



FACULTAD DE INGENIERIA U.N.A.M. DIVISION DE EDUCACION CONTINUA

A LOS ASISTENTES A LOS CURSOS

Las autoridades de la Facultad de Ingeniería, por conducto del jefe de la División de Educación Continua, otorgan una constancia de asistencia a quienes cumplan con los requisitos establecidos para cada curso.

El control de asistencia se llevará a cabo a través de la persona que le entregó las notas. Las inasistencias serán computadas por las autoridades de la División, con el fin de entregarle constancia solamente a los alumnos que tengan un mínimo de 80% de asistencias.

Pedimos a los asistentes recoger su constancia el día de la clausura. Estas se retendrán por el periodo de un año, pasado este tiempo la DECFI no se hará responsable de este documento.

Se recomienda a los asistentes participar activamente con sus ideas y experiencias, pues los cursos que ofrece la División están planeados para que los profesores expongan una tesis, pero sobre todo, para que coordinen las opiniones de todos los interesados, constituyendo verdaderos seminarios.

Es muy importante que todos los asistentes llenen y entreguen su hoja de inscripción al inicio del curso, información que servirá para integrar un directorio de asistentes, que se entregará oportunamente.

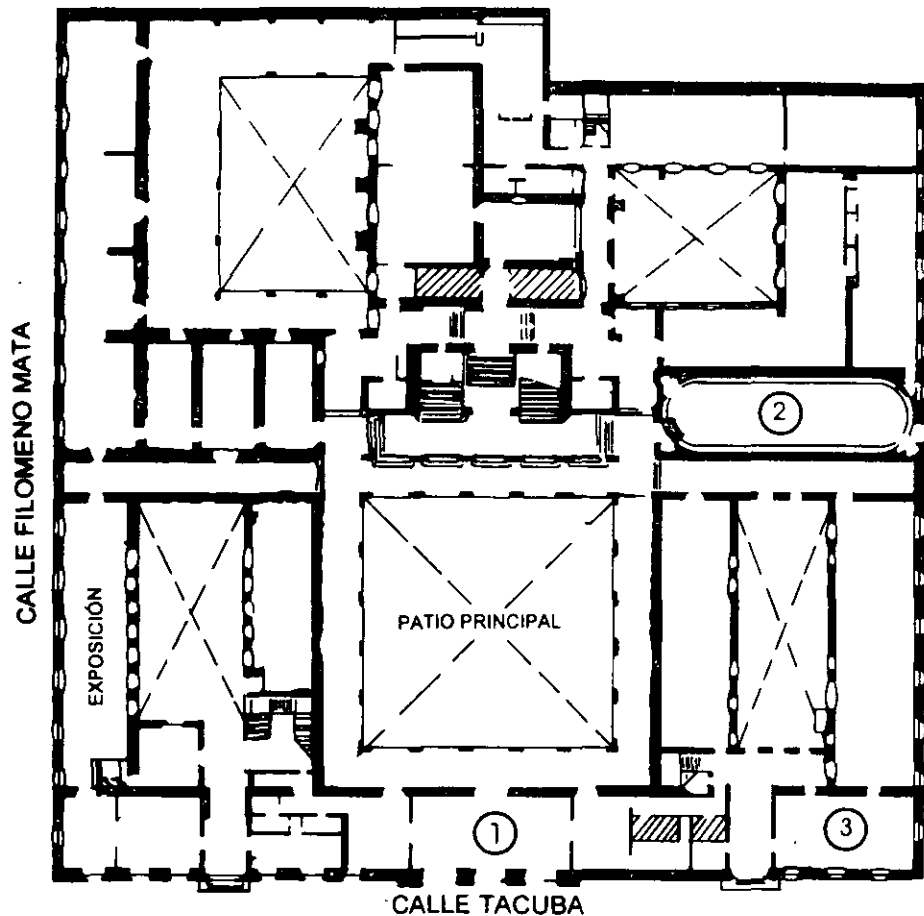
Con el objeto de mejorar los servicios que la División de Educación Continua ofrece, al final del curso deberán entregar la evaluación a través de un cuestionario diseñado para emitir juicios anónimos.

Se recomienda llenar dicha evaluación conforme los profesores imparten sus clases, a efecto de no llenar en la última sesión las evaluaciones y con esto sean más fehacientes sus apreciaciones.

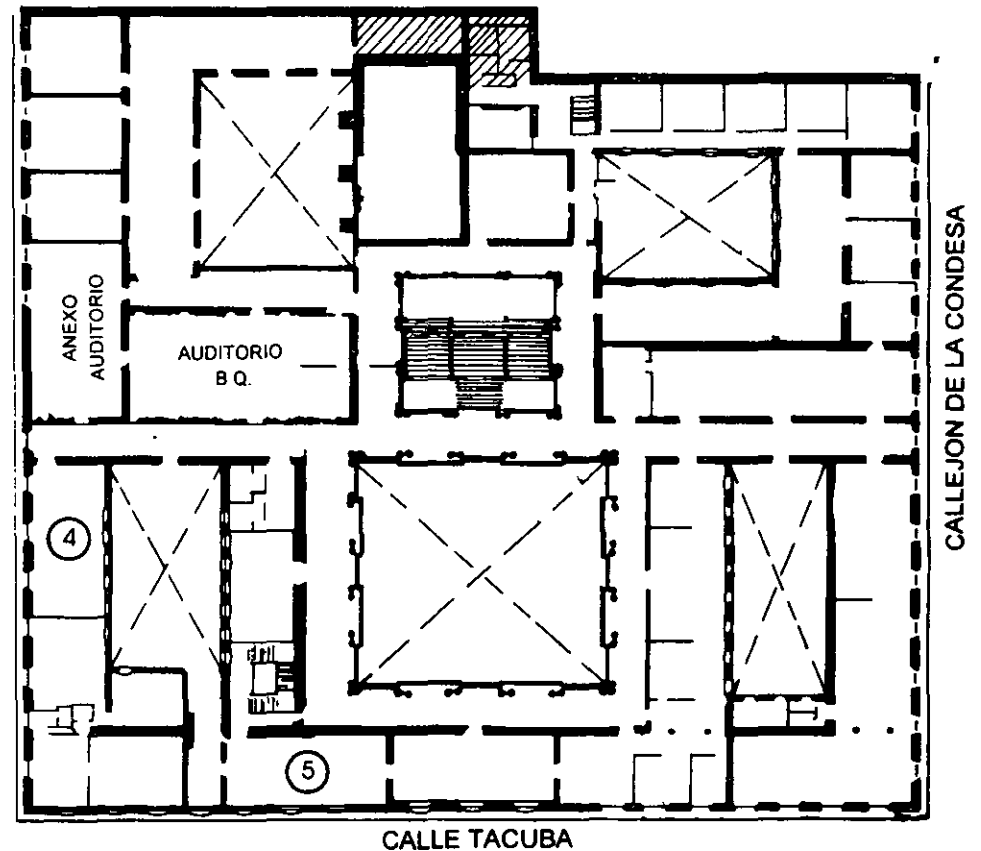
Atentamente

División de Educación Continua.

