno para la bioremediación in situ. Un proceso de inyección de aire continuo, trae aire (u oxígeno) directamente dentro de la pluma. Por consiguiente, el oxígeno es un abastecedor y cumple las funciones principales de la inyección de aire. La eficiencia de transferencia de oxígeno (E) es a menudo usada para evaluar la eficacia de aeración, y se define como

$$\text{Eficiencia de transferencia de oxígeno} = \frac{\text{Tasa de disolución de oxígeno}}{\text{Tasa de oxígeno aplicado}}$$

[Ec. V.30]

Muchos estudios han sido conducidos sobre la aeración para el tratamiento del agua y aguas residuales, pero poca información está disponible con respecto a la inyección de aire en el agua subterránea del acuífero. Por ningún motivo, la eficiencia de transferencia de oxígeno de la inyección de aire deberá ser menor que aquella del proceso de aereación bien controlada en el agua o agua residual, en la cual la eficiencia de la transferencia es normalmente en porcentaje menor.



EJEMPLO V.19 Determinar la tasa de adición de oxígeno por inyección de aire in situ.

Tres pozos de inyección de aire se instalaron en la pluma del contaminante del acuífero descrita en Ejemplo V.16. La inyección de aire a cada pozo es 5 pies³/min. Asumiendo que la eficiencia de la transferencia del oxígeno es del 2%, determinar la tasa de adición de oxígeno al acuífero a través de cada pozo de inyección. ¿Cuál será la tasa de inyección equivalente de agua que es saturada con aire?

Solución:

a. La concentración de oxígeno en el aire del ambiente es aproximadamente 21% por volumen, que es igual a 210,000 ppmV. Ec. III.1 o III.2 pueden ser utilizada para convertir en masa la concentración:

$$1 \text{ ppmV} = \frac{MW}{385} \times 10^{-6} \left[\text{lb} / \text{pie}^3 \right] \quad \text{a } 68 \text{ } ^\circ\text{F}$$
$$= \frac{32}{385} \times 10^{-6} = 0.083 \times 10^{-6} \text{ lb} / \text{pies}^3$$

Por consiguiente,

$$210,000 \text{ ppmV} = (210,000)(0.083 \times 10^{-6}) = 0.0175 \text{ lb/pies}^3$$

b. La tasa de oxígeno inyectado en cada pozo = (G)(Q) = (0.0175 lb/pies³)(5 pies³/min) = 0.0875 lb/min = 126 lb/día.

La tasa de oxígeno disuelto en la pluma a través de la inyección de aire en cada pozo (usando Ec. V.30) = (126 lb/día)(2%) = 2.52 lb/día.

c. El OD de la reinyección de agua con aire saturado es aproximadamente 9 mg/L. El caudal requerido de reinyección de agua para proporcionar 2.52 lb/día de oxígeno puede ser encontrado como sigue: 2.52 lb/día = (2.52 lb/día)(454,000 mg/lb) = QC = Q (9 mg/L). Así, Q = 127,000 L / día = 23.3 gpm.

Comentarios

1. La eficiencia de transferencia de oxígeno del 2% significa que sólo 2% del oxígeno total agregado en el acuífero se disolverá en el acuífero. Aunque la transferencia de oxígeno es relativamente baja, el 98% del oxígeno inyectado que no se disuelve todavía es utilizable como la fuente de oxígeno para la bioremediación en la zona vadosa.

2. A pesar de la eficiencia en la transferencia de oxígeno el aire inyectado todavía se agrega una cantidad significativa de oxígeno al acuífero. Con respecto a la adición de oxígeno, una tasa de inyección de aire de 5 pies / min a una eficiencia de transferencia de oxígeno de 2% es equivalente a la reinyección de agua saturada con aire en 23.3 gpm.

Presión de la inyección de aire

La presión de la inyección de aire es un componente importante para el diseño del proceso de inyección de aire. La presión de la inyección de aire aplicada debe superar por lo menos (1) la presión hidrostática que corresponde a la altura de columna de agua sobre



el punto de la inyección y (2) "la presión de la entrada de aire," qué es equivalente a la presión capilar necesaria para inducir aire en los poros saturados.

$$P_{inyección} = P_{hidrostática} + P_{capilaridad} \quad [\text{Ec. V.31}]$$

Valores reportados de presión de la inyección varían de 1 a 8 psig (lb/pulg²).

El siguiente procedimiento puede usarse para determinar la presión de inyección de aire mínima:

Paso 1: Determinar la altura de columna de agua sobre el punto de inyección. Convertir la altura de columna de agua a unidades de presión usando la fórmula siguiente:

$$P_{hidrostática} = rgh_{hidrostática} \quad [\text{Ec. V.32}]$$

donde r es que la densidad de masa de agua y g es la constante gravitatoria.

Paso 2: Usar la Tabla V.5 para estimar el radio del poro de los medios acuíferos y entonces usar Ec. V.33 para determinar la altura de la franja capilar (u obtenga la altura de capilaridad directamente de la Tabla V.5).

Tabla V.5 Alturas Típicas de la Franja Capilar

Material	Tamaño de grano (mm) ^a	Radio de poro (cm) ^b	Ascenso Capilar (cm)
Grava gruesa		0.4	0.38 ^b
Grava fina	5 - 2		2.5 ^a
Arena muy gruesa	2 - 1		6.5 ^a
Arena gruesa	1 - 0.5	0.05	13.5 ^a 3.0 ^b
Arena media	0.5 - 0.2		24.6 ^a
Arena fina	0.2 - 0.1	0.02	42.8 ^a 7.7 ^b
Limo	0.1 - 0.05	0.001	105.5 ^a 150 ^b
Limo	0.05 - 0.02		200 ^a
Arcilla		0.0005	300 ^b

^a Reid, R.C., Prausnitz, J. M. and Poling, B. F., *The Properties of Liquids and Gases*, 4th ed. McGraw-Hill, New York, 1987.

^b Fetter, C. W., Jr., *Applied Hydrogeology*, Charles E. Merrill Publishing, Columbus, OH, 1980.

La altura de la franja capilar (h_c) para un sitio en especial depende de las propiedades geológicas del subsuelo. Para agua pura a 20 °C en un tubo de vidrio limpio de radio (r), la altura del ascenso capilar (con h_c y r en centímetros) puede ser aproximada con la siguiente ecuación:

$$h_c = \frac{0.153}{r} \quad [\text{Ec. V.33}]$$



Convertir la altura de capilaridad a la presión de capilaridad usando la siguiente fórmula:

$$P_{\text{capilaridad}} = rgh_{\text{capilaridad}} \quad [\text{Ec. V.34}]$$

Paso 3: La presión de la inyección mínima es la suma de las dos presiones anteriores .

Información necesaria para este cálculo

- La profundidad del punto de la inyección, $h_{\text{hidrostática}}$
- La densidad de masa de agua, r ,
- La geología del material acuífero o el tamaño de poro clasificado, según el tamaño de la matriz.

EJEMPLO V.20 Determinar la presión de inyección de aire requerida.

Se instalaron tres pozos de inyección de aire en la pluma del contaminante del acuífero descrita en Ejemplo V.19 La inyección de aire a cada pozo es 5 pies/min. La altura de la columna de agua sobre el punto de la inyección de aire es 10 pies. La matriz acuífera consiste principalmente en arena gruesa. Determinar la presión de la inyección de aire mínima requerida. También, con el propósito de la comparación, determinar la presión de la inyección de aire si la formación acuífera es arcillosa.

Solución:

a. Usar la Ec. V.32 para convertir la altura de columna de agua a unidades de presión:

$$\begin{aligned} P_{\text{hidrostática}} &= rgh_{\text{hidrostática}} = \left(62.4 \frac{\text{lb}_m}{\text{pies}^3} \right) \left(32.2 \frac{\text{pies}}{\text{s}^2} \right) (10 \text{ pies}) \left[\frac{\text{lb}_f}{32.2 \text{lb}_m - \text{pies} / \text{s}^2} \right] \\ &= 624 \frac{\text{lb}_f}{\text{pies}^2} = 4.33 \frac{\text{lb}_f}{\text{in}^2} = 4.33 \text{ psi} \end{aligned}$$

Notar que (1) la densidad de agua a 60°F es 62.4 lb_m/pies³. En otras palabras, el peso específico de agua es 62.41 lb_f/pies³. (2) La altura de la columna de agua de 33.9 pies a 60°F es equivalente a la presión atmosférica ó a 14.7 psi.

b. De la Tabla V.5, el radio del poro de la arena fina es 0.05 cm. Usar la Ec. V.33 para determinar la altura del ascenso capilar:

$$h_c = \frac{0.153}{r} = \frac{0.153}{0.05} = 3.06 \text{ cm} = 0.1 \text{ pies}$$

Usar el comentario en (a) para convertir el ascenso capilar a presión de capilaridad:



$$P_{\text{capilaridad}} = \left(\frac{0.1 \text{ pies}}{33.9 \text{ pies}} \right) (14.7 \text{ psi}) = 0.04 \text{ psi}$$

c. Usar la Ec. V.31 para determinar la presión de la inyección de aire mínima:

$$P_{\text{inyección}} = P_{\text{hidrostática}} + P_{\text{capilar}} = 4.33 + 0.04 = 4.37 \text{ psig}$$

d. Si la formación acuífera es arcillosa, entonces el radio del poro es 0.0005 cm de la Tabla V.5. Usar la Ec. V.33 para determinar la altura del ascenso capilar:

$$h_c = \frac{0.153}{r} = \frac{0.153}{0.0005} = 306 \text{ cm} = 10 \text{ pies}$$

Usar el comentario en (a) para convertir el ascenso capilar a presión de capilaridad:

$$P_{\text{capilaridad}} = \left(\frac{10 \text{ pies}}{33.9 \text{ pies}} \right) (14.7 \text{ psi}) = 4.33 \text{ psi}$$

Usar la Ec. V.31 para determinar la presión de la inyección de aire mínima:

$$P_{\text{inyección}} = P_{\text{hidrostática}} + P_{\text{capilar}} = 4.33 + 4.33 = 8.66 \text{ psig}$$

Comentarios

1. La presión de inyección de aire real debe ser más grande que la presión de inyección de aire mínima calculada para cubrir las pérdidas de presión del sistema, equipo y carga de inyección (o difusores).
2. Para los acuíferos arenosos la presión de entrada de aire es despreciable comparada con la presión hidrostática. Sin embargo, para los acuíferos arcillosos la presión de entrada es del mismo orden de magnitud que la presión hidrostática.
3. Las presiones de inyección calculadas están dentro del rango de los valores reportados, de 1 a 8 psig.

Potencia requerida para la inyección de aire

Teóricamente los requisitos de caballos de fuerza ($hp_{\text{teórico}}$) de compresores de gas para un gas ideal que sufre una compresión isotérmica ($PV = \text{constante}$) puede ser expresado como

$$hp_{\text{teóricos}} = 3.03 \times 10^{-5} P_1 Q_1 \ln \frac{P_2}{P_1} \quad [\text{Ec. V.35}]$$

donde P_1 = presión de entrada, $lb_f/pies^2$, P_2 = presión final liberada, $lb_f/pies^2$, y Q_1 = caudal de aire en la condición de entrada, $pies^3/\text{min}$.

Para un gas ideal que sufre una compresión isentrópica ($PV^\gamma = \text{constante}$), la ecuación siguiente aplica para un compresor de paso individual



$$hp_{teórico} = \frac{3.03 \times 10^{-5} k}{k-1} P_1 Q_1 \left[\left(\frac{P_2}{P_1} \right)^{(k-1)/k} - 1 \right] \quad [\text{Ec. V.36}]$$

donde k es la razón del calor específico del gas a presión constante al calor específico de un gas a volumen constante. Para las aplicaciones de inyección de aire, es apropiado usar $k = 1.4$.

Para compresores recíprocos, la eficiencia (E) generalmente está en el rango de 70 a 90% para compresión isentrópica y 50 a 70% para compresión isotérmica. La potencia real en caballos de fuerza, puede encontrarse como:

$$hp_{real} = \frac{hp_{teórico}}{E} \quad [\text{Ec. V.37}]$$

EJEMPLO V.21 Determinar la potencia de inyección de aire in situ requerida.

Se instalaron tres pozos de inyección de aire en la pluma del contaminante del acuífero descrito en el Ejemplo V.19. El caudal de la inyección de aire a cada pozo es 5 pies³/min. Un compresor es utilizado para servir a los tres pozos. Las pérdidas de carga del sistema de tubería y de carga de inyección se encontraron en 1 psi. Usando la presión de la inyección de aire calculada del Ejemplo V.20, determinar los caballos de fuerza requeridos por el compresor.

Solución:

- La presión de inyección requerida = entrega final del compresor,
 P_2 = la presión de inyección mínima + la pérdida de carga = $4.37 + 1.0 = 5.37$ psig
 $= (5.37 + 14.7)$ psia = 20.1 psia = $(20.1)(144) = 2890$ lb/pies².
- Asumiendo la expansión isotermal, usar la Ec. V.35 para determinar la potencia teórica requerida:

$$hp_{teórico} = 3.03 \times 10^{-5} [(14.7)(144)] [(3)(5)] \ln \frac{2890}{(14.7)(144)} = 0.3 \text{ hp}$$

Asumiendo una eficiencia isotermal de 60%, los caballos de fuerza reales requeridos son determinados usando la Ec. V.37:

$$hp_{real} = \frac{0.3}{60\%} = 0.5 \text{ hp}$$

- Asumiendo la expansión isotermal, usar la Ec. V.36 para determinar la potencia teórica requerida:

$$hp_{teórica} = \frac{(3.03 \times 10^{-5})(1.4)}{1.4-1} [(14.7)(144)] [(5)(3)] \left[\left(\frac{2890}{(14.7)(144)} \right)^{(1.4-1)/1.4} - 1 \right] = 0.31 \text{ hp}$$



Asumiendo una eficiencia isentrópica del 80%, la potencia real en caballos de fuerza requeridos se determina usando la Ec. V.3.9:

$$hp_{\text{real}} = \frac{0.31}{80\%} = 0.4 \text{ hp}$$

Comentarios

La energía necesaria para una compresión isentrópica es generalmente mayor que para una compresión isotérmica equivalente. Sin embargo, la diferencia entre las presiones a la entrada de la toma y a la descarga final en la mayoría de las aplicaciones de la inyección de aire in situ es relativamente pequeña. Por consiguiente, los requerimientos teóricos de potencia para las compresiones isotérmicas e isentrópicas deberían ser muy similares, como se ilustró en este ejemplo.



CONCLUSIONES

Las sequías que han azotado en años recientes el planeta parecen ser indicio de que la actividad humana esta modificando el clima. Cada vez es más preocupante la posible escasez de agua para el consumo. El agua subterránea puede solucionar, en parte este problema.

Es de vital importancia conocer más allá de lo que es posible observar, al agua subterránea y su contaminación no se les puede ver, pero se sabe que existe y esta ahí, en nuestro país no existe demasiada información de estos temas, y tal vez por ello no se le de la importancia que merece, porque no se conoce, pero es necesario empezar a trabajar lo antes posible en la contaminación del agua subterránea, como se hace con la contaminación del aire, o de las aguas superficiales.

Aún existen en el planeta alrededor de 1,000 millones de personas que carecen de un abasto seguro y confiable para satisfacer sus necesidades de supervivencia.

La población de la tierra en 1994 se estimaba en unos 5,700 millones, y para el año 2050 se calcula que será de aproximadamente 9,000 millones, aunque puede llegar hasta los 12,000 millones. Para entonces habrá una variación importante en la distribución de la población, más de la mitad de la población vivirá en las ciudades; es muy probable que una gran proporción de la gente que habitará el planeta viva en poblados sin los servicios básicos y en asentamientos irregulares.

El hombre, en la actualidad ha roto una serie de reglas ambientales y construye rápidamente su propia destrucción al agotar las únicas reservas de nuestro mundo. Incluso recursos que aparentemente son tan vastos, ahora resultan que son realmente limitados: tal es el caso del agua que a pesar de su aparente abundancia, es un bien que derrochamos sin tino y si queremos seguir viviendo hemos de tratar al agua como lo que es, un tesoro.

Nadie duda que los océanos sean los principales receptáculos de agua del planeta. Y aunque ésta se encuentra en constante circulación, el volumen limitado de agua dulce con que cuenta el planeta condiciona el número de habitantes que éste puede sostener. Y las formas en que la humanidad entera la contamina son muy variadas, siendo las más importantes las descargas de aguas negras domesticas no tratadas sobre ríos, lagos y mares; las descargas de plantas industriales; los residuos de fertilizantes, plaguicidas y alimentos para ganado; los sedimentos y los ácidos que se derivan de la explotación minera.

Es necesario tomar conciencia de las dimensiones de lo que significa un acuífero contaminado, como se ve en el ejemplo III.19 un barril de tricloroetileno con un volumen de 0.12 m^3 es capaz de contaminar $35,424,000 \text{ m}^3$ de agua, una cifra bastante considerable, para poder reducir las concentraciones de los contaminantes en el agua subterránea podría llevar mucho tiempo, además de que seria muy costoso; hay acuíferos contaminados que va a ser casi, para no decir imposible, restaurarlo; de ahí la frase "acuífero contaminado, acuífero condenado".



El transporte por el agua subterránea es por lo general muy bajo en comparación, con el de las aguas superficiales, por lo mismo los contaminantes que se encuentran en ella corren a velocidades menores que el agua subterránea, debido al factor de retardación; debajo de la superficie puede existir agua subterránea contaminada, y es muy posible que no se sepa la existencia de dicha contaminación.

Una de las fuentes principales de contaminación de agua subterránea, son los hidrocarburos, derivados del petróleo como la gasolina y combustibles para motores diesel y de aviones, así como lubricantes y compuestos químicos para alimentos de animales. Estos líquidos pueden entrar al subsuelo como resultado de derrames, rupturas accidentales de oleoductos, vehículos que transportan combustibles y de filtraciones de tanques de almacenamiento y de líneas de conducción. En 1989 se estimaba que había entre 2.8 y 5.0 millones de tanques de almacenamiento de hidrocarburos (combustibles y lubricantes) subterráneos en Estados Unidos que contenían líquidos (no desechos) que podían ser de peligro para el agua subterránea. El principal grupo contenía hidrocarburos como los de las estaciones de gasolina.

En Estados Unidos en 1980 se promulgo la Ley Integral de Respuesta, Compensación y Responsabilidad (CERCLA, por sus siglas en ingles), en forma conjunta con la legislación llamada Ley de Impuestos del Superfondo. Esta última cargó un impuesto a los hidrocarburos y a algunas sustancias peligrosas y el dinero fue depositado en un banco para crear un fondo conocido como Superfund (Superfondo) para limpiar sitios contaminados; tal parece que el problema de la contaminación del agua subterránea de fuentes puntuales ha sido controlado y que la magnitud del problema decrecerá con el tiempo. Sin embargo, la agricultura y las cuencas urbanas se presentan como fuentes no puntuales significativas que impactan en la calidad del agua subterránea en una escala regional, y las agencias gubernamentales y las Leyes no hablan sobre ellas.

Una medida similar a la utilizada en Estados Unidos, podría ser tomada en nuestro país y de esta manera tener recursos para poder iniciar la limpieza de los acuíferos contaminados, ya que la persona o empresa responsable de la contaminación deberá también ser responsable de la remediación del sitio contaminado.

La EPA estima que en los Estados Unidos hay aproximadamente 330,000 sitios de residuos peligrosos donde el agua subterránea puede estar contaminada (EPA, 1993). Otras estimaciones varían de 300,000 a 400,000 sitios (NRC, 1994). La mayoría de estos sitios están contaminados por fugas de tanques de almacenamiento de hidrocarburos (combustibles y lubricantes) subterráneos.

El costo de la limpieza por las fugas de los tanques de almacenamiento de hidrocarburos (combustibles y lubricantes) subterráneos varían ampliamente y pueden ser tan bajo como los US\$2,000 para algunos sitios y tan alto como US\$1 millón para otros. De acuerdo a los datos de la EPA, el costo medio de limpieza de la fuga de un tanque de almacenamiento de hidrocarburos (combustibles y lubricantes) subterráneos es de US\$100,000 mientras que el costo de limpieza de un sitio del Superfondo es de US\$27 millones (EPA, 1993).



Se estima para los Estados Unidos que una inversión de US\$480 billones a US\$1 trillón (con una mejora además de US\$ 750 billones) se proyecta para los próximos 30 años para limpiar de 300,000 a 400,000 sitios donde el agua subterránea puede estar contaminada. Con 90 millones de casas familiares en la nación, este número representa un costo de US\$8,000 por casa habitación (NRC, 1994).

Estimar la cantidad de agua subterránea que ha sido contaminada es difícil. La experiencia ha demostrado que toma considerables esfuerzos y costos para establecer el tamaño y la distribución de la concentración dentro de una pluma contaminante en un solo sitio.

El tema de la contaminación del agua subterránea es poco conocido en México, y por lo mismo no se le da la importancia necesaria, puesto que es un tema muy complejo para su análisis debido a todos los factores que involucran a la contaminación del agua subterránea, en comparación con la contaminación de las aguas superficiales; todo lo que se refiera al agua tiene que ser importante, porque la vida del ser humano depende del agua.

Se sabe que para cualquier problema siempre es mejor actuar antes de que este ocurra (prevención) y no cuando este presente (restauración o remediación), por ello es mejor prevenir la contaminación del agua subterránea y la mejor manera es conociendo todo lo que ocurre a través del agua subterránea y de todas las posibles fuentes de contaminación; el objetivo principal de este trabajo es presentar las bases de lo que es la contaminación del agua subterránea, pero solo es el comienzo ya que si se requiere información más detallada de algún método o técnica en especial es necesario consultar otros trabajos más especializados, empresas y consultores con experiencia en remediación de acuíferos, y fabricantes de equipos de tratamiento de agua.



BIBLIOGRAFÍA

- Arizabalo R.D. y Díaz G. G. (1997) "**La contaminación del agua subterránea y su transporte en medios porosos**" Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F.
- Athala M. Jorge (2004) "**Apuntes de la clase de Geohidrología**", Facultad de Estudios Superiores Campus Acatlán – UNAM, México.
- Barcelona Michael, Wehrmann Allen, Keely Joseph F., Pettyjohn Wayne A., (1990). "**Contamination of Ground Water Prevention, Assessment, Restoration**". Noyes Data Corporation, New Jersey, U.S.A.
- Bedient Philip B., Rifai Hanadi S., Newell Charles J... 2nd ed. (1999) "**Ground Water Contamination: transport and remediation**", Prentice-Hall, Upper Saddle River, U.S.A.
- Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente "**Las Aguas Subterráneas**", CEPIS, Lima Perú.
- Charbeneau Randall J. (2000) "**Groundwater Hydraulics and Pollutant Transport**" Prentice-Hall Upper Saddle River, U.S.A.
- Comisión Nacional del Agua, (2004) "**Ley Federal de Derechos (Disposiciones aplicables en materia de Aguas Nacionales)**", México.
- Comisión Nacional del Agua, (1994) "**Perforación de Pozos**" Libro V, 3.3.1 –Manual de Diseño de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento, México.
- Davis L. Mackenzie & Cornwell A. David (1998) "**Introduction to Environmental Engineering**" Third Edition, McGraw-Hill, Boston, U.S.A.
- Deming David, (2002). "**Introduction to Hydrogeology**". McGraw Hill, New York, U.S.A.
- Fetter C. W., (1994). "**Applied Hydrogeology**". 3rd ed. Prentice Hall, New Jersey, U.S.A.
- Fetter C. W., (1999). "**Contaminant Hydrogeology**". 2nd ed. Prentice Hall, New Jersey, U.S.A.
- Fuentes Reyes Edgar, (2000). Tesis profesional "**Fundamentos de Geohidrología**", Escuela Nacional de Estudios Profesionales Campus Acatlán –UNAM, México.
- Kuo Jeff, (1999) "**Practical Design Calculations for Groundwater and Soil Remediation**" Lewis Publishers, Florida, U.S.A.
- Lambe T. William & Whitman Robert V. (1996) "**Mecánica de Suelos**" Ed. Limusa, México D.F.



Mihelcic J. R. (2001) “*Fundamentos de Ingeniería Ambiental*” Limusa Wiley, México D.F.

Pettyjohn Wayne A., (1987). “*Protection of Public Water Supplies from Ground-Water Contamination*”. Noyes Data Corporation, New Jersey, U.S.A.

Price Michael (2003) “*Agua Subterránea*” ed. Limusa, México D.F.

Rodarte Ramón Leopoldo, (1998) “*Hidrología Subterránea*”, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, México.

Schwartz Franklin W. & Zhang Hubao (2002) “*Fundamentals of Ground Water*” Ed John Wiley & Sons, Inc. U.S.A.



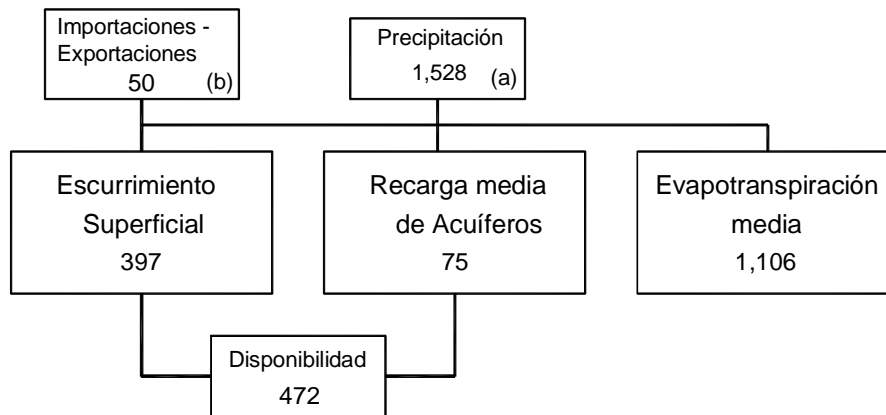
ANEXO I

Distribución Natural del Agua en México



Distribución Natural del Agua en México.*

(volúmenes anuales en km³)



(a) Precipitación media histórica (1941-2000): **772 mm**

Disponibilidad natural media por habitante = $(397 + 75) \times 10^9 \text{ m}^3 / (97.5 \text{ Mhab}) =$
= 4,841 m³ / año.

Región Península de Baja California: **1,610 m³ / año**; Región Río Bravo: **1,512 m³ / año**

Región Valle de México: **196 m³ / año**; Región Frontera Sur: **26,791 m³ / año**

Población Año 2000: 97.5 millones de habitantes.

(b) Aguas importadas de Guatemala (48 km³) y E.U. (1.8 km³) y exportadas hacia E.U. (0.44) km³).

- Compendio Básico del Agua en México. Comisión Nacional del Agua, Enero 2002.



ANEXO II

**Variación del tipo de acuíferos con el tiempo
y
Descripción de los principales acuíferos de México.**



Variación del tipo de acuíferos con el tiempo.

El tipo de los acuíferos puede variar en el tiempo, cuando se extrae agua mediante captaciones. Algunos se comportan como confinados al inicio del bombeo y, gradualmente, se transforman en semiconfinados después de cierto tiempo. Otros son inicialmente del tipo confinado o semiconfinados y se convierten en libres, cuando el bombeo abate la superficie piezométrica bajo su techo. En un sitio dado, la superficie freática está aproximadamente representada por el nivel de agua registrado en norias o pozos someros que apenas penetran en la zona saturada.

El acuífero libre tiene por límite superior a una superficie freática. Funciona como un conducto abierto y su espesor saturado varía en el tiempo con las fluctuaciones de esa superficie. Tiene ventajas con respecto a los confinados y semiconfinados: primera, cede volúmenes de agua mucho mayores por unidad de abatimiento del nivel de agua; segunda, tiene mayor oportunidad de recarga, por estar abiertos a la superficie. Un acuífero libre se considera cerrado, cuando entre la superficie del terreno y su nivel freático, se extiende un horizonte de baja permeabilidad que obstaculiza su alimentación local.

Desde el punto de vista hidrogeológico, es de utilidad práctica clasificar a los acuíferos y sus materiales en dos grandes grupos: los no-consolidados y los consolidados. Los primeros incluyen a los depósitos aluviales (gravas, arenas, limos y arcillas), a los depósitos lacustres, a los depósitos eólicos y a los materiales coluviales (depósitos de pie de monte), entre otros.

Estos materiales constituyen un medio hidráulicamente continuo; los de grano grueso alojan importantes acuíferos, y los más porosos se portan como acuitardos.

Por su baja porosidad primaria, los materiales consolidados tienen menos espacios para transmitir y almacenar el agua; por ello, su comportamiento hidrogeológico depende principalmente de su porosidad secundaria. En las rocas sedimentarias de composición detrítica –lutitas, limolitas, areniscas y conglomerados–, las características hidráulicas son determinadas por su granulometría, fracturamiento y grado de cementación; las de grano grueso poco cementadas y las fracturas, suelen constituir acuíferos de regular a buena permeabilidad, mientras que las de grano fino se comportan como acuíferos poco permeables o como acuitardos.

Las rocas carbonatadas –calizas, margas, dolomías–, pueden ser acuíferos de alta permeabilidad cuando su porosidad es desarrollada por disolución. Por último, las rocas cristalinas –ígneas intrusivas y metamórficas– se comportan como acuitardos, o como acuíferos de baja permeabilidad cuando presentan fracturas no obstruidas.

Descripción de los Principales Acuíferos de México

El marco geológico mexicano es sumamente variado. Desde el punto de vista geohidrológico revisten interés las rocas sedimentarias del período Cretácico hasta el período Reciente. A continuación se describen la distribución geográfica y las características de aquellas zonas que constituyen los principales acuíferos:



Calizas Acuíferas del Noreste

Las calizas acuíferas están ampliamente distribuidas en la porción noreste de la República Mexicana, formando parte de las estructuras de la Sierra Madre Oriental. Están expuestas en forma discontinua en una gran superficie, aunque sólo presentan características hidrogeológicas favorables en zonas o fajas arrecifales.

Estos acuíferos están alojados en las formaciones que reciben varios nombres, -por ejemplo, se denominan “Aurora” y “Cupido”, en el estado de Nuevo León. Su espesor llega a ser de varios cientos de metros. A pesar de su gran extensión, las fallas y los cambios de facies rompen su continuidad, dando lugar a sistemas de flujo relativamente independientes entre sí, algunos de ellos de reducida extensión.

La porosidad y la permeabilidad primarias de estas rocas son poco significativas; pero sus características secundarias, asociadas con fracturas y conductos de disolución, son muy favorables para la captación del agua subterránea. Su alta Transmisividad se traduce en pozos de gran rendimiento: son comunes los pozos con caudales específicos mayores de 30 lps/m. Sin embargo, debido a la errática distribución de fracturas y conductos, son acuíferos muy heterogéneos con respecto a sus características hidráulicas: por lo mismo, es común encontrar pozos de alta producción muy próximos a otros de producción baja o prácticamente nula.

Desde el punto de vista hidráulico estos acuíferos sólo funcionan como “libres” en las estructuras donde afloran. Fuera de estas áreas, están confinados por formaciones de permeabilidad baja y gran espesor. En estas condiciones su coeficiente de almacenamiento suele ser sumamente bajo, a lo cual se debe la gran magnitud de las fluctuaciones piezométricas provocadas por el bombeo y la recarga.

Su gran capacidad transmisora y su baja capacidad de almacenamiento, se traducen en una gran difusividad hidráulica de los acuíferos calizos. Debido a esta característica los niveles piezométricos responden rápidamente a la recarga, aún cuando ésta tenga lugar en áreas distantes del sitio de observación. Igualmente rápida es la propagación de los efectos del bombeo.

Hace unos 30 años, los pozos exploratorios profundos revelaron que las calizas cretácicas de la porción noreste de México constituyen acuíferos de gran potencialidad. Se inicio entonces la construcción de pozos para captarlos, alcanzando muchos de ellos profundidades inusitadas para tal fin. Entre los campos de pozos de esta región destacan los que abastecen a las ciudades de Monterrey y de Saltillo, los cuales captan calizas acuíferas a profundidades mayores de 500 m y hasta de 1500 m.