PALACIO DE MINERIA

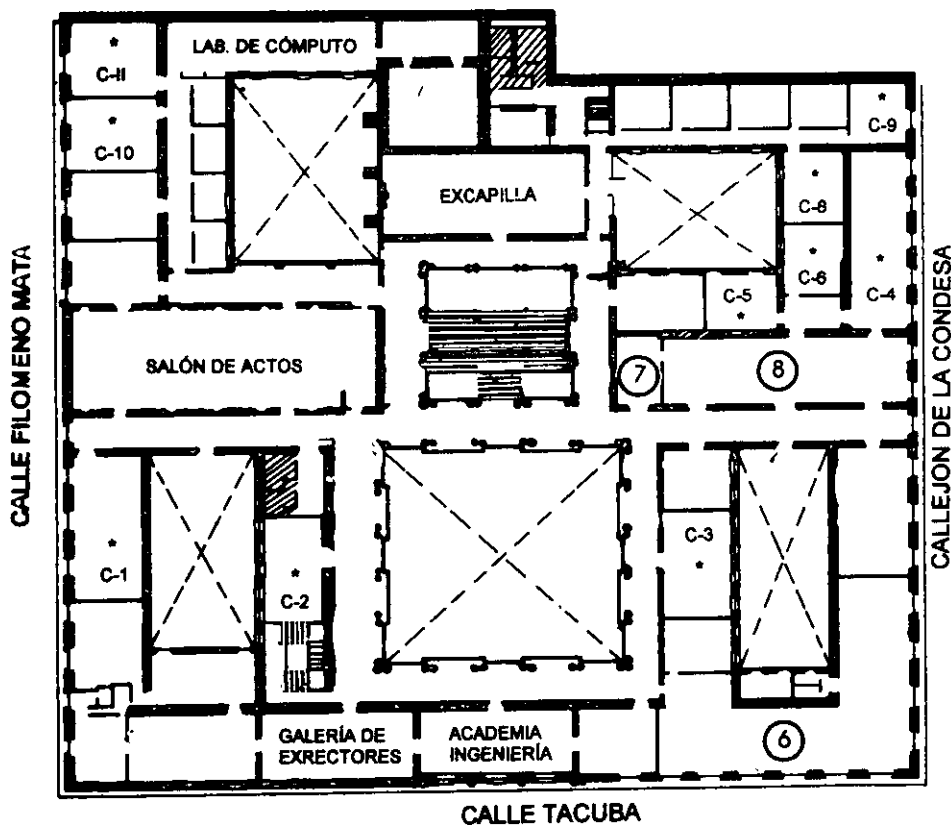


PLANTA BAJA



MEZZANINNE

PALACIO DE MINERIA



GUÍA DE LOCALIZACIÓN

1. ACCESO
2. BIBLIOTECA HISTÓRICA
3. LIBRERÍA UNAM
4. CENTRO DE INFORMACIÓN Y DOCUMENTACIÓN "ING. BRUNO MASCANZONI"
5. PROGRAMA DE APOYO A LA TITULACIÓN
6. OFICINAS GENERALES
7. ENTREGA DE MATERIAL Y CONTROL DE ASISTENCIA
8. SALA DE DESCANSO

SANITARIOS

* AULAS

1er. PISO



DIVISIÓN DE EDUCACIÓN CONTINUA
FACULTAD DE INGENIERÍA U.N.A.M.
CURSOS ABIERTOS

DIVISIÓN DE EDUCACIÓN CONTINUA

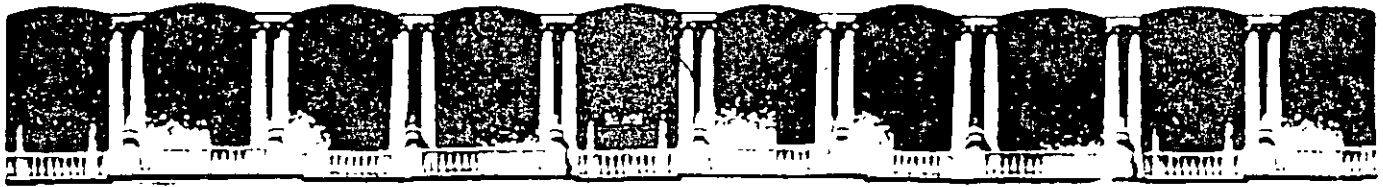


**XIII CURSO INTERNACIONAL SOBRE CONTAMINACION
DE SUELOS Y ACUÍFEROS**

**MÓDULO 1.- RESTAURACIÓN DE SUELOS Y ACUÍFEROS
CON CONTAMINANTES INORGÁNICOS**

10 AL 14 DE SEPTIEMBRE DE 2001

DIA	HORA	TEMA	PROFESOR
LUNES 10	9:00 A 14:00	GEOHIDROLOGÍA	ING. JUAN MANUEL LESSER I.
	16:00 A 19:00	CALIDAD DEL AGUA	DRA. BLANCA JIMENEZ
MARTES 11	9:00 A 14:00 Y	CONTAMINACIÓN	DR. RAMIRO RODRÍGUEZ CASTILLO
	16:00 A 19:00		
MIÉRCOLES 12	9:00 A 12:00	QUÍMICA INORGÁNICA Y PROBLEMAS DE CONTAMINACIÓN	DRA. MA. AURORA ARMIENTA
	12:00 A 14:00	CAPACIDAD DE AMORTIGUACIÓN DEL SUELO	DRA. SILKE CRAM
	16:00 A 19:00	PLAGUICIDAS COMO CONTAMINANTES	M. en C. ROCIO ALATORRE
JUEVES 13	9:00 A 11:30	MANEJO DE RESIDUOS PELIGROSOS	ING. ARTURO CORREA
	11:30 A 14:00	SUELOS CONTAMINADOS Y EVALUACIÓN DE RIESGO	M. en C. JOSÉ A. MEDINA ROSS
	16:00 A 19:00	OPERACIONES Y PROCESOS PARA LA REMOCIÓN DE CONTAMINANTES DEL AGUA	ING. ALEJANDRO RODRÍGUEZ
VIERNES 14	9:00 A 14:00	ALTERNATIVAS DE REMEDIACIÓN EJEMPLOS DE RIESGO A LA SALUD	DRA. SUSANA SAVAL
	16:00 A 19:00	MESA REDONDA	DR.A SUSANA SAVAL