Calizas de la Península Yucateca

En la península de Yucatán, localizada en la porción sureste de México, las rocas calizas de plataforma, con gran desarrollo cárstico, constituyen uno de los sistemas geohidrológicos más peculiares de nuestro país. La permeabilidad secundaria de estos acuíferos es alta y está asociada con un laberinto de conductos de disolución erráticamente distribuidos. Debido a su heterogeneidad, el rendimiento de los pozos es muy variado; algunos pozos que interceptan oquedades de gran tamaño, bombean caudales mayores de 100 lps con abatimientos de unos cuantos centímetros. Aun cuando,



a escala regional, se trata de acuíferos de tipo “Libre”, su coeficiente de almacenamiento es bajo –menor de 0.1, en promedio– debido a la baja porosidad de la masa calcárea.

Debido al reducido espesor de agua dulce y a la presencia del agua marina subyacente, los abatimientos permisibles en los pozos son apenas de una fracción de metro. Por lo tanto, la terminación y la operación de los pozos deben seleccionarse cuidadosamente para no provocar la salinización del pozo y del acuífero. Para prevenir este daño, en la faja costera de Quintana Roo y en la isla de Cozumel, se han utilizado captaciones de un diseño especial, en el cual el agua ingresa únicamente a través de “ventanas” abiertas en el tramo superior del ademe, a elevaciones arriba del nivel medio del mar.

Acuíferos Riolíticos

En el altiplano mexicano, principalmente en los estados de Durango, San Luis Potosí y Zacatecas, se encuentran rocas ígneas de composición riolítica que revisten gran interés desde el punto de vista geohidrológico. Su efusión tuvo lugar durante el periodo Terciario a través de gigantescas fisuras. Las rocas predominantes son las tobas riolíticas (ignimbritas), que afloran en grandes extensiones y forman parte importante del relleno de las fosas tectónicas.

Las características hidráulicas intrínsecas de las rocas riolíticas son desfavorables; no obstante, donde han sido fracturadas por movimientos tectónicos, presentan capacidad transmisora significativa. En tales condiciones sus afloraciones son buenos receptores de la recarga, y bajo el nivel regional de saturación constituyen acuíferos cuya permeabilidad depende de su grado de fracturamiento.

Generalmente, subyacen a depósitos lacustres y materiales aluviales; por consiguiente, funcionan como acuíferos confinados o semiconfinados de bajo coeficiente de almacenamiento. A pesar de esta característica desfavorable, los volúmenes de rocas riolíticas saturadas son tan gigantescos, que la reserva almacenada en ellos resulta cuantiosa.

Los acuíferos riolíticos constituyen sistemas hidrodinámicos de extensión regional, conectados con acuíferos de otro origen y con potentes acuitardos. Debido a la heterogeneidad de estos sistemas, es frecuente registrar variaciones importantes de carga hidráulica y calidad del agua entre los estratos. Asimismo, se registra una temperatura moderada del agua, cuyo origen puede ser hidrotermal.

La principal fuente de recarga de estos acuíferos es el escurrimiento superficial que se infiltra a lo largo de los cauces y en los flancos de las montañas. Su descarga natural alimenta subterráneamente a los materiales aluviales sobreyacentes. Hasta hace poco tiempo los acuíferos riolíticos no eran directamente explotados directamente en gran escala; pero las exploraciones revelaron que constituyen una fuente subterránea importante.

Acuíferos Basálticos

Los acuíferos constituidos por rocas ígneas extrusivas básicas se encuentran principalmente en la Faja Volcánica Transmexicana, provincia fisiográfica enclavada en la



porción central de la República. Gran número de aparatos originados por el vulcanismo Plio-Cuaternario, expulsaron lavas y piroclásticos de composición predominante basáltica. Estas rocas rellenaron profundas fosas tectónicas. Junto con los depósitos lacustres y materiales aluviales, dando lugar a “recipientes subterráneos” de vados de cientos metros de espesor.

Dentro de estos gigantes recipientes, los derrames basálticos fracturados constituyen los acuíferos más favorables. Se caracterizan por su elevada permeabilidad, asociada con fracturas, “tubos de flujo” y juntas de enfriamiento; los derrames de textura vesicular tienen además alta porosidad al igual que los piroclásticos gruesos no cementados, abundantes en las estrabaciones de los aparatos volcánicos.

Los afloramientos de estas rocas son excelentes receptores y transmisores de la recarga. En las paredes bajas, donde generalmente se encuentran subyaciendo a depósitos lacustres y aluvión de menor permeabilidad, funcionan como acuíferos confinados o semiconfinados de baja capacidad de almacenamiento. La heterogeneidad y anisotropía del relleno, con respecto a sus características hidráulicas, producen notables diferencias de carga hidráulica, temperatura y calidad del agua en sentido vertical.

Cuando están separados por acuitardos, los derrames acuíferos funcionan localmente con cierta independencia; sin embargo, a escala regional todos los estratos se suponen hidráulicamente conectados, lo cual es además propiciado por el bombeo de pozos con características constructivas variadas. Así, los acuíferos basálticos de esa región forman parte de sistemas hidrodinámicos gigantescos y complejos, de gran capacidad transmisora, asociada con acuíferos de enorme capacidad de almacenamiento, relacionada con los materiales piroclásticos, lacustres y aluviales. En algunas cuencas la estructura geológica y la posición del nivel base de descarga, dan lugar a la formación de sistemas regionales que comprenden a dos o más cuencas hidrográficas.

En diversas áreas de esta región, se observan manifestaciones geotérmicas, desde termalismo moderado del agua subterránea, hasta sistemas geotérmicos de vapor y agua caliente. El termalismo registrado en pozos y materiales varía desde unos cuantos grados arriba de la media anual del aire, hasta temperaturas próximas a la de ebullición. Estos sistemas hidrotermales convectivos están asociados con fuentes de calor geotérmicas, tectónicas y volcánicas. Sistemas de este tipo se encuentran en los estados de Michoacán y Puebla.

La precipitación pluvial y el escurrimiento superficial son las principales fuentes de recarga de los acuíferos basálticos de esta región. Su descarga natural tiene lugar a lo largo de corrientes superficiales y a través de manantiales. Son explotados por medio de gran número de pozos municipal, agrícola e industrial.

Acuíferos Aluviales

Los materiales aluviales, ampliamente expuestos en las partes bajas de las cuencas, constituyen los acuíferos más jóvenes. Se trata de materiales clásticos producto de la erosión de las rocas expuestas en áreas montañosas: gravas, arenas, limos y arcillas, que forman estratos interdigitados de geometría irregular.



En las regiones donde predominan estos acuíferos, los materiales aluviales forman sólo una cobertura superficial, muy delgada en relación con el espesor total del relleno de las fosas tectónicas y bolsones. Por el contrario, constituyen la mayor parte del relleno acuífero en los valles fluviales y planicies costeras enclavadas en la porción occidental de la República Mexicana, donde su espesor alcanza valores de decenas a centenas de metros. En las extensas planicies costeras forman potentes rellenos con el aluvión antiguo subyacente.

La granulometría, grado de compactación y grado de cementación controlan las características hidráulicas de los materiales aluviales. Los de grano grueso –arenas y gravas– forman los acuíferos más favorables en cuanto a su permeabilidad y rendimiento específico; por ejemplo, algunos acuíferos aluviales no confinados de la península de Baja California y del estado de Sonora, tienen permeabilidad mayor de 10^{-2} cm/s, Transmisividad mayor de 10^{-1} m²/s y rendimiento específico mayor de 0.2.

Estos materiales constituyen acuíferos menos favorables cuando están confinados o semiconfinados, porque en esas condiciones su coeficiente de almacenamiento es bajo. Los materiales de grano fino funcionan como acuitardos, de gran porosidad y baja permeabilidad, que ceden importantes cantidades de agua a los acuíferos adyacentes.

Por su mayor comunicación con la superficie, los acuíferos aluviales tienen, mayor oportunidad de recarga. Son alimentados por las fuentes naturales y las inducidas por el desarrollo, especialmente el agrícola. Su descarga natural tiene lugar principalmente por Evapotranspiración y a lo largo de cauces.

En muchos casos, la recarga y la descarga de los acuíferos subyacentes, tiene lugar a través de la cobertura aluvial. Debido a que son los acuíferos de amplia distribución geográfica y los más someros, fueron los primeros en ser explotados intensivamente; por ello, muchos de ellos están sometidos a seria sobreexplotación, e incluso algunos ya fueron totalmente agotados.



ANEXO III

Norma NOM-127-SSA1-1994



MODIFICACION a la Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994, Salud ambiental. Agua para uso y consumo humano.

Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización.

LIMITES PERMISIBLES DE CALIDAD Y TRATAMIENTOS A QUE DEBE SOMETERSE EL AGUA PARA SU POTABILIZACION.

- 0. Introducción**
- 1. Objetivo y campo de aplicación**
- 2. Referencias**
- 3. Definiciones**
- 4. Límites permisibles de calidad del agua**
- 5. Tratamientos para la potabilización del agua**
- 6. Métodos de prueba**
- 7. Concordancia con normas internacionales y mexicanas**
- 8. Bibliografía**
- 9. Observancia de la Norma**
- 10. Vigencia**

0. Introducción

El abastecimiento de agua para uso y consumo humano con calidad adecuada es fundamental para prevenir y evitar la transmisión de enfermedades gastrointestinales y otras, para lo cual se requiere establecer límites permisibles en cuanto a sus características microbiológicas, físicas, organolépticas, químicas y radiactivas, con el fin de asegurar y preservar la calidad del agua en los sistemas, hasta la entrega al consumidor.

Por tales razones la Secretaría de Salud, propone la modificación a la presente Norma Oficial Mexicana, con la finalidad de establecer un eficaz control sanitario del agua que se somete a tratamientos de potabilización a efecto de hacerla apta para uso y consumo humano, acorde a las necesidades actuales.

1. Objetivo y campo de aplicación

1.1 Esta Norma Oficial Mexicana establece los límites permisibles de calidad y los tratamientos de potabilización del agua para uso y consumo humano.

1.2 Esta Norma Oficial Mexicana es aplicable a todos los sistemas de abastecimiento públicos y privados y a cualquier persona física o moral que la distribuya, en todo el territorio nacional.



2. Referencias

- 2.1 NOM-008-SCF1-1993 Sistema General de Unidades de Medida.
- 2.2 NOM-012-SSA1-1993 Requisitos sanitarios que deben cumplir los sistemas de abastecimiento de agua para uso y consumo humano públicos y privados.
- 2.3 NOM-013-SSA1-1993 Requisitos sanitarios que debe cumplir la cisterna de un vehículo para el transporte y distribución de agua para uso y consumo.
- 2.4 NOM-014-SSA1-1993 Procedimientos sanitarios para el muestreo de agua para uso y consumo humano, en sistemas de abastecimiento de agua públicos y privados.
- 2.5 NOM-112-SSA1-1994 Determinación de bacterias coliformes. Técnica del número más probable.
- 2.6 NOM-117-SSA1-1994 Bienes y Servicios. Método de prueba para la determinación de cadmio, arsénico, plomo, estaño, cobre, fierro, zinc y mercurio en alimentos, agua potable y agua purificada por espectrometría de absorción atómica.

3. Definiciones

Para los efectos de esta Norma Oficial Mexicana se entiende por:

- 3.1 **Ablandamiento**, proceso de remoción de los iones calcio y magnesio, principales causantes de la dureza del agua.
- 3.2 **Adsorción**, remoción de iones y moléculas de una solución que presentan afinidad a un medio sólido adecuado, de forma tal que son separadas de la solución.
- 3.3 **Agua para uso y consumo humano**, agua que no contiene contaminantes objetables, ya sean químicos o agentes infecciosos y que no causa efectos nocivos para la salud. También se denomina como agua potable.
- 3.4 **Características microbiológicas**, debidas a microorganismos nocivos a la salud humana. Para efectos de control sanitario se determina el contenido de indicadores generales de contaminación microbiológica, específicamente organismos coliformes totales y *Escherichia coli* o coliformes fecales.
- 3.5 **Características físicas y organolépticas**, las que se detectan sensorialmente. Para efectos de evaluación, el sabor y olor se ponderan por medio de los sentidos y el color y la turbiedad se determinan por medio de métodos analíticos de laboratorio.
- 3.6 **Características químicas**, las debidas a elementos o compuestos químicos, que como resultado de investigación científica se ha comprobado que pueden causar efectos nocivos a la salud humana.
- 3.7 **Características radiactivas**, aquellas resultantes de la presencia de elementos radiactivos.
- 3.8 **Coagulación química**, adición de compuestos químicos al agua, para alterar el estado físico de los sólidos disueltos, coloidales o suspendidos, a fin de facilitar su remoción por precipitación o filtración.
- 3.9 **Contingencia**, situación de cambio imprevisto en las características del agua por contaminación externa, que ponga en riesgo la salud humana.



-
- 3.10 Desinfección**, destrucción de organismos patógenos por medio de la aplicación de productos químicos o procesos físicos.
- 3.11 Evaporación**, separación del agua de los sólidos disueltos, utilizando calor como agente de separación, condensando finalmente el agua para su aprovechamiento.
- 3.12 Filtración**, remoción de partículas suspendidas en el agua, haciéndola fluir a través de un medio filtrante de porosidad adecuada.
- 3.13 Floculación**, aglomeración de partículas desestabilizadas en el proceso de coagulación química, a través de medios mecánicos o hidráulicos.
- 3.14 Intercambio iónico**, proceso de remoción de aniones o cationes específicos disueltos en el agua, a través de su reemplazo por aniones o cationes provenientes de un medio de intercambio, natural o sintético, con el que se pone en contacto.
- 3.15 Límite permisible**, concentración o contenido máximo o intervalo de valores de un componente, que no causará efectos nocivos a la salud del consumidor.
- 3.16 Neutralización**, adición de sustancias básicas o ácidas al agua para obtener un pH neutro.
- 3.16.1 Estabilización**, obtención de determinada concentración de sales y pH del agua, para evitar la incrustación o corrosión de los materiales con que se fabrican los elementos que la conducen o contienen.
- 3.17 Osmosis inversa**, proceso esencialmente físico para remoción de iones y moléculas disueltos en el agua, en el cual por medio de altas presiones se fuerza el paso de ella a través de una membrana semipermeable de porosidad específica, reteniéndose en dicha membrana los iones y moléculas de mayor tamaño.
- 3.18 Oxidación**, pérdida de electrones de un elemento, ion o compuesto por la acción del oxígeno u otro agente oxidante.
- 3.19 Potabilización**, conjunto de operaciones y procesos, físicos y/o químicos que se aplican al agua en los sistemas de abastecimiento públicos o privados, a fin de hacerla apta para uso y consumo humano.
- 3.20 Sedimentación**, proceso físico que consiste en la separación de las partículas suspendidas en el agua, por efecto gravitacional.
- 3.21 Sistema de abastecimiento de agua**, conjunto de elementos integrados por las obras hidráulicas de captación, conducción, potabilización, desinfección, almacenamiento o regulación y distribución.

4. Límites permisibles de calidad del agua

4.1 Límites permisibles de características microbiológicas.

4.1.1 El contenido de organismos resultante del examen de una muestra simple de agua, debe ajustarse a lo establecido en la Tabla AII-1.

TABLA AII.1

CARACTERISTICAS	LÌMITE PERMISIBLES
Organismos coliformes totales	Ausencia o no detectables
E. Coli o coliformes fecales u organismos termotolerantes	Ausencia o no detectables



- 4.1.2** Bajo situaciones de emergencia, las autoridades competentes podrán establecer los agentes biológicos nocivos a la salud que se deban investigar.
- 4.1.3** Las unidades de medida deberán reportarse de acuerdo a la metodología empleada.
- 4.1.4** El agua abastecida por el sistema de distribución no debe contener *E. coli* o coliformes fecales u organismos termotolerantes en ninguna muestra de 100 ml. Los organismos coliformes totales no deben ser detectables en ninguna muestra de 100 ml; en sistemas de abastecimiento de localidades con una población mayor de 50 000 habitantes; estos organismos deberán estar ausentes en el 95% de las muestras tomadas en un mismo sitio de la red de distribución, durante un periodo de doce meses de un mismo año.
- 4.2** Límites permisibles de características físicas y organolépticas.
- 4.2.1** Las características físicas y organolépticas deberán ajustarse a lo establecido en la Tabla AII.2.

TABLA AII. 2

CARACTERISTICA	LÍMITE PERMISIBLE
Color	20 unidades de color verdadero en la escala de platino-cobalto.
Olor y sabor	Agradable (se aceptarán aquellos que sean tolerables para la mayoría de los consumidores, siempre que no sean resultado de condiciones objetables desde el punto de vista biológico o químico).
Turbiedad	5 unidades de turbiedad nefelométricas (UTN) o su equivalente en otro método.

- 4.3** Límites permisibles de características químicas.
- 4.3.1** El contenido de constituyentes químicos deberá ajustarse a lo establecido en la Tabla AII.3. Los límites se expresan en mg/l, excepto cuando se indique otra unidad.

TABLA AII.3

CARACTERISTICA	LÍMITE PERMISIBLE
Aluminio	0.2
Arsénico (Nota 2)	0.05
Bario	0.70
Cadmio	0.005
Cianuros (como CN ⁻)	0.07
Cloro residual libre	0.2 - 1.50
Cloruros (como Cl ⁻)	250.000
Cobre	2.00



CARACTERISTICA	LÍMITE PERMISIBLE
Cromo total	0.05
Dureza total (como CaCO ₃)	500.00
Fenoles o compuestos fenólicos	0.3
Fierro	0.30
Fluoruros (como F ⁻)	1.50
Hidrocarburos aromáticos en microgramos/l:	
Benceno	10.00
Etilbenceno	300.00
Tolueno	700.00
Xileno (tres isómeros)	500.00
Manganeso	0.15
Mercurio	0.001
Nitratos (como N)	10.00
Nitritos (como N)	1.00
Nitrógeno amoniacal (como N)	0.50
pH (potencial de hidrógeno) en unidades de pH	6.5 - 8.5
Plaguicidas en microgramos/l:	
Aldrín y dieldrín (separados o combinados)	0.03
Clordano (total de isómeros)	0.20
DDT (total de isómeros)	1.00
Gamma-HCH (lindano)	2.00
Hexaclorobenceno	1.00
Heptacloro y epóxido de heptacloro	0.03
Metoxicloro	20.00
2,4 - D	30.00
Plomo	0.01
Sodio	200.00
Sólidos disueltos totales	1000.00
Sulfatos (como SO ₄ ⁻)	400.00
Sustancias activas al azul de metileno (SAAM)	0.50
Trihalometanos totales	0.20
Yodo residual libre	0.2 - 0.5
Zinc	5.00

Nota 1. Los límites permisibles de metales se refieren a su concentración total en el agua, la cual incluye los suspendidos y los disueltos.

Nota 2. El límite permisible para arsénico se ajustará anualmente, de conformidad con la siguiente tabla de cumplimiento gradual:



TABLA DE CUMPLIMIENTO GRADUAL

Límite permisible mg/l	Año
0,045	2001
0,040	2002
0,035	2003
0,030	2004
0,025	2005

4.3.2 En caso de que en el sistema de abastecimiento se utilicen para la desinfección del agua, métodos que no incluyan cloro o sus derivados, la autoridad sanitaria determinará los casos en que adicionalmente deberá dosificarse cloro al agua distribuida, para mantener la concentración de cloro residual libre dentro del límite permisible establecido en la Tabla AII.3 de esta Norma.

4.4 Límites permisibles de características radiactivas.

El contenido de constituyentes radiactivos deberá ajustarse a lo establecido en la Tabla AII.4. Los límites se expresan en Bq/l (Becquerel por litro).

TABLA AII.4

CARACTERISTICA	LÍMITE PERMISIBLE Bq/l
Radiactividad alfa global	0.56
Radiactividad beta global	1.85

5. Tratamientos para la potabilización del agua

La potabilización del agua proveniente de una fuente en particular, debe justificarse con estudios de calidad y pruebas de tratabilidad a nivel de laboratorio para asegurar su efectividad.

Se deben aplicar los tratamientos específicos siguientes o los que resulten de las pruebas de tratabilidad, cuando los contaminantes microbiológicos, las características físicas y los constituyentes químicos del agua listados a continuación, excedan los límites permisibles establecidos en el apartado 4 de esta Norma.

5.1 Contaminación microbiológica.

5.1.1 Bacterias, helmintos, protozoarios y virus. Deben desinfectarse con cloro, compuestos de cloro, yodo¹, ozono, luz ultravioleta; plata iónica o coloidal; coagulación-sedimentación-filtración; filtración en múltiples etapas.

5.2 Características físicas y organolépticas.



5.2.1 Color, olor, sabor y turbiedad.- Oxidación-coagulación-floculación-sedimentación-filtración; adsorción en carbón activado.

5.3 Constituyentes químicos.

5.3.1 Arsénico. Coagulación-floculación-sedimentación-filtración; intercambio iónico u ósmosis inversa.

5.3.2 Aluminio, bario, cadmio, cianuros, cobre, cromo total y plomo. Coagulación-floculación-sedimentación-filtración; intercambio iónico u ósmosis inversa.

5.3.3 Cloruros. Intercambio iónico, ósmosis inversa o evaporación.

5.3.4 Dureza. Ablandamiento químico o intercambio iónico.

5.3.5 Fenoles o compuestos fenólicos. Oxidación-coagulación-floculación-sedimentación-filtración; adsorción en carbón activado u oxidación con ozono.

5.3.6 Hierro y/o manganeso. Oxidación-filtración, intercambio iónico u ósmosis inversa.

5.3.7 Fluoruros. Alúmina activada, carbón de hueso u ósmosis inversa.

5.3.8 Hidrocarburos aromáticos. Oxidación-filtración o adsorción en carbón activado.

5.3.9 Mercurio. Coagulación-floculación-sedimentación-filtración; adsorción en carbón activado granular u ósmosis inversa cuando la fuente de abastecimiento contenga hasta 10 microgramos/l. Adsorción en carbón activado en polvo cuando la fuente de abastecimiento contenga más de 10 microgramos/l.

5.3.10 Nitratos y nitritos. Intercambio iónico o coagulación-floculación-sedimentación-filtración.

5.3.11 Nitrógeno amoniacal. Coagulación-floculación-sedimentación-filtración, desgasificación o desorción en columna.

5.3.12 pH (potencial de hidrógeno). Neutralización.

5.3.13 Plaguicidas. Adsorción en carbón activado granular.

5.3.14 Sodio. Intercambio iónico.

5.3.15 Sólidos disueltos totales. Coagulación-floculación-sedimentación-filtración y/o intercambio iónico.

5.3.16 Sulfatos. Intercambio iónico u ósmosis inversa.

5.3.17 Sustancias activas al azul de metileno. Adsorción en carbón activado.

5.3.18 Trihalometanos. Oxidación con aireación u ozono y adsorción en carbón activado granular.

5.3.19 Zinc. Evaporación o intercambio iónico.

5.4 En el caso de contingencia, resultado de la presencia de sustancias especificadas o no especificadas en el apartado 4, las autoridades locales, la Comisión Nacional del Agua, los responsables del abastecimiento y los particulares, instituciones públicas o empresas privadas, involucrados en la contingencia, deben coordinarse con la autoridad sanitaria competente, para determinar las acciones que se deben realizar con relación al abastecimiento de agua a la población.

6. Métodos de prueba

La selección de los métodos de prueba para la determinación de los parámetros definidos en esta Norma, es responsabilidad de los organismos operadores de los sistemas de abastecimiento de agua para uso y consumo humano, y serán aprobados por la Secretaría de Salud a través del área correspondiente.

¹El cumplimiento del límite permisible de yodo residual libre, es de observancia obligatoria para los responsables de los sistemas de abastecimiento de agua públicos y privados, en los que se utilice yodo como



método de desinfección. La aplicación de yodo como alternativa de desinfección, deberá ser aprobada por la autoridad sanitaria correspondiente.

Deben establecerse en un Programa de Control de Calidad Analítica del Agua, y estar a disposición de la autoridad competente, cuando ésta lo solicite, para su evaluación correspondiente.

7. Concordancia con normas internacionales y nacionales

Esta Norma Oficial Mexicana no es equivalente a ninguna norma internacional.

8. Bibliografía

- 8.1** Directrices Canadienses para la Calidad del Agua Potable. 6ta. edición. Ministerio de Salud. 1996.
- 8.2** Desinfección del Agua. Oscar Cáceres López. Lima, Perú. Ministerio de Salud. Organización Panamericana de la Salud. Organización Mundial de la Salud. 1990.
- 8.3** Guías para la Calidad del Agua Potable. Volumen 1. Recomendaciones. Organización Panamericana de la Salud. Organización Mundial de la Salud. 1985.
- 8.4** Guías para la Calidad del Agua Potable. Volumen 1. Recomendaciones. Organización Panamericana de la Salud. Organización Mundial de la Salud. 1995.
- 8.5** Guías para la Calidad del Agua Potable. Volumen 2. Criterios relativos a la salud y otra información de base. Organización Panamericana de la Salud. Organización Mundial de la Salud. 1987.
- 8.6** Guía para la Redacción, Estructuración y Presentación de las Normas Oficiales Mexicanas. Proyecto de Revisión. SECOFI. 1992.
- 8.7** Guías para la selección y aplicación de tecnologías de desinfección del agua para consumo humano en pueblos pequeños y comunidades rurales en América Latina y el Caribe. Organización Panamericana de la Salud. Organización Mundial de la Salud. 1995.
- 8.8** Guide to Selection of Water Treatment Processes. Carl L. Hamann Jr., P.E. J. Brock Mc. Ewen, P.E. Anthony G. Meyers, P.E.
- 8.9** Ingeniería Ambiental. Revista No. 23. Año 7. 1994.
- 8.10** Ingeniería Sanitaria Aplicada a la Salud Pública. Francisco Unda Opazo. UTEHA 1969.
- 8.11** Ingeniería Sanitaria y de Aguas Residuales. Purificación de Aguas y Tratamiento y Remoción de Aguas Residuales. Gordon M. Fair, John C. Geyer, Daniel A. Okun. Limusa Wiley. 1971.
- 8.12** Instructivo para la Vigilancia y Certificación de la Calidad Sanitaria del Agua para Consumo Humano. Comisión Interna de Salud Ambiental y Ocupacional. Secretaría de Salud 1987.
- 8.13** Importancia para la Salud Pública de los Indicadores Bacterianos que se Encuentran en el Agua Potable. Martin J. Allen. Organización Panamericana de la Salud. OMS. Lima Perú, 1996.
- 8.14** Integrated Design of Water Treatment Facilities. Susumu Kawamura. John Willey and Sons, Inc. 1991.
- 8.15** Manual de Normas de Calidad para Agua Potable. Secretaría de Asentamientos Humanos y Obras Públicas. 1982.
- 8.16** Manual de Normas Técnicas para el Proyecto de Plantas Potabilizadoras. Secretaría de Asentamientos Humanos y Obras Públicas. 1979.



8.17 Manual de Técnicas Analíticas del Laboratorio Nacional de Salud Pública. Secretaría de Salud.

8.18 Método de Tecnología de Substrato Definida para el Conteo Simultáneo Rápido y Específico de los Coliformes Totales y la *Escherichia coli* del agua. Stephen C. Edberg, Martin J. Allen & Darrell B. Smith. Journal Association Official Analytical Chemists (Vol. 74 No. 3, 1991).

8.19 Proyecto de Norma Oficial Mexicana NOM- -SSA1- 1996 Vigilancia y evaluación del control de la calidad del agua para uso y consumo humano, distribuidas por sistemas de abastecimiento público.

8.20 Reglamento de la Ley General de Salud en Materia de Control Sanitario de Actividades, Establecimientos, Productos y Servicios. **Diario Oficial de la Federación**. 18 de enero de 1988.

8.21 Regulaciones Nacionales Primarias del Agua Potable, Técnicas Analíticas: bacteria coliforme. Agencia de Protección Ambiental (USA). 1992.

8.22 Revision of the WHO Guidelines for Drinking-Water Quality. IPS. International Programme on Chemical Safety. United Nations Environment Programme. International Labour Organization. World Health Organization. 1991.

8.23 WHO Guidelines for Drinking-Water Quality. Volume 1. Recommendations. World Health Organization. 1992.

8.24 Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 19th. Edition. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation. 1995.

8.25 WHO Guidelines for Drinking-Water Quality. Volume 2. Health Criteria and Other Supporting Information. Chapter 1: Microbiological Aspects. United Nations Environment Programme. International Labour Organization. World Health Organization. 1992.

9. Observancia de la Norma

La vigilancia del cumplimiento de esta Norma Oficial Mexicana corresponde a la Secretaría de Salud en coordinación con los gobiernos estatales, municipales, el Gobierno del Distrito Federal, las Comisiones Estatales de Agua y Saneamiento y la Comisión Nacional del Agua, en sus respectivos ámbitos de competencia.

10. Vigencia

La presente Norma Oficial Mexicana entrará en vigor a los noventa días de su publicación en el **Diario Oficial de la Federación**. Miércoles 22 de noviembre de 2000
DIARIO OFICIAL (Primera Sección) 81
Sufragio Efectivo. No Reelección.
Mexico, D.F., a 20 de octubre de 2000. El Presidente del Comité Consultivo Nacional de Normalización de Regulación y Fomento Sanitario, **Javier Castellanos Coutiño**.



ANEXO IV
HIDROCARBUROS Y PETRÓLEO



HIDROCARBUROS DE CADENA ABIERTA SATURADOS.

Nomenclatura

Los compuestos que tienen exclusivamente hidrógeno y carbono se llaman *hidrocarburos*. Existen en la naturaleza en abundancia y por eso su estudio es importante. A continuación iniciaremos las características generales y los nombres de algunos hidrocarburos.

a) Hidrocarburos de cadena abierta saturados, lineales o rectos.

Generalidades. Las fórmulas estructurales de algunos hidrocarburos, son las siguientes:

CH₄ metano C₂H₆ etano C₃H₈ propano C₄H₁₀ n butano

Etcétera.

Se ve que cada nuevo hidrocarburo tiene un carbono más y dos hidrógenos más que el anterior en la serie. En esta serie cada carbono tiene sus cuatro enlaces ocupados, o saturados, ya sea con cuatro H o bien con tres H y un C o bien dos H y dos C. Por eso a los hidrocarburos de esta serie se les llama *saturados*, porque cada átomo de carbono tiene sus cuatro valencias ocupadas, con otros tantos átomos de carbono o de hidrogeno.

Los cuatro hidrocarburos mencionados (y los que siguen en la serie, agregando cada vez CH₂ a la fórmula del anterior) son químicamente muy inertes, o sea que ni los ácidos ni las bases fuertes los alteran, ni tienen acción sobre ellas los oxidantes energéticos. Por eso los compuestos de esta serie se llaman **parafinas** (parum = poco; affinis = afinidad). También se llaman alkanos los compuestos de esta serie. Fórmula general C_n H_{2n + 2}

Los cuatro primeros son gases; los siguientes son líquidos (C₅H₁₂, C₆H₁₄, C₇H₁₆, C₈H₁₈, etc.) y a partir del que tiene 16 carbonos, son sólidos. El punto de ebullición de todos ellos va siendo más y más alto conforme se avanza en la serie.

La razón por la cual estos hidrocarburos manifiestan poca actividad química o afinidad es que son saturados, o sea que cada carbono tiene cada uno de sus cuatro enlaces ocupados por átomos de carbono o de hidrógeno. Se dice que los alkanos son saturados porque contienen el máximo número de átomos de hidrógeno compatibles con el requisito de que el carbono siempre tiene cuatro enlaces y el hidrógeno uno.

Nomenclatura.- Para nombrar estos compuestos, se escoge el prefijo numérico griego apropiado (penta, hexa, hepta, etc.) y se le añade el sufijo *-ano*, excepto los cuatro primeros que toman nombres triviales, y son los mencionados anteriormente. Además se antepone la letra *n* (normales o lineales) desde el butano en adelante. A continuación se dan unos ejemplos.