**FACULTAD DE INGENIERIA U.N.A.M.
DIVISION DE EDUCACION CONTINUA**

"Tres décadas de orgullosa excelencia" 1971 - 2001

CURSOS ABIERTOS

XIII CURSO INTERNACIONAL EN CONTAMINACIÓN DE ACUIFEROS

MODULO I: RESTAURACION DE SUELOS Y ACUÍFEROS CON CONTAMINANTES INORGANICOS

TEMA

LA GEOHIDROLOGIA EN LA RESTAURACIÓN DE ACUIFEROS

**EXPOSITOR: ING. JUAN MANUEL LESSER ILLADES
PALACIO DE MINERIA
SEPTIEMBRE DEL 2001**

**CURSO INTERNACIONAL SOBRE
CONTAMINACIÓN DE SUELOS Y ACUÍFEROS**

*LA GEOHIDROLOGÍA DEL EN LA RESTAURACION DE
ACUIFEROS*

POR: Ing. Juan Manuel Lesser Illades

Septiembre del 2001

LA GEOHIDROLOGIA EN LA RESTAURACION DE ACUIFEROS

POR: ING. JUAN MANUEL LESSER ILLADES

lesserjuanm@infosel.net.mx

1.- ROCAS Y ACUÍFEROS

La corteza terrestre se encuentra formada por diferentes rocas y materiales que varían en su capacidad geohidrológica. Mientras que algunas tienen porosidad y permeabilidad, permitiendo el paso del agua, otras se presentan compactadas e impermeables.

Para su explicación, se tomo como ejemplo a la Zona Metropolitana de la Ciudad de México. Se agruparon los diferentes tipos de rocas y/o materiales en relación a su composición y a sus características geohidrológicas en: (1) rocas fracturadas y piroclásticos; (2) materiales granulares; (3) rocas impermeables; (4) materiales impermeables y; (5) materiales semipermeables. A continuación se describen estas unidades.

Rocas fracturadas y piroclásticos.- Un ejemplo de *roca fracturada* corresponde a los *basaltos*. Estos, son el producto de erupciones volcánicas a partir de centros eruptivos, de donde son eyectadas corrientes de lavas de composición basáltica, muchas de las cuales forman los flancos de los volcanes. Algunas de dichas coladas de lava se extiende hacia los valles en donde se encuentran formando acuíferos.

Las coladas de basalto al enfriarse, se enjutan provocando el fracturamiento de la roca, lo que ocasiona que permitan fácilmente la infiltración, circulación y almacenamiento de agua.

Los *piroclásticos* son fragmentos de material expulsados por un volcán durante las erupciones explosivas. Cuando los fragmentos presentan tamaño fino se les denominan cenizas, que al compactarse forman las *tobas*. Fragmentos de mayor tamaño y que son importantes geohidrológicamente son los denominados *tezontles*. Estos, corresponden a la misma roca basáltica que, en el momento de ser eyectada, incluye abundantes gases, lo cual hace que presente una textura de apariencia de esponja. Es común que durante las erupciones volcánicas los fragmentos de la lava sean lanzados al aire, acumulándose sobre los flancos de los conos volcánicos. Los *tezontles* asociados con las lavas

fracturadas, presentan una alta permeabilidad y permiten la fácil infiltración y circulación del agua en el subsuelo.

Materiales granulares.- Como su nombre lo indica, los *materiales granulares* corresponden a fragmentos de rocas que semejan granos, los cuales se clasifican de acuerdo a su tamaño. Se originan por la erosión y transporte de rocas que forman elevaciones topográficas. El principal agente erosivo lo constituyen las corrientes superficiales, las cuales mueven o transportan los fragmentos de roca de las partes altas de las sierras hacia las porciones bajas, donde son acumulados o depositados. Durante su trayecto, los fragmentos son redondeados obteniendo la apariencia de granos. El tamaño de estos puede variar desde fracciones de milímetro hasta varios centímetros. Los materiales granulares más finos (con diámetros menores de 1/256 y 1/16 mm) se conocen con el nombre de *arcillas y limos* respectivamente. Los materiales granulares de mayor tamaño (entre 1/16 y 2 milímetros) se denominan *arenas*, tamaños mayores de 2 milímetros corresponden a *gravas y cantos rodados*. Al encontrarse sueltos estos granos se denominan "materiales". Cuando se encuentran consolidados por cementación u otro proceso reciben el nombre de "roca". Los materiales granulares finos (arcillas y limos) presentan baja permeabilidad y se clasifican como impermeables al flujo subterráneo. Por lo que respecta a las arenas y gravas, éstas presentan permeabilidades altas y constituyen buenos acuíferos. Generalmente las arenas y las gravas incluyen un cierto porcentaje de arcilla: su permeabilidad esta en relación a la mezcla resultante.

Rocas impermeables.- Son rocas que impiden el paso de agua a través de ellas. Cuando las rocas se presentan densas y sin fracturamiento, impiden el flujo de agua a través de ellas lo cual hace que se comporten como *impermeables*.

Materiales impermeables.- Conforme se mencionó en párrafos anteriores se hizo la distinción entre "roca" (cuerpo de material compacto) y "materiales", siendo estos últimos los constituidos por fragmentos no consolidados. Cuando estos materiales son de tipo arcilloso, como es el caso de sedimentos lacustres arcillosos de lagos, entonces presentan una baja permeabilidad y pueden clasificarse como impermeables. En ciertas zonas, su permeabilidad puede llegar a permitir el paso de reducida cantidad de agua y se clasifican como materiales semipermeables (ver párrafo siguiente). Las arcillas están constituidas por fragmentos de tamaños menores de 1/256 mm. El agua que puede saturar a estos materiales, en su mayor parte es retenida por atracción molecular hacia cada uno de los granos de arcilla, como se ilustra en la figura No. 2.1 y solamente un porcentaje

muy reducido de agua circula a través de los espacios sobrantes. En general, las arcillas se consideran como material impermeable, especialmente para propósitos prácticos, ya que los pozos perforados en estos materiales rinden caudales de agua muy reducidos, generalmente menores de 1 lps lo que hace que se clasifiquen como negativos.