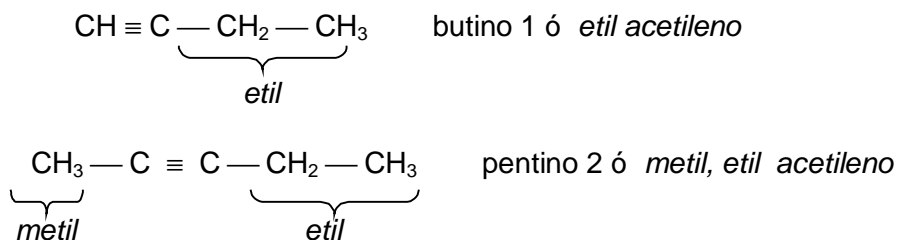


Fórmula condensada del hidrocarburo	Nombre	Fórmula Condensada del hidrocarburo	Nombre
C_5H_{12}	n Pentano	$C_{11}H_{24}$	n Undecano
C_6H_{14}	n Hexano	$C_{12}H_{26}$	n Dodecano
C_7H_{16}	n Heptano	$C_{13}H_{28}$	n Tridecano
C_8H_{18}	n Octano	$C_{14}H_{30}$	n Tetradecano
C_9H_{20}	n Nonano	$C_{15}H_{32}$	n Pentadecano
$C_{10}H_{22}$	n Decano	$C_{20}H_{42}$	n Eicosano

Radicales.- De cada uno de estos compuestos podemos formar radicales eliminando un hidrógeno de un carbón extremo o de un carbón intermedio.

Nomenclatura de los radicales.- Para nombrarlos se conserva la raíz del nombre cambiando únicamente la terminación -ano, por -ilo ó -il. Por ejemplo:

Ejemplos:



También puede haber hidrocarburos ramificados o arborescentes y además compuestos con dos o más triples ligaduras, pero esto se sale de los límites de esta obra, por lo que no se tratará aquí.

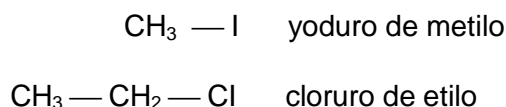
Hidrocarburos Halogenados. Petróleo.

a) Hidrocarburos halogenados

Generalidades:

Estos compuestos son derivados de los hidrocarburos, a los cuales se les ha sustituido uno, dos o mas hidrógenos por uno o mas halógenos (flúor, cloro, bromo, y yodo).

Ejemplo:





Nomenclatura:

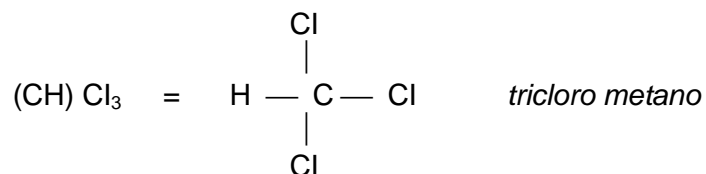
Para nombrar estos compuestos, se dice primero el nombre del halógeno con la terminación *-uro* y después el nombre del radical *alkilo* correspondiente.

Ejemplo:



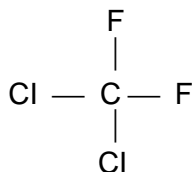
Cuando tiene más de un halógeno, se arregla el prefijo griego di, tri, tetra, que indica el número de halógenos sustituidos y al final va el nombre del hidrocarburo.

Ejemplo:



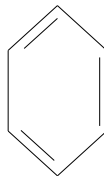
El nombre trivial del *tricloro metano* es el cloroformo, así como el del HI_3 es el *iodoformo*, ambos son usados en medicina como anestésico y como antiséptico, respectivamente.

Un compuesto muy importante es el *dicloro diflúor metano*, que se llama freón 12, que se usa como refrigerante:



También hay este tipo de compuestos en los hidrocarburos cíclicos, por ejemplo el *mono-cloro-benceno* en el que el cloro está sustituyendo a un hidrógeno:





b) PETRÓLEO.

A. Descripción y origen.

El petróleo ó aceite mineral es una mezcla de hidrocarburos líquidos y gaseosos mutuamente disueltos unos en otros, que dan líquido de consistencia más menos espesa y colores variables entre el pardo y el negro. La composición del petróleo es muy variable según los lugares en donde se extrae: Estados Unidos del Norte, Rusia, Venezuela, Rumania, México, etc. Pero en todos los casos está formado casi enteramente de una mezcla de parafinas.

Ordinariamente el petróleo contiene cantidades más o menos grandes de azufre que deben eliminarse para aprovechar el petróleo así purificado.

El petróleo es de origen animal y vegetal. Se cree que ciertos restos de plantas y animales (marinos en su mayor parte) al quedar aprisionados entre capas de roca, y aislados por material lodoso, a elevadas presiones y temperaturas, formaron el petróleo. Estos procesos se desarrollaron en lapsos de millares de años, cuando la tierra sufría grandes conmociones que hacían que las montañas se tornaran valles y los valles se elevaran a forma de montañas. En esta forma el producto de la descomposición de estos restos de animales y plantas constituyó el petróleo y fue arrastrado luego por corrientes de agua subterránea a gran presión a cavernas de depósitos de arenisca (ver Figura A.III.1).

B. Extracción, conducción, almacenamiento y refinación.

Para extraer el petróleo se perfora el suelo y se van clavando en él, tubos verticales de acero uno tras otro hasta llegar a las areniscas petrolíferas, que quedan a profundidades de cientos de metros.

En virtud de la presión de los hidrocarburos gaseosos el petróleo sale por esos pozos con mayor o menor fuerza, obteniéndose así el petróleo crudo. Para refinarlo se conduce de los campos petrolíferos a las refinerías, en tres formas principalmente.

- a) Oleoductos.
- b) Barcos cisterna.
- c) Carros tanque.

La primera forma de transporte, o sea con grandes tuberías que llevan, mediante un sistema de bombas, el petróleo crudo a grandes distancias es la mas económica y por lo tanto la mas empleada, la segunda forma solo se usa para transportarlo de un país a otro y la tercera generalmente no se usa por ser antieconómica.



Tanto en el campo petrolero como en la refinería se almacena el petróleo en grandes tanques cilíndricos de acero.

La refinación del petróleo consiste, en primer lugar, en eliminar el azufre y, después, en separar los distintos hidrocarburos aprovechando sus diferentes puntos de ebullición, o sea por *destilación fraccionada* como se explica a continuación.

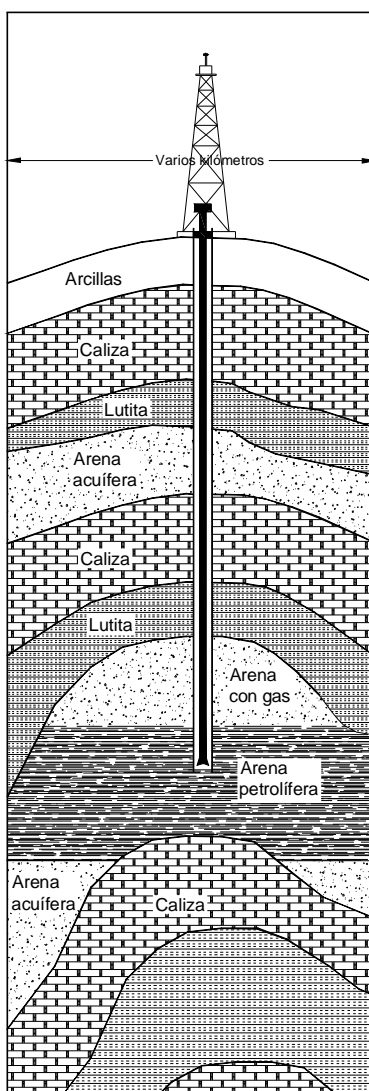


Figura A.III.1. Esquema de un pozo de petróleo.

La destilación de un líquido consiste en ponerlo en ebullición, recoger los vapores y enfriarlos. Este proceso se efectúa con un alambique; los vapores enfriados contienen el líquido puro y en el fondo del depósito en el que se efectuó la ebullición quedan como residuos las sustancias que el líquido tenía en disolución o en suspensión. (Esta es una manera de eliminar al agua las impurezas que tenga.)



Pues bien, al destilar el petróleo, los hidrocarburos de punto de ebullición mas bajo son los primeros que se evaporan, y la destilación fraccionada consiste en recogerlos en forma adecuada para que queden separados de los hidrocarburos de punto de ebullición más alto. Estos son los que se evaporan a mayor temperatura, se recogen en otro sitio y así sucesivamente se van separando las fracciones que constituyen el petróleo, a base de destilación a temperaturas más y más altas.

C. Productos que se obtienen.

Los productos que se obtienen por destilación fraccionada son, en orden de punto de ebullición creciente (o sea de número cada vez más grande de carbonos por molécula), los siguientes:

- *Gas* (se licua para uso domestico como combustible),
- *Solventes* (para barnices e industria del hule),
- *Gasolinas* (combustible para vehículos: y aviones).
- *Kerosina* (tractolina para trabajos agrícolas y calefacción, petróleo diáfano para usos domésticos)
- *Gasóleo* (diesel para motores, ferrocarriles, etc.);

queda finalmente un residuo de donde se obtienen *aceites pesados* para calderas, industrias y ferrocarriles; también se obtiene *parafina* para la industria y usos domésticos; aceites lubricantes, y grasas lubricantes para vehículos y maquinaria; por último *asfaltos* y emulsiones asfálticas, para pavimentos de caminos.

D. El petróleo en México.

De 1910 a 1921 aumento considerablemente la producción de petróleo. A partir de esta fecha sólo se elaboró para el consumo nacional y estaba toda esa riqueza en manos de extranjeros. En 1938 el Gobierno nacionalizo la industria petrolera y a partir de entonces se ha podido exportar algo además de satisfacer el creciente consumo nacional. Si bien no tenemos carbón, con el petróleo que actualmente se explota tenemos combustible para unos 20 años. Y como además Petróleos Mexicanos continuamente sigue haciendo exploraciones, es de esperarse que nuestras necesidades sigan cubiertas durante muchos años, y aún que se pueda exportar.

La industria petrolera de refinación muestra un constante desarrollo, es una industria altamente generadora de empleo, durante 1997 representó el 0.24% del valor agregado bruto nacional y el 1.16% del sector manufacturero.

La zona que actualmente es de explotación factible, es una faja a lo largo de la costa del golfo de México, que termina por el sur en el Istmo (Veracruz y Tabasco). El gas licuado, cuyo consumo se incrementa cada año, ya se tiene en abundancia, gracias a la producción de Reynosa, Tams., y a los gasoductos construidos, e inclusive se exporta.

La actividad industrial se desarrolla en los estados: Oaxaca, Hidalgo, Guanajuato, Veracruz, Nuevo León y Tamaulipas.



Los procesos más destacados de la industria petrolera de refinación son: destilación, descomposición catalítica, hidrotratamientos, polimerización, alquilación, isomerización y reformación. Las operaciones de enfriamiento sin contacto y generación de vapor son las más demandantes de agua, a donde se destina aproximadamente el 87% del agua de abastecimiento.

Seis refineras configuran el sistema de refinación, localizadas en Minatitlán, Ver.; Tula, Hgo.; Madero, Tamps.; Cadereyta, N.L.; Salina Cruz, Oax.; y Salamanca, Gto. Durante 1998, la industria petrolera de refinación reportó una producción de 1.3 millones de barriles por día de petróleo refinado, que incluyen a 16,000 barriles diarios de gas natural.

La industria petrolera de refinación tipo se caracteriza por el siguiente uso diario del agua:

Industria petrolera	Abastecimiento m ³ /día	Recirculación reuso m ³ /día	Demanda m ³ /día	Consumo m ³ /día	Descarga m ³ /día
Refinación	41,328	222,346	263,674	6,888	34,440

Los principales contaminantes de la industria petrolera de refinación son: petróleo libre, sustancias emulsificantes, amoníaco, fenoles, sulfuros, nitratos, fosfatos y sólidos suspendidos, pH y temperatura; se generan altos valores de DBO₅ y DQO.

La calidad del agua residual de la industria de refinación está caracterizada por los siguientes parámetros:

Industria petrolera	DBO ₅ (mg/l)	DQO (mg/l)	SST (mg/l)	GYA (mg/l)
Refinación	180	473	136	35

Los índices específicos del uso del agua para la industria petrolera de refinación obtenidos, expresados en metros cúbicos de agua por mil barriles (bbl) de refinado, son:

Industria petrolera	Abastecimiento [m ³ /1000bbl]	Recirculación reuso [m ³ /1000bbl]	Demanda [m ³ /1000bbl]	Consumo [m ³ /1000bbl]	Descarga [m ³ /1000bbl]
Refinación	198	1,064	1,262	33	165

De acuerdo con los índices obtenidos, se estima que la industria petrolera de refinación requiere un abastecimiento anual de 92 millones de m³ de agua, a través de extracción superficial y subterránea, la industria demanda para su operación un volumen anual de 590 millones de m³ de agua, equivalente a dotar de agua durante un año a una población de 8 millones de habitantes, la industria química básica inorgánica recircula (incluido el reuso) 498 millones de m³; y descarga un volumen anual de 77 millones m³ generando anualmente 13 mil toneladas de DBO₅, 38 mil toneladas de Demanda Química de Oxígeno 10 mil toneladas de sólidos suspendidos totales, 3 mil toneladas de grasas y aceites



En 1998, Pemex Refinación reporta una capacidad instalada de 1,525 miles de barriles diarios para destilación atmosférica; 757 para destilación al vacío, 368 para desintegración catalítica; 141 en reducción de viscosidad, 226 en reformación de naftas, 748 en hidrodesulfuración y 71 para fraccionamiento de líquidos. Pemex refinación procesó durante 1998 aproximadamente 1.3 millones de barriles por día de petróleo crudo, incluidos 16,000 barriles diarios de gas natural. El crudo pesado representó un tercio del total procesado. Se encuentran en operación dos plantas para aditivos de gasolinas. Las refinерías de Salamanca y Tula aumentaron la producción de diesel con

bajo contenido de azufre; asimismo, iniciaron operación dos plantas para producir gasolina sin plomo y de alto octanaje.

La industria de refinación del petróleo se encuentra ubicada en seis diferentes estados de la República Mexicana. La figura A-III.2 muestra la ubicación del sistema de refinación. La tabla 1.6 presenta la localización de las refinерías por región administrativa y por zona de disponibilidad. Se puede observar que la refinерía de Cadereyta, N.L. está localizada en una zona de baja disponibilidad del recurso agua (zona 3).

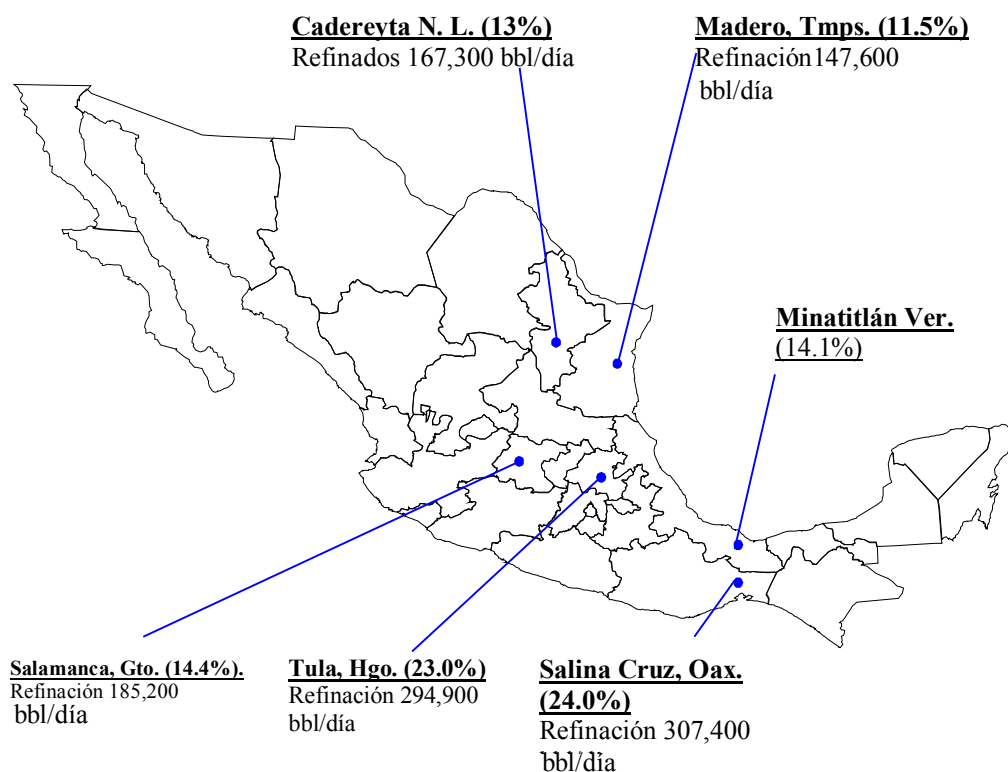


Figura A-III.2. Localización de la industria de refinación del petróleo.
(Pemex, Informe anual 1999)



Registro de uso del agua

Abastecimiento. De acuerdo con información de la Comisión Nacional del Agua e investigación realizada, la industria de refinación tiene tres fuentes principales de agua abastecimiento, a través de extracción subterránea, superficial y aguas residuales municipales. La refinería de Cadereyta, N.L. extrae 13,824 m³/día del Río Ramos y 37,152 m³/día de la planta de tratamiento San Rafael, demandando un caudal de abastecimiento de 50,976 m³/día. La refinería en Cd. Madero, Tamps. extrae 43,200 m³/día de la laguna de Chairel/Patos. La refinería en Minatitlán, Ver. extrae 50,630 m³/día del río Uxpanapa Huazuntlan y 1, 468,800 m³/día del río Coatzacoalcos. La refinería en Salamanca, Gto. extrae 60,998 m³/día de agua subterránea. La refinería en Salina Cruz, Oax. extrae

54,346 m³/día de la Presa Benito Juárez. La refinería en Tula, Hgo. extrae 52,877 m³/día de agua subterránea. La tabla A-III.1 proporciona un resumen del abastecimiento diario de la industria petrolera de refinación.