Materiales semipermeables.- Cuando los materiales granulares consisten en una mezcla de arcillas y arenas, los espacios libres entre granos permiten la circulación de cierta (aunque reducida) cantidad de agua; ocasionando que la permeabilidad del material sea mayor que en las arcillas pero menor que en las arenas.

Acuífero.- Se denomina *acuífero* a un cuerpo de roca que se encuentra saturado y presenta una permeabilidad tal que permite la circulación de agua en cantidades económicamente significativas y que puede ser explotada a través de pozos. Existen diferentes acuíferos entre los cuales destacan los siguientes: *Acuífero libre*; es aquel en el que la superficie del nivel estático se encuentra a la presión atmosférica. *Acuífero confinado*; es aquel que se encuentra sujeto a una presión, generalmente ocasionada por el encajonamiento del agua entre dos cuerpos impermeables. *Acuífero colgado*, es aquel que circula sobre una capa impermeable localizada arriba del nivel estático de un acuífero regional: *Acuífero semiconfinado*; es aquel que se encuentra cubierto por un material semipermeable (figura 2.2).

Acuitardo.- Es una capa que retiene pero no evita el flujo del agua hacia un acuífero adyacente. El acuitardo no permite un paso rápido del flujo del agua pero puede servir como una zona de alta capacidad de almacenamiento. También se define como un material que acepta la entrada de agua pero que la cede lentamente.

2.- FUNCIONAMIENTO DE LOS ACUÍFEROS

Ciclo hidrológico

En la corteza terrestre el agua en su gran mayoría se encuentra formando parte del ciclo hidrológico.

El agua de lluvia que se precipita sobre los continentes tiene tres caminos a seguir: Evaporarse para formar las nubes; escurrir por la superficie del suelo formando arroyos y ríos que finalmente vierten sus aguas al mar e. infiltrarse en el subsuelo para formar

acuíferos. Esta agua infiltrada posteriormente es drenada por corrientes superficiales o aflora en forma de manantiales, para evaporarse o seguir su camino al mar donde también parte de ésta se evapora y continua en su ciclo natural conforme se ilustra en la figura No. 2.3. Las aguas que no se encuentran en movimiento dentro del ciclo hidrológico se caracterizan por incrementar su contenido salino y se conocen como aguas fósiles; la proporción de agua fósil respecto a agua dentro del ciclo hidrológico es sumamente baja. —

El agua subterránea que forma los acuíferos proviene principalmente de la lluvia, donde parte de esta al precipitarse sobre las formaciones geológicas, se infiltra y corre a través de ellas. El agua infiltrada, en ocasiones pasa por zonas cercanas a cámaras magmáticas donde incrementa su temperatura o puede permanecer atrapada entre sedimentos en forma de agua fósil.

Distribución del agua en el subsuelo

La distribución del agua en el subsuelo se ilustra en la figura 2.4, donde se muestra el límite de la zona saturada que se denomina nivel estático. La porción que se encuentra bajo el nivel estático en la roca saturada se denomina acuífero. La zona no saturada que corresponde a la porción entre la superficie del terreno y el nivel estático recibe también el nombre de zona vadosa. Cuando los acuíferos corresponden a materiales granulares, en los pozos se produce un efecto de capilaridad que permite la ascensión del agua, dando origen a una zona denominada de aguas capilares.

Zonas de recarga

Son las principales áreas donde se infiltra el agua de lluvia. Generalmente corresponden a porciones permeables ubicadas topográficamente altas, permiten la infiltración y circulación de agua hacia los acuíferos. Estas áreas son las principales zonas de recarga.

Zonas de descarga

La salida o descarga natural del agua de los acuíferos, se realiza en forma natural a través de manantiales o del drenado por medio de ríos. Actualmente, la salida del agua de la mayor parte de los acuíferos, se realiza mediante la extracción por el bombeo de pozos.

Niveles estático, dinámico y freático

En un acuífero libre, se define como *nivel estático* a la porción superficial del acuífero (figura 2.6). En contraste, se define como *nivel dinámico* al que se refleja en un pozo al encontrarse operando, razón por la que también se le denomina *nivel de bombeo*.

Nivel piezométrico generalmente se utiliza para los acuíferos confinados donde el nivel corresponde a la presión a que está sujeta el agua del acuífero.

Recibe el nombre de *nivel freático* el nivel que presentan los acuíferos someros, cuya agua en ocasiones se denomina también como aguas freáticas.

3.- PROPIEDADES DE LOS ACUÍFEROS

Permeabilidad (K)

Dentro de los conceptos fundamentales de las características de las rocas que forman acuíferos, se encuentra el concepto de *permeabilidad*, el cual es la propiedad de un medio poroso o fracturado para permitir el paso de un fluido. Se define como el flujo de agua por unidad de tiempo que cruza una sección unitaria bajo un gradiente también unitario. Se expresa en metros por segundo. Si el fluido es agua, a la permeabilidad se le conoce también como *conductividad hidráulica*.

En la tabla No. 2.1 se muestran valores de permeabilidad para diferentes materiales, las arcillas tienen una permeabilidad del orden entre 10^{-7} y 10^{-9} m/seg; los materiales granulares 1×10^{-5} m/seg y; los basaltos 5×10^{-2} m/seg.