Tabla A-III.1 Abastecimiento anual realizada por la industria de refinación.

Refinería	Extracción Superficial (m ³ /día)	Extracción subterránea (m ³ /día)	Residual municipal (m ³ /día)	Abastecimiento (m ³ /día)
Cadereyta, N.L.	13,824	-	37,152	50,976
Cd. Madero, Tamps.	43,200	-		43,200
Minatitlán, Ver.	1,519,430	-		1,519,430
Salamanca, Gto.	-	60,998		60,998
Salina Cruz, Oax.	54,346			54,346
Tula, Hgo.	-	52,877	-	52,877
TOTAL	1,630,800	113,875	37,152	1,781,827

(Investigación IMTA, 1998)

Descarga. La refinería de Cadereyta, Nuevo León descarga 25,315 m³/día al Río Ayancual. La refinería en Cd. Madero, Tamaulipas descarga 9,072 m³/día al Río Pánuco. La refinería en Minatitlán, Veracruz descarga 22, 464 m³/día al Río Santa Alejandrina y 146,880 m³/día al Río Coatzacoalcos. La refinería en Salamanca, Guanajuato descarga 25,747 m³/día al Río Lerma. La refinería en Salina Cruz, Oaxaca descarga 10,973 m³/día a la Bahía la Ventosa. La refinería en Tula, Hidalgo descarga 20,736 m³/día al Río Tula. La tabla A-III.2 proporciona un resumen de la descarga anual de la industria de refinación.

Tabla A-III.2. Descarga anual de la industria de refinación.

Refinería	Descarga (m ³ /día)	Cuerpo receptor
Cadereyta, N.L.	25,315	Río Ayancual
Cd. Madero, Tamps.	9,072	Río Pánuco
Minatitlán, Ver.	169,344	Río Santa Alejandrina Río Coatzacoalcos
Salamanca, Gto.	25,747	Río Lerma



Salina Cruz, Oax.	10,973	Bahía La Ventosa
Tula, Hgo.	20,736	Río Tula
TOTAL	261,187	

(Investigación IMTA, 1998)

Procesos de Refinación

La principal actividad de la industria de refinación del petróleo es la elaboración de combustibles, lubricantes y productos petroquímicos intermedios, utilizando el petróleo crudo como su principal materia prima.

Composición del Petróleo. Dependiendo del número de átomos de carbono y de la estructura de los hidrocarburos que constituyen el petróleo, se tienen diferentes propiedades que lo caracterizan y determinan su comportamiento como combustibles, lubricantes, ceras o solventes.

Las cadenas lineales de carbono, constituyen las parafinas. Cuando las cadenas son ramificadas se tienen las isoparafinas; al presentarse dobles uniones entre los átomos de carbono se forman las olefinas; las moléculas en las que se forman ciclos de carbono son los naftenos, y cuando estos ciclos presentan dobles uniones alternas (anillo bencénico) se tiene la familia de los aromáticos.

Además hay hidrocarburos con presencia de azufre, nitrógeno y oxígeno formando familias bien caracterizadas, y presencia en menor proporción de otros elementos. Al aumentar el peso molecular de los hidrocarburos, las estructuras se hacen verdaderamente complejas y difíciles de identificar químicamente con precisión. Un ejemplo son los asfaltenos, que forman parte del residuo de la destilación al vacío; éstos compuestos además están presentes como coloides en una suspensión estable que se genera por el agrupamiento envolvente de las moléculas grandes por otras cada vez menores para constituir un todo semicontinuo.

Refinación del petróleo. Una refinería consta de una amplia variedad de procesos u operaciones unitarias (tabla A-III.3), las cuales pueden clasificarse de acuerdo con el método de separación que puede ser físico o químico, la figura A-III.3 presenta un diagrama del procesos de la refinación de crudo.

Método de separación	Nombre del proceso	
Físico	Desalación del crudo	
	Destilación del crudo	Fracción atmosférica Fracción con una etapa inicial de vacío Fracción con dos etapas de vacío
Químico	Descomposición	Desintegración térmica Reducción de viscosidad Desintegración catalítica fluida (FCC) Hidrodesintegración Coquización Gasificación



	Rearreglo molecular	Reformación Isomerización Hidrodesulfuración Hidrogenación de olefinas Hidrogenación selectiva de diolefinas Saturación de aromáticos Deshidrogenación
	Construcción molecular	Alquilación Eterificación Polimerización Dimerización

A-III.3. Procesos de separación físicos y químicos
(WEB PEMEX, 1998)

Las características del crudo, así como la cantidad y calidad de productos que se desean obtener determinan los procesos que deben incorporarse a la refinería. La destilación es un proceso fundamental en la industria de refinación del petróleo, pues permite hacer una separación de los hidrocarburos aprovechando sus diferentes puntos de ebullición (temperatura a la cual hierve una sustancia). La destilación atmosférica y al vacío es el primer proceso que aparece en una refinería. El petróleo se separa en fracciones que después de procesamiento adicional, darán origen a los productos principales que se venden en el mercado: el gas LP (comúnmente utilizado en estufas domésticas), gasolina para los automóviles, turbosina para los aviones jet, diesel para los vehículos pesados y combustóleo para calentamiento en las operaciones industriales.

La mayor parte de los productos obtenidos en el proceso de destilación primaria se someten a hidrotatamiento para eliminar principalmente azufre y nitrógeno. Para la generación de las gasolinas se incorporan procesos como reformación catalítica, síntesis de éteres (MTBE y TAME), alquilación e isomerización de pentanos-hexanos, balanceados de tal forma que la mezcla resultante cumpla con la especificación establecida. Los gasóleos de vacío se someten a desintegración catalítica fluida para generar mayor cantidad de destilados ligeros, principalmente gasolina. El residuo de vacío puede también someterse a hidrodesintegración o a coquización para aumentar el rendimiento de destilados, o a procesos de hidrotatamiento o reducción de viscosidad para generar combustóleo.

El petróleo crudo tiene una composición variable y puede tomar colores diferentes, desde un verde claro hasta negro; en su composición se encuentran carbón e hidrógeno en relaciones que van de 6 a 1 hasta 8 a 1. La composición es la que determina el proceso físico, en tanto que el oxígeno, nitrógeno y azufre son los elementos que determinan el proceso químico de refinación.

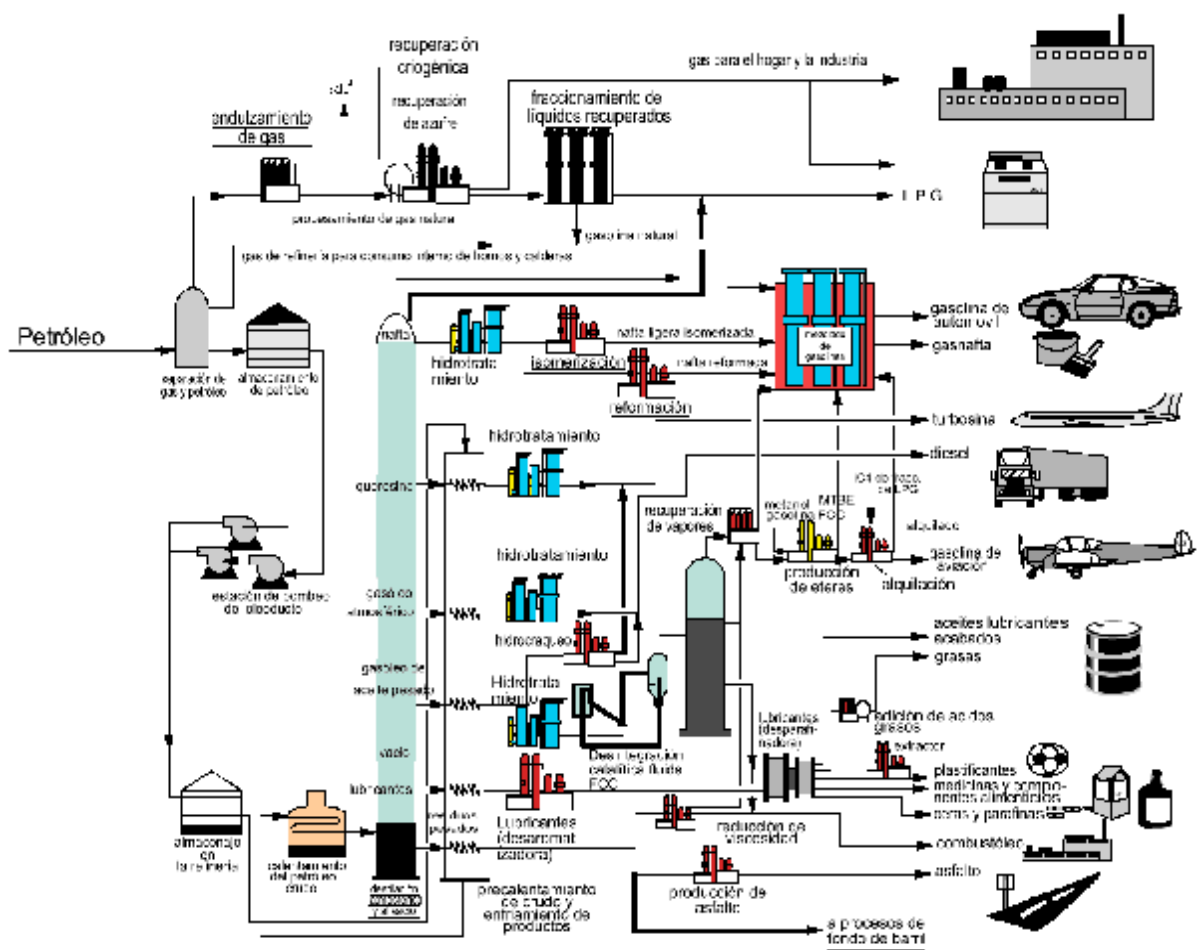


Figura A-III.3. Diagrama de proceso de refinación de petróleo crudo.
(WEB Instituto Mexicano del Petróleo, 1998)

Destilados del petróleo

El aceite crudo (por sus siglas en inglés OIL = organic immiscible liquid) consiste de una mezcla de hidrocarburos de peso molecular variable y contiene en promedio cerca de



84.5% de carbón, 13% de hidrógeno, 1.5% de sulfuros, 0.5% de nitrógeno, y 0.5% de oxígeno. El aceite crudo típico puede consistir de cerca de 25% de alcanos (parafinas), 50% de cicloalcanos (naftenos), 17% de aromáticos, incluyendo aromáticos policíclicos, y 8% asfálticos, los cuales son moléculas de muy alto peso molecular con más de 40 átomos de carbono. Se han identificado más de 600 componentes de hidrocarburo en el petróleo (Hunt, 1979).

El petróleo es separado en fracciones por destilación. El punto de ebullición de los hidrocarburos se correlaciona con el número de átomos de carbono. Por ejemplo, la tabla A.III.4 lista varios hidrocarburos con seis átomos de carbono y sus puntos de ebullición. Aunque todos tienen diferente estructura, los puntos de ebullición son similares.

Tabla A.III.4. Puntos de Ebullición de distintos hidrocarburos con seis átomos de carbono.

Hidrocarburo	Punto de ebullición (°C)
Benceno	80.1
Hexeno	68.7
Ciclohexeno	81.0
2-Metilpentano	60
Metilciclopentano	72

En una serie homóloga, el punto de ebullición de los hidrocarburos se elevará con el número de átomos de carbono. La tabla A.III.5 muestra los puntos de ebullición para algunos de los alcanos normales. Debido a estas dos características, durante la destilación del petróleo es separado en fracciones de hidrocarburos con similar números de átomos de carbono de acuerdo con la tabla A.III.6.

Tabla A.III.5. Puntos de Ebullición de alcanos normales.

Alkano	Átomos de Carbono	Punto de ebullición (°C)
Butano	4	0
Pentano	5	36
Hexano	6	69
Heptano	7	98
Octano	8	126
Nonano	9	151
Decano	10	174

Aunque la composición de cada fracción es compleja y es sujeta a una gran distribución de la variación dependiente del aceite crudo y el refinamiento, los hidrocarburos en cada fracción tendrán similar números de átomos de carbono y puntos de ebullición. La gasolina, por ejemplo, contiene sobre 100 componentes orgánicos



separados. La tabla A.III.7 da un análisis de dos diferentes ramas de la gasolina. En adición a los componentes químicos listados, hay muchos componentes presentes que constituyen menos del 0.01% de la mezcla.

Tabla A.III.6. Fracciones de hidrocarburos separadas por destilación.

Fracción	Rango de C Átomos por Molécula	Rango de Punto de ebullición (°C)	Usos
Gas	1 a 4	20	Cocinar, calentadores caseros abastecimiento químico.
Gasolina	5 a 10	20 - 190	Combustible, benceno para abastecimiento químico.
Keroseno	11 a 13	190 - 260	Combustible, combustible para jets
Diesel	14 a 18	260 - 360	Combustible diesel y combustible aceite.
Gas denso y aceites lubricantes	19 - 40	360 - 530	Aceite lubricante, grasas, ceras.
Residuos	> 40	> 560	Asfalto

La gasolina es formulada para su uso en condiciones diferentes de invierno vs. verano y altitudes altas vs. nivel del mar. En adición, la gasolina vendida en ciertas áreas con problemas de contaminación del aire tendrán en sus componentes un contenido de oxígeno agregado. Estos componentes incluyen etanol y metil-tert-butileter (MTBE). Anteriormente el tetraetil de plomo era agregado a algunas gasolinas como un compuesto antidetonador. La gasolina con plomo contenía entre 1 y 2% de plomo en peso. En forma de prevenir el reforzar al plomo en los basureros de las partes del motor fueron agregados a gasolinas con plomo. Estos incluyen 1,2-dicloroetano y 1,2-dibromometano (también conocido como dibromuro de etileno o DBE).

Contaminación del agua subterránea asociada con productos del petróleo y alquitrán de carbón

Casos serios de contaminación de agua subterránea y suelo han sido creados por la liberación de gasolina, diesel, alquitrán de carbón y alquitrán de gas carburado en el agua dentro del ambiente. La contaminación con gasolina y diesel se asocia con fugas de tanques de almacenamiento subterráneos de estaciones de servicio, refinerías, líneas de



conducción, terminales y otras actividades. El carbón y el alquitrán del gas carburado en el agua se pueden encontrar en sitios de plantas de gas de manufactura, por productos del "coque" en localizaciones y sitios de refinerías de alquitrán.

Tabla A.III.7 Composición química de gasolinas premium de 87.1 octanos unión regular y 92.9 octanos Amoco.

Hidrocarburo	Porcentaje de composición		Hidrocarburo	Porcentaje de composición	
	Unión 76 Sin plomo Regular	Amoco Premium Sin plomo		Union 76 Sin plomo Regular	Amoco Premium Sin plomo
Isobutano	1.86	1.40	3-Metilheptano	0.70	0.23
n-Butano/1,3-butadiene	7.75	3.52	2,2,5-Trimetilhexeno	0.81	0.76
trans-2-Buteno/2,2-dimetilpropano	0.25	0.13	n-Octano	0.76	0.20
cis-2-Buteno/1-butino	0.25	0.13	2,3,5-Trimetilhexeno	0.18	0.13
3-Metil - 1-buteno	0.10	0.07	2,4-Dimetilheptano	0.14	0.08
Isopentano	6.16	7.12	2,5- y 3,5-Dimetilheptano	0.24	0.09
1 -Pentano/2-butino	0.32	0.18	Etilbenceno/2,3-Dimetilheptano	1.17	0.94
n- Pentano	3.06	2.37	p- y m-Xileno	4.58	2.60
trans - 2-Penteno	0.89	0.73	2,4,5-Trimetilheptano	0.37	0.10
cis-2-Penteno	0.51	0.41	o-Xileno/ desconocido C9 parafina	2.46	1.61
2-Metil - 2-buteno	1.22	1.50	2,4-Dimetiloctano	0.14	0.05
2,2-Dimetilbuteno	0.41	0.08	n-Nonano	0.27	0.18
Ciclopenteno	0.37	0.31	C10 parafina	0.16	0.32
Ciclopenteno/3- y 4-metil-1-penteno	0.48	0.42	n-Propilbenceno	0.70	0.90
2,3-Dimetilbutano	0.86	0.78	1,3,5-Trimetilbenceno	2.74	3.35
2-Metilpentano/2,3-dimetil-1-buteno	2.76	2.76	3,4-Dimetiloctano	1.12	1.42
3-Metilpentano	1.76	1.47	1-Metil - 3-etilbenceno	1.52	1.53
1-Hexeno/2-etil-buteno	0.64	0.64	1-Metil - 2-etilbenceno	0.28	0.07
n-Hexano/cis - 3-hexeno	1.32	0.83	1,2,4-Trimetilbenceno	3.75	4.59
trans - 3-Hexeno	0.80	0.73	sec-Butilbenceno	0.25	0.17
2-Metil - 2-penteno	0.61	0.65	1,2,3-Trimetilbenceno	1.21	1.26
2-Hexeno (cis y trans)	0.33	0.27	Indano	0.62	0.66
Metilciclopentano/3-metil-trans - 2- penteno	1.17	0.77	Isobutilbenceno	0.42	0.48
2,4-Dimetilpentano	1.15	0.86	1-Metil - 3-n-propilbenceno	1.15	1.32
Benceno/ciclohexeno	1.76	1.96	1,3-Dietilbenceno	0.67	0.78
Ciclohexeno/2,3-dimetilpentano/2-metilhexano	2.73	1.31	1-Metil - 3-isopropilbenceno	0.82	0.99
			1,2-Dietilbenceno	0.57	0.68



3-Metilhexano	1.91	1.04	2-Metildecano	1.83	1.38
2,2,4-Trimetilpentano	3.75	2.07	C10 aromático	1.53	1.62
n-Heptano	1.23	0.42	C10 aromático	0.51	0.67
Metilciclohexeno	1.57	0.33	n-Undecano	0.75	0.69
Dimetilhexeno	0.28	0.25	C10 aromático	0.77	1.03
2,2-Dimetilhexenom	0.12	0.18	Desconocidos	7.90	10.17
2,4- y 2,5-Dimetilhexeno	1.14	0.84			
2,3,3-Trimetilpentano	2.26	1.82	Porcentaje de aromáticos	31.23	44.20
Tolueno/2,3-dimetilhexano	5.54	20.25	Porcentaje de olefins	10.54	9.33
2-Metilheptano/1-metil- ciclohexeno	0.37	0.10	Porcentaje de parafinas	58.23	46.47
4-Metilhexeno	1.20	0.25			

Fuente: J.E. Sigsby, Jr., Silvestre Tejada, y William Ray, "Volatile Organic Compound Emissions from 46 In-Use Passenger Cars," *Environmental Science and Technology* 21, no. 5 (1987): 467.

La solubilidad de los hidrocarburos en el agua se encuentra en el destilado del petróleo y carbón y del alquitrán del gas carburado en agua variando dramáticamente de compuesto a compuesto. Como un ejemplo de esto, ver la solubilidad de los datos listados en la figura A.III.4. El benceno, tolueno, etilbenceno y xileno tienen significativa solubilidad acuosa y son encontrados en la gasolina y a menor escala en el diesel, alquitrán de carbón, y alquitrán del gas carburado en agua. Sin embargo, todos estos productos tendrán el así conocido como BTEX (benceno, tolueno, etilbenceno y xileno) que son contaminantes asociados con ellos. El alquitrán de carbón y el alquitrán del gas carburado en el agua tendrán una cantidad significativa de naftaleno y metilnaftaleno, aunque usualmente menor que BTEX. Como los compuestos aromáticos polinucleares son bastante inferiores en solubilidad, por lo que están presentes en sólo muy pequeñas cantidades disueltas en el agua. Sin embargo, los compuestos que no se disuelven en el agua estarán presentes en el suelo. Por lo que los sitios de alquitrán de carbón a menudo tienen altos niveles de variedades de aromáticos polinucleares en el suelo.

Los aditivos encontrados en la gasolina pueden también aparecer como contaminantes en el agua subterránea. En el pasado cuando la gasolina con plomo era usada en los E.U. incluía tetraetil de plomo, dibromuro de etileno y 1,2-dicloroetano. Cuando el plomo fue desplazado de la gasolina, otro elevador de potencial de octanaje fue sustituido. Estos incluyen metanol y etanol, los cuales no tienen secuelas a crear un problema en el agua subterránea; ellos son altamente biodegradables. De más interés es el aditivo metil-terc-butileter (MTBE).

El MTBE es agregado a la gasolina no solamente para elevar el octanaje, sino también abastecer de oxígeno al combustible. Esto resulta en una combustión más limpia; el combustible oxigenado es requerido por la U.S. EPA en ciertas regiones de E.U. con altas concentraciones de ozono en la atmósfera en el verano y alto monóxido de carbono en el invierno (U.S. Geological Survey, 1995).

El MTBE tiene una solubilidad acuosa reportada de 40,000 a 52,000 mg/L, el cual es más grande que cualquiera de los hidrocarburos presentes en la gasolina. Este es agregado a la gasolina en concentraciones que varían de 2 a 15%, con la más alta cantidad en grados premium.

Cuando la gasolina conteniendo MTBE alcanza el agua subterránea, pueden resultar concentraciones de MTBE en el agua subterránea en el rango de 100 a 1000 mg/L (Bass



y Riley, 1995). El MTBE es resistente a la biodegradación, y de aquí que pueda pasar un largo tiempo en el agua subterránea como un problema de contaminación. En un estudio de calidad del agua subterránea en áreas urbanas, el MTBE fue el segundo compuesto orgánico volátil más común encontrado (U.S. Geological Survey, 1995).



Nombre	Estructura	Peso Molecular	Solubilidad en agua (mg/L)	Coefficiente de distribución Suelo-Agua
Benceno		78.11	1780	97
Tolueno		92.1	500	242
Xileno, ortho		106.17	170	363
Etilbenceno		106.17	150	622
Naftaleno		128.16	31.7	1,300
Acenafteno		154.21	3.93	2,580
Acenaftileno		152.2	3.93	3,814
Acenaftileno		166.2	1.98	5,835
Fluoranteno		202	0.275	19,000
Fenanteno		178.23	1.29	23,000
Antraceno		178.23	0.073	26,000

Figura A.III.4 Estructuras y propiedades de algunos hidrocarburos aromáticos y aromáticos policíclicos



Figura A.III.4 Continua

Nombre	Estructura	Peso Molecular	Solubilidad en agua (mg/L)	Coficiente de distribucion Suelo-Agua
Pireno		202.26	0.135	63,000
Benzo[a]antraceno		228	0.014	125,719
Benzo[a]pireno		252.3	0.0038	282,185
Criseno		228.2	0.006	420,108
Benzo[a]fluoante		252	0.0012	1,148,497
Benzo[g,h,i]perileno		276	0.00026	1,488,389
Dibenz[a,h]antraceno		278.35	0.00249	1,668,800
Benzo[k]fuoranteno		252	0.00055	2,020,971



GLOSARIO DE TÉRMINOS

Abatimiento. Diferencia de los niveles estático y dinámico resultado del bombeo de agua subterránea en un pozo de extracción.

Acuífero. Unidad geológica, parte o grupo de unidades geológicas, constituidas por material saturado, permeable, del que se puede extraer agua de buena calidad y en condiciones económicas.

Acuífero confinado. Acuífero limitado en sentido vertical por rocas impermeables y sometido a una presión hidrostática superior a la atmosférica.

Acuífero libre. Acuífero que tiene su límite superior definido por el nivel freático sometido a la presión atmosférica.

Acuífero semiconfinado. Acuífero limitado en sentido vertical por rocas menos permeables o entre una roca permeable y otra impermeable, y sometido a una presión hidrostática superior a la atmosférica.

Acuitardo. Formación geológica o grupo de formaciones o parte de ellas de baja permeabilidad, se encuentra saturada de agua, pero su capacidad para cederla es muy limitada.

Ademe ciego. Tubo cerrado lateralmente que no permite el paso del agua al interior del pozo, Revestimiento de las paredes del pozo, destinado a evitar su caída.

Ademe ranurado. Tubo que cuenta con aberturas de diversos tipos y tamaños destinadas a permitir el paso del agua, proveniente del acuífero, hacia el interior del pozo. Permite la estabilidad de las paredes del acuífero.

Afloramiento. Unidad geológica que se encuentra expuesta a los agentes de intemperismo y de erosión.

Aforo. Prueba en la que un pozo se bombea a caudal variable para establecer la capacidad específica, de donde se deduce el caudal óptimo.

Aluvión. Depósitos de rocas clásticas constituidas principalmente por gravas, arenas y limos.

Amperímetro. Aditamento mediante el cual se mide la conductividad eléctrica (del agua).

Anión. Ion con carga eléctrica negativa.

Anisótropo. Unidad geológica cuyas propiedades físicas varían en todas direcciones.

Arcilla. Material clástico en que predominan los tamaños menores a 1/256 de mm.

Arreglo granulométrico. Distribución en por ciento y por tamaños de los gránulos que integran una muestra de material clástico.

Azolve. Material sólido en suspensión proveniente del acuífero que se deposita en el interior del pozo.



Barrena. También llamada trépano, nombre que se le asigna a la herramienta de corte empleada al final de la tubería de perforación, incluye a las tricónicas ya las herramientas de dragado.

Bentonita. Arcilla altamente coloidal, del grupo de las montmorilonitas, se caracteriza por aumentar varias veces su volumen al ponerse en contacto con el agua.

Caliza. Roca sedimentada formada por la precipitación de carbonato de calcio, principalmente en forma de calcita y pequeñas cantidades de impurezas arcillosas.

Capacidad específica. Relación entre el caudal extraído de un pozo y el descenso del nivel dinámico, generalmente se expresa en litros por segundo por cada metro de descenso (l/s/m).

Capilaridad. Propiedad que poseen los líquidos mediante la cual les es posible adherirse y ascender por los poros del medio que lo contiene, es inversa al tamaño del poro.

Carbonato. Compuesto de carbono (CO_3) formado por la precipitación orgánica o inorgánica, en una solución acuosa de calcio, magnesio o hierro.

Catión. Ion con carga eléctrica positiva

Cátodo. Electrodo cargado negativamente,

Caudal óptimo. Caudal al que se puede explotar un pozo de manera eficaz, incluye cantidad y calidad.

Cedazo. Ademe con aberturas de forma, tamaño y espaciamiento diseñado en función de las características del acuífero, que permite el paso del agua al interior del pozo.

Cementación. Proceso mediante el cual se rellenan por precipitación los espacios vacíos.

Compactación. Proceso mediante el cual se tiene la reducción de los espacios vacíos en los materiales clásticos, es provocado por el peso del material sobreyacente ó de forma artificial modificando el estado de esfuerzos.

Conductividad hidráulica. Caudal de agua que se filtra a través de una sección de terreno de área unitaria, bajo la carga producida por un gradiente hidráulico unitario, depende de la viscosidad y densidad del agua.

Cono de abatimiento. Depresión del nivel freático, en forma de cono invertido, con el pozo como eje y ocasionado por la pérdida de carga del agua al fluir hacia el pozo. Define el área de influencia del pozo.

Cono de deyección. Torrentes formados de guijarros que se extienden desde la salida del canal de desagüe hasta la zona donde terminan los materiales. Equivalen a los depósitos de pie de monte.

Contaminante. Sustancia o materia física, química, biológica o radiactiva, que se adiciona al agua natural, en ocasiones la nueva calidad produce un efecto nocivo para la salud y/o al medio ambiente.

Desarrollo del pozo. Conjunto de actividades físicas o químicas tendientes a mejorar las condiciones hidráulicas productoras de un pozo.



Descenso real del nivel del agua en el pozo. Diferencia observada y medida entre el nivel dinámico y el estático. (ver “abatimiento”).

Descenso teórico del nivel del agua en el pozo. Parte del descenso real del pozo que se origina por pérdidas de carga en el acuífero y calculado por métodos teóricos.

Diagénesis. Se refiere principalmente a las reacciones que tienen lugar dentro del sedimento entre un mineral y otro, o entre uno o varios minerales y los fluidos intersticiales o flotantes.

Eficiencia de pozo. Relación entre el descenso teórico y el descenso real, expresado en por ciento. La máxima eficiencia hidráulica de un pozo, en unas condiciones dadas, se obtiene cuando el producto caudal por capacidad específica es máximo.

Embudo de Marsh. Instrumento que se emplea para medir la viscosidad de los fluidos de perforación, por medio del tiempo en que tarda en pasar a través de él, un volumen determinado.

Erosión. Desgaste o deterioro provocado por la acción de los agentes físicos, químicos y mecánicos.

Espacio anular. Espacio comprendido entre la pared de la perforación y el ademe del pozo, frecuentemente aloja al filtro granular.

Estratigrafía. Parte de la Geología que trata del estudio de las unidades o formaciones geológicas, su origen, distribución espacial, forma de depósito y edad.

Filtro granular. Material granular redondeado, natural, de tamaños seleccionados especialmente para retener en un pozo los gránulos de un acuífero.

Fluido de perforación. Agua, agua con aditivos, aire o aire con espumantes, empleados en las labores de perforación rotaria de pozos, para remover el corte del fondo, enfriar y limpiar la barrena, mantener estables las paredes del pozo y reducir la fricción entre las paredes del pozo y la herramienta de perforación.

Flujo laminar. Movimiento de un fluido en donde sus partículas fluyen en líneas paralelas a las paredes del ducto, sin interferir entre sí. Es característico del movimiento del agua subterránea.

Flujo turbulento. Movimiento de un líquido en el que las líneas de flujo se desplazan siguiendo trayectorias confusas y heterogéneas. Está asociado a velocidades mayores que en el laminar.

Fluvial. Relativo a los ríos.

Fluxómetro. Aditamento mediante el cual se mide el caudal instantáneo y el acumulado.

Fosa tectónica (gráben). Depresión originada por la ruptura y fallamiento de las unidades geológicas, provocada por procesos tectónicos distensivos.

Gasto o caudal. Cantidad de agua extraída en un intervalo de tiempo dado.

Geología. Ciencia que trata de la forma exterior e interior del globo terrestre, de la naturaleza de las materias que lo componen y de su génesis.

Gradiente hidráulico. Relación del cambio de carga por unidad de distancia en un flujo de agua.



Granulometría. Referente al tamaño de las partículas.

Grava. Material clástico en el que predominan tamaños superiores a 2 mm y menores a 4 mm.

Hidrocarburo. Compuesto químico constituido básicamente por hidrógeno y carbono.

Hidrogeología. Ciencia que estudia el origen y funcionamiento de las aguas subterráneas, las formas de yacimiento, su difusión, movimiento, régimen y reservas, su interacción con los suelos y las rocas, sus propiedades, así como las condiciones que determinan las medidas para, su aprovechamiento, regulación y manejo. La Geohidrología considera aspectos estrictamente hidráulicos.