Porosidad $n = V_h/V_t$
 $V_h =$ Volumen de huecos
 $V_t =$ Volumen total

Porosidad efectiva (S_y) = rendimiento

$S_y = V_d/V_t$
 V_d Volumen drenado
 V_t Volumen total

Coefficiente de almacenamiento

$S =$ Coeficiente de almacenamiento
 $S_s =$ Coeficiente específico = $\frac{S_s}{b}$
 $b =$ Espesor del acuífero

Acuífero libre 2 – 30%
 Acuífero confinado 0.001 – 0.00001

(K) Permeabilidad = Conductividad hidráulica
 Flujo en una sección unitaria

(T) Transmisibilidad
 = Flujo sobre una franja de longitud = b
 $b =$ Espesor del acuífero

Transmisibilidad (T)

La *transmisibilidad* es otra forma de expresar la facilidad con que puede circular el agua en un acuífero. Se define como la cantidad de agua que puede fluir a través de una sección unitaria bajo un gradiente unitario y un tiempo instantáneo. En la figura No. 2.5 se muestra la diferencia entre la transmisibilidad y la permeabilidad, siendo la transmisibilidad la descarga que ocurre a través de un segmento unitario respecto a la anchura pero una altura (b) que equivale al espesor del acuífero, mientras que la permeabilidad corresponde a una descarga que ocurre a través de una sección unitaria y, para ambos casos, bajo un gradiente hidráulico unitario.

Coefficiente de almacenamiento (S)

Es el volumen de agua que puede contener o almacenar una roca permeable dentro de los huecos que presenta.

Rendimiento específico (Sy)

Es el volumen drenado entre el volumen total (material + agua) en acuíferos libres el coeficiente de almacenamiento varía por lo general del 2 al 30% (0.02 a 0.30) mientras que en acuíferos confinados va de 0.001 a 0.00001.

4. ACUITARDOS

Funcionamiento

En contraste con el funcionamiento de los acuíferos mostrados en la figura 2.2. en el presente inciso se mencionan las características de los acuitardos.

Un *acuitardo* corresponde a una roca o material de baja permeabilidad que retarda pero no previene el flujo del agua de o hacia el acuífero adyacente. Las arcillas lacustres en muchos casos constituyen acuitardos.

Recarga y descarga de los acuitardos

La recarga de los acuitardos se genera por la infiltración de las aguas de lluvia o bien de las aguas que circulan a través de arroyos y canales, en forma similar a la recarga de los acuíferos pero con la diferencia de que la recarga de un acuitardo es muy lenta.

Su descarga se lleva a cabo también en forma muy lenta, generalmente como "lloraderos" que llegan a formar manantiales incipientes.

Permeabilidad de los acuitardos

La permeabilidad de los acuitardos y en especial de las arcillas que se encuentra cubriendo la parte plana del Valle de México, presentan valores de entre 10^{-7} y 10^{-9} m/seg.

Nivel freático

El nivel de saturación en las arcillas que forman el acuitardo de la Ciudad de México se encuentra muy cerca de la superficie, por lo general a profundidades del orden de 3 metros. A este nivel somero se le denomina nivel *freático*.

Asentamientos del terreno

Las arcillas que se encuentran cubriendo la parte plana del Valle de México corresponden a sedimentos de los antiguos lagos. Tienen un espesor que fluctúa entre 40 y 60 metros en la mayor parte del valle, el cual se acuña hacia las elevaciones topográficas. En las partes centrales de las zonas de Texcoco y Tlahuac-Chalco, las arcillas se encuentran intercaladas y/o mezcladas con horizontes de arenas, y llegan a presentar espesores de más de 100 metros. Las arcillas están saturadas y presentan un nivel freático a entre 2.5 y 3.5 metros de profundidad. Bajo ellas, se encuentra un acuífero que actualmente, funciona como libre, teniendo el nivel estático a cierta profundidad bajo el acuitardo, lo que provoca que éste último presente un "goteo" o drenado vertical hacia el acuífero. La pérdida de agua del acuitardo ocasiona una pérdida de su volumen, que se traduce en el asentamiento del terreno que es típico en la Ciudad de México.

Las arcillas tienen una compresibilidad que va de 0.11 a 6 centímetros cuadrados por kilogramo, una relación de vacíos que varía de 2 a 15 y; una permeabilidad entre 1×10^{-9} m/seg.

5.- CALIDAD DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS NATURALES

El agua de lluvia que se infiltra al subsuelo circula a través de las rocas disolviendo las sales y minerales que las forman, produciendo cambios en su composición química. Por lo tanto, la composición química del agua subterránea dependerá del tipo y grado de solubilidad de las rocas y sales naturales con las que el agua tiene contacto al circular por el subsuelo.

Composición química del agua de lluvia

El agua de lluvia al precipitarse sobre la corteza terrestre arrastra materiales finos que se encuentran suspendidos en la atmósfera y que en muchos casos son transportados por el

viento. La composición química general del agua de lluvia según Garrels y Mackenzie (1971), es la siguiente:

Na	1.98 ppm	Ca	0.09 ppm	HCO ₃	0.12 ppm
K	0.30 ppm	Cl	3.79 ppm		
Mg	0.27 ppm	SO ₄	0.58 ppm		

La contaminación de la atmósfera produce modificación en la composición química de las aguas de lluvia, generalmente ocasionando la presencia de lo que se denomina como "lluvia ácida". Sin embargo, la concentración total de sales en un agua de lluvia se caracteriza por presentar valores bajos, generalmente menores de 40 miligramos por litro.

Calidad del agua en acuíferos basálticos

Los basaltos son rocas fracturadas constituidas por minerales ferromagnesianos. Presentan bajo grado de solubilidad. la alta permeabilidad de las rocas disminuye la capacidad de disolución de sales por el agua.

Por lo tanto, el agua de lluvia que se infiltra y circula por rocas basálticas se va a caracterizar por presentar bajos contenidos salinos, principalmente de bicarbonatos y sodio (del agua de lluvia), y en algunos casos magnesio, fierro y manganeso (de los minerales ferro-magnesianos).

Durante las erupciones volcánicas son comunes las emisiones de gases que contienen sales, las cuales se acumulan por lo general alrededor de los cráteres o centros eruptivos. Ocasionalmente éstas sales pueden ser transportadas y depositadas a lo largo de fallas y fracturas, por medio de soluciones hidrotermales. Por ello, ocasionalmente el agua de los acuíferos basálticos llega a tener contacto con dichos horizontes salinos e incrementa notablemente su concentración, como es el caso de los flancos de la Sierra de Santa Catarina y algunas porciones del pie de la Sierra del Chichinautzin

Origen de acuíferos con agua salada.

Otro origen de sales en el subsuelo se puede encontrar en la circulación de flujos de agua regional. Es común que estos flujos, después de circular grandes distancias y a gran profundidad, tengan contacto con sales las cuales son disueltas por el agua. Pueden

existir también focos termales que ocasiona el incremento de temperatura en el agua. lo que a su vez facilita la disolución de sales. El agua de flujos regionales puede circular y en muchas ocasiones llegar a ascender hasta la superficie o cerca de ella, a través de fallas o fracturas. El agua con altos contenidos salinos se llega a manifestar en varias formas: (1) la presencia de manantiales, en ocasiones termales, con agua salada; (2) el depósito de sales a lo largo de fracturas con mecanismos semejantes a los que en minería son comunes y se conocen como depósitos hidrotermales y; (3) la acumulación o entrapamiento de agua salada en ciertos horizontes.

Durante la perforación de un pozo, se puede llegar a atravesar una falla o un horizonte donde se encuentre atrapada el agua salina o las sales que se pueden incorporar al acuífero a través del pozo.

Las aguas naturales generalmente tienen un largo tiempo de estancia en el subsuelo. Las aguas saladas naturales, se caracterizan por la ausencia de organismos.

6.- VULNERABILIDAD DE LOS ACUÍFEROS A LA CONTAMINACIÓN (RIESGO GEHIDROLÓGICO)

Riesgo

El riesgo de que un acuífero pueda ser contaminado está en función tanto de las características propias del acuífero como de los materiales que se encuentren a su alrededor y que en determinados casos puedan servir de protección al acuífero o de permitir en mayor o menor grado su contaminación.

Por definición, el riesgo es la probabilidad de que se presente un efecto indeseable y obtiene como producto de la probabilidad del riesgo por la frecuencia.

El manejo del riesgo es la decisión de las acciones que deben de tomarse ante una contingencia.

El riesgo ambiental es la probabilidad de efectos adversos sobre humanos y otros seres vivos como resultado de agentes químicos, físicos o biológicos que ocurren en el medio ambiente.

El análisis de riesgo a la salud es la determinación de la probabilidad de afectación y mortandad sobre el ser humano.

Vulnerabilidad.-

La forma para medir el riesgo geohidrológico es lo que se conoce como vulnerabilidad de los acuíferos.

Cada lugar presenta diferentes características químicas y físicas que permiten en mayor o menor grado la contaminación de los acuíferos. Un método para calcular la vulnerabilidad es el denominado DRASTIC, publicado por la EPA (Environmental Protection Agency). Este método toma en cuenta los factores siguientes:

- Profundidad al nivel estático
- Recarga neta
- Tipo de roca
- Tipo de suelo
- Pendiente del terreno
- Zona vadosa
- Permeabilidad

Su nombre esta formado por las siglas en inglés de los factores mencionados: **Depth, Recharge, Aquifer, Soil, Topography, Impact Conductivity.**

Profundidad al nivel estático

La profundidad al nivel del agua es un factor importante en la vulnerabilidad de los acuíferos, debido a que está en relación con la distancia que el contaminante va a viajar antes de alcanzar al acuífero, dando oportunidad para que existan procesos como la oxidación, adsorción y en general la atenuación del contaminante. Por otra parte, las aguas que se encuentran a profundidad implican mayores tiempos de estancia en el subsuelo. Mientras mayor sea la profundidad al nivel estático, la vulnerabilidad será menor.

En la tabla 2.2 se muestran los valores con que el programa DRASTIC de la EPA clasifica la vulnerabilidad de los acuíferos. Cuando la profundidad al agua se encuentra a

entre 0 y 1.5 metros se le asigna un valor de 10 puntos, mientras que cuando el agua se encuentra a profundidades mayores de 30 metros, el valor con que se califica es de 1 punto. Además, la calificación asignada es multiplicada por el peso específico de cada factor, que se consigna en la misma tabla.

Cantidad de recarga (recarga neta)

La recarga típica de los acuíferos es la precipitación pluvial, la cual se infiltra a través del subsuelo hasta el acuífero. La recarga neta consiste en la cantidad de agua que se infiltra por unidad de área. El agua que se infiltra transporta al contaminante. De acuerdo al volumen de agua existirá un parámetro de dispersión y dilución del contaminante. La cantidad de agua que se recarga es el principal vehículo para el transporte de contaminantes. Mientras mayores sean los volúmenes de recarga, mayor será el potencial de contaminación al subsuelo, lo cual se cumple hasta que la cantidad de recarga es tan grande que causa dilución del contaminante. En la tabla 2.3 se muestran valores para calcular la vulnerabilidad a partir de recargas netas de agua al subsuelo.

Tipo de roca

La vulnerabilidad del acuífero a la contaminación está influenciada también por el tipo de materiales que constituyen el subsuelo. Materiales granulares pueden “filtrar” a los contaminantes presentes en el agua al existir procesos de adsorción, reacción o dispersión. En los acuíferos formados en rocas fracturadas prácticamente no se presenta la atenuación de contaminantes, por lo que estos son más vulnerables a la contaminación.

En la tabla 2.4 se presentan las calificaciones que el programa DRASTIC aplica a diferentes tipos de rocas, observándose que los basaltos son muy vulnerables, calificándose con el valor 9, en contraste con otros tipos como se indica en la tabla.

Tipo de suelo

Incluye a la porción superficial del terreno donde generalmente existe una actividad biológica significativa. En esta clasificación, se considera al suelo como la porción superficial de terreno con una profundidad máxima de 2 metros. Los suelos tienen un impacto significativo en la cantidad de agua que se puede infiltrar en el subsuelo y por lo tanto en la habilidad para mover a un contaminante en forma vertical a través de la zona

vadosa. La presencia de materiales finos tales como arcillas, disminuyen la permeabilidad y restringen el movimiento de contaminantes. Por otra parte, existen procesos de filtración, biodegradación, adsorción y volatilización, que remueven partículas contaminantes.

Otra variables es el tipo de suelos, el cual puede variar de una grava a arena y arcilla. En la figura 2.5 se muestra una tabla con calificaciones de acuerdo al tipo de suelos.

Pendiente del terreno

La topografía del terreno ayuda a controlar que el contaminante permanezca en un sitio (donde la pendiente tiende a ser horizontal) o sea arrastrada hacia otros sitios (donde la pendiente es fuerte). Este efecto se encuentra asociado con el grado de infiltración, siendo este menor en las zonas donde la pendiente del terreno es fuerte y mayor donde la pendiente es moderada o nula. En la tabla No. 2.6 se muestran los rangos de calificaciones de acuerdo a la pendiente del terreno.