Hipótesis. Suposición mediante la cual se trata de explicar algo posible.

Homogéneo. Cuando las propiedades de un material son similares en cualquier dirección.

Incrustación. Proceso por medio del cual sustancias minerales precipitan en las aberturas del cedazo y el ademe y otras partes sumergidas del equipo de bombeo, obturando la entrada de agua y reduciendo su eficiencia. Se provocan a través de reacciones químicas o biológicas.

Ion. Átomo o conjunto de átomos cargados eléctricamente.

Isótropo. Cuerpos cuyas propiedades físicas son idénticas en todas las direcciones.

Karst. Relieve de modelado particular, resultado de la acción física (escorrentía) y química de las aguas sobre rocas carbonatadas.

Limo. Material clástico en el que predominan los tamaños entre 1/16 y 1/256 mm.

Lixiviación. Disolución de las sustancias solubles o coloidales contenidas en un suelo mediante infiltraciones de agua y su movimiento por acción de la gravedad.

Material clástico. Detritos, formados por la desintegración de rocas aflorantes.

Manómetro. Instrumento para medir la presión de un fluido.

Meteorización. Intemperismo físico ocasionado por fenómenos meteorológicos.

Monoclinal. Estructura geológica formada por procesos tectónicos, corresponde a uno de los flancos de un sinclinal.

Nivel dinámico. Cota del agua en un pozo al ser bombeado a un caudal dado.

Nivel estático. Nivel del agua en un pozo cuando no está afectado por el bombeo.

Nivel freático. Límite entre la zona de aireación y la de saturación. Este término se emplea sólo en acuíferos libres.

Nivel piezométrico. Elevación por arriba del límite superior de un acuífero confinado o semiconfinado que alcanza el agua en un pozo artesiano, al conectar el acuífero confinado con la atmósfera.

Número de Reynolds (R_e). Es el indicador del régimen de flujo (laminar o turbulento) que se presenta en los fluidos, se expresa mediante la siguiente ecuación: $R_e = Vd/\nu$, donde V = velocidad media, d = diámetro, ν = viscosidad cinemática.



Oxidación. Reacción química de un elemento con el oxígeno.

Partes por millón (ppm). Unidad de peso de un soluto por el peso de un millón de unidades de solvente.

Pérdida de fluido. Medida relativa de la cantidad de fluido de perforación que se pierde o infiltra a través de formaciones permeables, producto de presiones diferenciales que afecta al fluido.

Perforación a percusión. Sistema de perforación en el cual se fragmenta la roca por medio del golpeo de una herramienta pesada, extrayéndose los detritus con una cuchara.

Perforación a rotación con circulación directa. Sistema de perforación en el cual el fluido o lodo de perforación (bentonita) penetra al pozo a través de la tubería de perforación.

Perforación a rotación con circulación inversa. Sistema de perforación en el cual el fluido o lodo de perforación (bentonita) penetra al pozo por el espacio anular entre la tubería de perforación y las paredes del pozo y asciende por el interior de esa tubería.

Permeabilidad. Capacidad de un material para transmitir un fluido sin importar las propiedades de éste último, se mide en darcys o unidades de área (m^2).

Peso específico. Relación que existe entre el peso de un cuerpo y un volumen semejante de agua, al nivel del mar ya una temperatura de 4 °C.

pH. Medida de la acidez o alcalinidad de una solución. Un pH de 7 indica una solución neutra; bajo el siete la solución es ácida y sobre él, es alcalina.

Piezómetro. Pozo de observación, mediante el cual se obtienen las profundidades del nivel del agua subterránea y/o muestras del agua.

PVC (cloruro de polivinilo). Termoplástico producido por la combinación de resina de PVC con varios tipos de estabilizadores, lubricantes y pigmentos, hecho para ser resistente y rígido.

Radio de influencia. Distancia radial entre el centro de un pozo de extracción o bombeo y el punto más cercano en el que no se observen efectos de abatimiento del nivel estático o del piezométrico.

Rehabilitación. Conjunto de técnicas químicas y mecánicas encaminadas a elevar o restaurar la eficiencia con que se desempeña un pozo.

Rejilla. Ver “ademe ranurado” o “cedazo”.

Rocas carbonatadas. Rocas sedimentarias formadas por la precipitación y acumulación de carbonatos, las más abundantes son la caliza y la dolomita.

Rocas clásticas. Rocas sedimentarias compuestas principalmente por fragmentos de roca de diferentes tamaños, erosionados y depositados a cierta distancia de la roca madre, como la arenisca o el conglomerado.

Rocas impermeables. Rocas que tienen la propiedad (para fines prácticos y de tiempos cortos) de no dejar transmitir el agua, las más comunes son las arcillas.



Sinclinales. Estructura geológica formada por procesos tectónicos, en la que en el núcleo se encuentran los estratos más recientes. Estas representan las partes bajas de una región o “valle”.

Superficie freática. Superficie imaginaria formada por los diferentes niveles freáticos de una región.

Superficie piezométrica. Superficie imaginaria a la cual se eleva el agua en los pozos localizados en los acuíferos confinados, localizándose por encima del límite superior del espesor del acuífero y pudiendo presentarse por encima de la superficie del terreno.

Surfactante. Sustancia que reduce la tensión superficial de los líquidos en los cuales se disuelve. Se emplea como defloculante de arcillas.

Transmisividad. Caudal que se filtra a través de un área dada por el espesor productor total del acuífero y un ancho unitario, bajo un gradiente hidráulico unitario.

Viscosidad. Propiedad de los fluidos en los cuales el roce entre las moléculas dificulta el movimiento uniforme de la masa.

Zona de aireación. Aquella en la que existe aire en contacto con el agua, y esta última no satura completamente el medio. Esta zona también se conoce como no saturada o vadosa.

Zona de saturación. Aquella en la que los espacios vacíos (poros) están llenos de agua continuamente, no existe aire, y el agua se mueve, principalmente, en forma lateral. Esta zona da origen a los acuíferos.



Simbología

A	área
a_L , a_x	dispersividad dinámica longitudinal del contaminante en el flujo subterráneo
a_T , a_y	dispersividad dinámica transversal del contaminante en el flujo subterráneo
a_{ow}	área interfacial NAPL-agua por volumen unitario
A_{rB}	ancho de la pluma de benceno
B	espesor promedio saturado del acuífero confinado
C	concentración del soluto en la fase líquida (masa / volumen)
C_{agua}	concentración del compuesto orgánico en agua
C_B	concentración promedio del benceno en la pluma contaminante
C_{in}	concentración del contaminante de entrada (influyente) del líquido
$C_{octanol}$	concentración de un compuesto orgánico en octanol
C_{out}	concentración del contaminante de salida (efluente) del líquido
C_0	concentración inicial del soluto, contaminante o trazador en la fase líquida
C_0V_0	masa involucrada en el derrame
$C(x, t)$	concentración final del soluto o contaminante en la fase líquida a una distancia "x" y en un tiempo "t"
D	coeficiente de difusión (área/tiempo)
D_o	coeficiente de difusión
dC/dx	gradiente de concentración (masa/volumen/distancia)
D_d	coeficiente de difusión en un líquido
d_m	diámetro medio de las partículas que se obtiene como el diámetro efectivo (d_{10}) de la curva granulométrica de una muestra de suelo
D^*	coeficiente de difusión efectiva
D'_d	coeficiente de difusión en un medio poroso
D_L , D_x	coeficiente longitudinal de dispersión hidrodinámica
D_{LR}	coeficiente de dispersión longitudinal retardado
D_T , D_y	coeficiente transversal de dispersión hidrodinámica
D_x, D_y, D_z	coeficientes de dispersión hidrodinámica en las direcciones x, y, z
E	índice o razón de vacíos; base de los logaritmos naturales = 2.718281...
erfc (x)	función de error complementaria = 1 - erf(x)
F	flujo de masa del soluto por unidad de área por unidad de tiempo.
F	factor de utilización o razón de oxígeno consumido por el contaminante
f_{co}	fracción de carbono orgánico en el suelo
G	concentración del contaminante en la fase gaseosa
G_{in}	concentración del contaminante de entrada (influyente) del aire
G_w	grado de saturación de agua en los poros de una muestra de suelo o roca
H	pérdida de carga hidráulica entre dos puntos distantes una longitud (L)
H	carga total estática del nivel freático o piezométrico en un acuífero; constante de Henry del contaminante
h_a	distancia del fondo del producto libre al nivel freático
$H_{carbón}$	altura requerida del adsorbedor de carbón activado tasa de remoción por un adsorbedor de carbón ($R_{remoción}$)
h_f	espesor del LNAPL en la formación
HTP	Hydrocarburo Total de Petróleo



HTU	altura de la unidad de transferencia
h_w	espesor del LNAPL en el pozo
H^*	constante de Henry del compuesto de interés en forma adimensional
H_1	altura o nivel, sobre un plano de referencia, que alcanza el agua en la entrada del flujo subterráneo de una capa filtrante
h_2	altura o nivel, sobre un plano de referencia, que alcanza el agua en la salida del flujo subterráneo de una capa filtrante
i	gradiente hidráulico
k	permeabilidad intrínseca de una muestra de suelo; tasa de decaimiento del compuesto químico o contaminante
K	constante conocida en la Mecánica de Suelos como coeficiente de permeabilidad y en la Geohidrología como "Conductividad hidráulica"; constante de equilibrio entre las fases líquida-sólida
K_c	constante de saturación media del contaminante
K_{co}	coeficiente de distribución de carbono orgánico
K_{co}	coeficiente de partición del contaminante entre el carbono orgánico y el agua
K_d	coeficiente de distribución (repartición) de una especie química en la fase suelo-agua
K_{d-Cd}	coeficiente de distribución del cadmio
k_{hid}	coeficiente de tasa de hidrólisis de primer orden
K_{La}	coeficiente de transferencia de masa total
K_{sp}	constante de equilibrio (a menudo llamada producto de solubilidad)
L	longitud o distancia
L_{Cl}	distancia de recorrido del cloro
L_{Cd}	distancia de recorrido del cadmio
L_e	longitud de rejilla, perforada, o sección abierta del pozo que capta el acuífero
L_{rB}	longitud de la pluma de benceno disuelto
m	masa; masa de un contaminante
M	masa inyectada por área de sección transversal unitaria
M_s	concentración de un compuesto químico en la masa de suelo
M_t	concentración total microbial
M_t/V	concentración media de la masa de la pluma contaminante
MW	peso molecular de un compuesto químico
$[M^{n+}]$	concentración molar del metal pesado
n	porosidad de una muestra o capa de suelo o roca
N	número de pozos de bombeo extrayendo el mismo caudal (Q_j)
NTU	número de unidades de transferencia
O	concentración de oxígeno en el agua
O_s	constante media de saturación de oxígeno
$[OH^-]$	concentración molar del hidróxido
P_a	presión de vapor del hidrocarburo "a" en la mezcla del NAPL
$P_{benceno}$	porcentaje de benceno en la gasolina
P_0^a	presión de vapor de un hidrocarburo puro "a" en el NAPL
q	concentración adsorbida (en masa de contaminante/masa de carbón activado)
Q	gasto o caudal que descarga una columna de arena; caudal de extracción o bombeo de un pozo
Q_a	caudal del flujo de aire



Q_j	caudal de extracción de cada pozo "j"
Q_w	caudal de líquido
$(Q_a/Q_w)_{min}$	razón de aire-a-agua mínima (en volumen/volumen)
r	distancia del pozo de bombeo a un pozo de observación o piezómetro
r_c	radio del ademe de un pozo
R	factor de retardación
Re	número de Reynolds
R_e	distancia radial efectiva sobre la cual "y" es disipada, y varía respecto a la geometría del pozo.
R_k	tasa de adición o remoción de soluto
r_w	distancia radial no perturbada de la porción del acuífero hasta la línea central (regularmente el espesor del filtro de grava)
r_1, r_2	distancia radial del pozo de bombeo a pozos de observación o piezómetros (1) y (2)
R, r_0, r	radio de influencia del cono de abatimientos de un pozo de bombeo
S	coeficiente de almacenamiento; factor de remoción; factor de difusión
S_c	número de Schmidt
S_h	número de Sherwood
S_i	solubilidad del componente indicador "i" en el agua
S_i^e	solubilidad efectiva de componente indicador "i" en la fase agua
S_k	solubilidad del componente de interés en el agua
S_g	gravedad específica de producto libre
S_o	saturación del NAPL (adimensional)
S_w	fracción de la porosidad del suelo ocupada por agua
S_r	retención específica de agua de una muestra o capa de suelo o roca
S_y	rendimiento específico de agua de una muestra o capa de suelo o roca
T	transmisividad; temperatura
t	tiempo; tiempo transcurrido de bombeo; espesor aparente del producto de NAPL en el pozo
$\tan(\gamma)$	función tangente del ángulo "y" en radianes
t_g	espesor real del producto libre de NAPL en la formación de suelo
t_L	tiempo requerido de limpieza de una pluma contaminante en un acuífero por un sistema de bombeo y tratamiento
t_{vm}	vida media de decaimiento del contaminante
$t_{1/2}$	vida media del contaminante, que es el tiempo en que se desintegra la mitad de la concentración
V, v	velocidad de Darcy; volumen molar del soluto a su punto de ebullición normal
V_a	volumen ocupado por el aire en los poros del suelo
V_c	velocidad advectiva del contaminante retardado
V_i	volumen del fluido
V_{Cd}	velocidad del cadmio
V_{Cl}	velocidad del cloro
V_d	volumen de agua drenado por gravedad de una muestra o capa de suelo o roca
V_g	volumen de gasolina
V_{poro}	volumen del espacio poroso abierto



V_r	volumen de agua retenido en los poros de una muestra o capa de suelo o roca
V_s	volumen de sólidos de una muestra de suelo o roca
V_T, V_o	volumen total de la muestra de suelo o roca
V_0	volumen original de una muestra o sustancia
V_V	volumen de vacíos que puede estar ocupado por agua, gases, y materia orgánica
V_W	volumen de agua en los poros de una muestra de suelo o roca
V_x, V_m	velocidad (real) media lineal de filtración del agua subterránea o del lixiviado
w	coeficiente empírico que es determinado por experimentos de laboratorio
W	peso total de la muestra de suelo o roca
w_i	peso molecular del componente "i"
w_k	peso molecular del componente "k"
w_0	peso molecular medio de la fase NAPL
X	longitud de la trayectoria del flujo subterráneo, contaminante o trazador; concentración sorbida del contaminante en la fase sólida
X_a	fracción en moles del hidrocarburo "a" en la mezcla del NAPL
X_i	fracción molar del componente "i" en una mezcla de N componentes
$X_{máx}$	concentración máxima de contaminante adsorbida en la fase sólida
X_{oi}	fracción molar del componente indicador "i" en la fase DNAPL
y_o	diferencia vertical entre nivel de agua dentro del pozo y el nivel del agua fuera del pozo, en $t = 0$
y_t	diferencia vertical entre el nivel de agua dentro del pozo y el nivel de agua fuera del pozo, en un tiempo t
Z_{rB}	profundidad de la pluma de benceno
$\frac{dC}{dt}$	cambio en la concentración con respecto al tiempo
γ	peso específico del agua o de un líquido
λ	tasa de decaimiento del contaminante de primer orden para una sustancia radioactiva
m	viscosidad dinámica del agua o de un líquido
n	viscosidad cinemática del agua o de un líquido
q	contenido de humedad media del suelo
r	densidad del agua o de un líquido
r_{agua}	densidad del agua
r_0	densidad de la fase NAPL
r_b	densidad del medio poroso
r_g	densidad de la gasolina
r_{LNAPL}	densidad del LNAPL
r_n	densidad del NAPL
r_s	densidad de partículas sólidas
S	desviación estándar
$3s_x, 3s_y, 3s_z$	representan tres desviaciones estándar separadas de la media dentro de las cuales el 99.7 % de la masa del contaminante esta contenida
s_x, s_y	dimensiones de la pluma
t	tortuosidad de las líneas de flujo a través de un medio poroso
u	velocidad regional del agua subterránea



DC	reducción de la concentración del contaminante
DC_R	cambio en la concentración del contaminante debido a la biodegradación
Dt	intervalo de tiempo considerado