Zona vadosa

La zona vadosa o zona de aereación, es la que se encuentra entre la superficie del terreno y el nivel estático. En esta porción se producen procesos de biodegradación, neutralización, filtración, reacciones químicas, volatilización y dispersión. El grado de biodegradación y volatilización decrece con la profundidad. De acuerdo a la composición de los materiales que constituyen a la zona vadosa, esta presenta un rango de calificación de vulnerabilidad el cual se muestra en la tabla No. 2.7.

Permeabilidad

La permeabilidad es la facilidad que presenta un medio para que circule el agua a través de él. En zonas donde la permeabilidad es alta, existirá mayor vulnerabilidad a la contaminación. Donde los materiales presentan transmisibilidades bajas, el factor de contaminación disminuye.

Para calcular este factor, inicialmente se mide la permeabilidad del material, ya sea mediante pruebas de bombeo o bien en forma general utilizando tablas como la del tipo de la mostrada en la figura No. 2.8. Posteriormente y conociendo el valor de

permeabilidad, se obtiene la calificación de la vulnerabilidad respecto a este parámetro, la cual se muestra en la tabla No. 2.9.

Cálculo de la vulnerabilidad de una zona

Aplicando los valores de vulnerabilidad para cada uno de los factores mencionados, en los párrafos anteriores se obtiene un valor de vulnerabilidad para un sitio. Así por ejemplo, en una zona con rocas basálticas y una porción de medios granulares las calificaciones serían de 164 y 35 conforme se muestra en la tabla 2.9, siendo los basaltos de mayor vulnerabilidad que los materiales granulares.

Tabla 2.2.- Valores de vulnerabilidad
De acuerdo a la profundidad al nivel estático

Rango en metros	Valor
0-1.5	10
1.5-4.5	9
4.5-9.0	7
9.0-15.2	5
15.2-23.0	3
23.0-30.0	2
30.0-0+	1
Peso específico: 5	

Tabla 2.3.- Recarga neta

Rango en mm	Valor
0-50	1
50-100	3
100-175	6
175-250	8
250-+	9
Peso específico: 4	

Tabla 2.4.- Tipo de roca

Tipo	Rango	Valor Típico
Lutita	1-3	2
Rocas ígneas y metamórficas	2-5	3
Rocas ígneas y metamórficas intemperizadas	3-5	4
Secuencias de capas de arenisca, caliza y lutita	4-6	5
Tilita	5-9	6
Arenisca	4-9	6
Caliza	4-9	6
Arena y grava	4-9	8
Basalto	2-10	9
Caliza cástica	9-10	10
Peso específico: 3		

Tabla 2.5.- Tipo de suelo

Tipo	Valor
Capa delgada o ausente	10
Grava	10
Arena	9
Carbón	8
Agregado de arcillas	7
Mezcla Arenosa	6
Mezcla	5
Mezcla limosa	4
Mezcla arcillosa	3
Abono	2
Arcilla	1
Peso específico: 2	

Tabla 2.6 Pendiente del terreno
(ángulo de inclinación en %)

Rango	Valor
0-2	10
2-6	9
6-12	5
12-18	3
18+	.1
Peso específico: 1	

Tabla 2.7 Zona vadosa

Tipo	Rango	Valor típico
Capa confinante	1	1
Limo o arcilla	2-6	3
Lutita	2-5	3
Caliza	2-7	6
Arenisca		
Horizontes de caliza, arenisca y lutita	4-8	6
Arena y grava con alto contenido de limo y arcilla	4-8	6
Rocas ígneas y metamórficas	4-8	4
Arena y grava	6-9	8
Basalto	2-10	9
Caliza carstica	8-10	10
Peso específico: 5		

Tabla 2.8.- Permeabilidad en varios tipos de roca
Conductividad hidráulica
(m/s)

Rango	Valor
$5 \times 10^{-7} - 5 \times 10^{-5}$	1
$5 \times 10^{-5} - 1 \times 10^{-4}$	2
$1 \times 10^{-4} - 3 \times 10^{-4}$	4
$3 \times 10^{-4} - 5 \times 10^{-4}$	6
$5 \times 10^{-4} - 9 \times 10^{-4}$	8
$9 \times 10^{-4} +$	10
Peso específico: 3	

Tabla 2.9.- Ejemplo del cálculo de vulnerabilidad

Factor	Sierra de basaltos	Valle de material granular Cubierto por arcillas
Nivel estático	5	5
Recarga neta	36	4
Tipo de roca	27	6
Tipo de suelo	20	2
Pendiente del terreno	1	10
Zona vadosa	45	5
Permeabilidad	30	3
Suma	164	35
Clasificación	altamente vulnerable	reducida vulnerabilidad

7.- CARACTERÍSTICAS DEL ACUÍFERO DE LA CIUDAD DE MÉXICO

El presente trabajo tiene como referencia el agua subterránea contenida en el acuífero que subyace a la Ciudad de México y sus alrededores, por lo que se incluyen a continuación las características generales del acuífero, las cuales fueron tomadas de los estudios DGCOH-5-111-1-181-1 y DGOCH-5-111-1-0415.

Geología general

La zona estudiada se encuentra dentro de la Providencia Fisiográfica del Eje Neovolcánico, caracterizada por existir en ella numerosos volcanes que han dado origen a sierras volcánicas y cuencas lacustres. En las primeras, predominan lavas y piroclásticos, mientras que en las cuencas lacustres se interdigitan aluviones, sedimentos lacustres, lavas y piroclásticos de edad que va del Terciario al Reciente. Estas, sobreyacen a rocas calcáreas marinas de edad cretácica.

El Valle de México se encuentra limitado al oeste por sierras andesíticas terciarias (Sierra de Las Cruces); al sur por basaltos cuaternarios (Sierra del Chichinautzin); al norte por rocas volcánicas terciarias (Sierra de Guadalupe); hacia el noreste se abre una planicie lacustre (Exlago de Texcoco) y; en la porción central-este se encuentra una sierra de basaltos cuaternarios (Cerro de La Estrella y Sierra de Santa Catarina). El valle, de forma prácticamente plana, está formado por los sedimentos arcillosos de los antiguos lagos de Texcoco, México, Xochimilco y Chalco.

El valle está formado por sedimentos lacustres que sobreyacen a aluviones y basaltos que forman en conjunto un paquete de materiales de varios cientos de metros de espesor. A profundidades del orden de 1600-2000 metros, se han detectado, mediante perforaciones, rocas sedimentarias marinas del Cretácico.

La zona estudiada es eminentemente volcánica. Está circundada en su mayor parte por sierras que, por su actividad volcánica, formaron cuencas cerradas donde se originaron lagos con sus consecuentes depósitos.

Estratigrafía e historia geológica cretácico

Las rocas más antiguas corresponden a sedimentos calcáreos marinos de edad Cretácica, las cuales no afloran pero han sido encontrados a profundidades de entre 1600 y 2000 metros en perforaciones realizadas por PEMEX en el año de 1986.

Las rocas calcáreas han sido correlacionadas con los sedimentos cretácicos que afloran en el Estado de Morelos, donde por lo general se comportan como impermeables al flujo subterráneo, ya que los pozos perforados en calizas han resultado en su mayoría negativos por bajo rendimiento. Por lo anterior, las rocas calcáreas marinas que han sido detectadas a alrededor de 1600 – 2000 metros de profundidad en el Valle de México, podrían ser pobres geohidrológicamente.

Terciario

Sobre los sedimentos cretácicos se encuentra una alternancia de productos volcánicos y aluviales que alcanzan espesores de alrededor de 2000 metros.

Las rocas aflorantes más antiguas que forman el Valle de México, consisten en rocas volcánicas y material granular del Terciario. Estas, forman las sierras del norte, este y oeste. Dentro de la secuencia volcánica terciaria, F. Mosser (1974) en su cartografía geológica ha distinguido vulcanitas del Mioceno constituyendo a lo que denomina como Sierras Mayores. Tmv. Le sobreyacen andesitas y dacitas también del Grupo Sierras Mayores, así como la Formación Tarango constituida por tobas, aglomerados, depósitos fluviales, delgadas capas de pómez, horizontes de cenizas y arenas, y en algunos sitios intercalaciones de lahares y lacustres, las cuales han sido asignadas al Plioceno Inferior.

Culmina la secuencia terciaria con lavas y piroclásticos que forman los principales conos volcánicos.

Cuaternario

Sobre los depósitos mencionados en el inciso anterior, se encuentran productos volcánicos, sedimentos lacustres y aluviones, todo ello del Cuaternario. Forman la mayor parte de los afloramientos y constituyen el acuífero que es explotado en el valle.

Emisiones volcánicas del cuaternario cerraron la cuenca del Valle de México, la que antes de esta época drenaba hacia el sur. Los productos volcánicos dieron origen a la Sierra del Chichinautzin con el emplazamiento de numerosas lavas y piroclásticos eyectados a través de un gran número de conos volcánicos de tamaño que varía de menos de uno a varios kilómetros de diámetro. Al mismo tiempo, se formó la Sierra de Santa Catarina.

Antes y durante el cierre hidrológico del sur por los volcanes de la Sierra del Chichinautzin, se depositaron aluviones intercalados con corrientes lávicas. El cierre de la cuenca formó grandes lagos que propiciaron el depósito de materiales finos que actualmente funcionan como un acuitardo.

En los lagos formados hacia Texcoco, predominaba el agua salada y la evaporación originaba horizontes salinos o bien agua salobre. En los lagos del centro de México Tenochtitlán y del sur, existía una continua alimentación de aguas provenientes principalmente de los basaltos y piroclásticos de la Sierra del Chichinautzin, lo que dio origen a lagos de agua dulce. Los depósitos arcillosos lacustres producto de los lagos y que actualmente forman la porción superficial del valle, no son homogéneos e incluyen horizontes arenosos. Su estudio ha sido detallado por mecanistas de suelos, debido a su importancia en el asentamiento de la ciudad y su repercusión a obras civiles.

Acuitardo y acuíferos

Arcillas lacustres recientes (acuitardo)

Los sedimentos recientes en el Valle de México, están representados por arcillas de los antiguos lagos de Texcoco, México, Xochimilco, Tlahuac y Chalco. Desde su origen, se distinguieron los depósitos de Texcoco por incluir altos contenidos salinos,

aparentemente producto de manantiales, en contraste con el agua “dulce” hacia el centro y sur.

El espesor de las arcillas lacustres es variable. Va desde más de 100 metros en algunas zonas como Tlahuac-Chalco y Texcoco hasta acunarse y desaparecer en el borde del antiguo lago.

Las arcillas se encuentran saturadas. Presentan una baja permeabilidad, del orden de 10.9 m/seg y geohidrológicamente funcionan como un acuitardo.

Basaltos y aluviones (acuífero)

Los productos volcánicos y aluviones cuaternarios mencionados anteriormente, presenta permeabilidad media o alta. Al encontrarse constituyendo el subsuelo en la zona del valle, forman el acuífero de la región. Cuando afloran en las zonas topográficamente altas, dan origen a zonas de recarga de agua subterránea.

Profundidad al nivel estático

Con los valores relativos a la profundidad al nivel estático medidos en cada uno de los pozos piloto para el presente año de 1995, se trazó una configuración (figura 2.7) que muestra la distribución de valores, la cual va de 30 a 180 metros. Los valores menores, se encuentran hacia la parte central de los valles, mientras que los valores más altos se ubican hacia los flancos de las sierras que circundan al valle.

ZONA METROPOLITANA DE LA CIUDAD DE MÉXICO

En la zona metropolitana de la Ciudad de México que enmarca esencialmente al Distrito Federal, se observan curvas de profundidad entre 100 y 180 metros al pie de la Sierra de Las Cruces. Esto es debido a que los pozos se encuentran perforados en partes altas. Una distribución de valores similar, se observa en los pozos del sistema sur, entre Xochimilco y Tecomitl, donde varios pozos se ubican en zonas topográficamente altas, por lo que la profundidad al nivel estático se encuentra a entre 80 y 130 metros de profundidad, como se marca en las curvas de la configuración piezométrica. En algunos puntos locales como en el pozo del Reclusorio Sur la profundidad al nivel del agua es de 172 metros de profundidad.

Los valores de profundidad disminuyen hacia el valle. Por lo general, en una franja alargada norte-sur en la zona de lomerios del poniente, que va desde Azcapotzalco pasando por la Avenida.

Constituyentes y a lo largo del anillo periférico hasta Perisur y el Estadio Azteca, se encuentran valores de profundidad al nivel estático que van de 50 a 80 metros.

Valores menores de 60 metros dominan la parte central de los valles. En los alrededores del aeropuerto Internacional Benito Juárez, la profundidad al nivel del agua es de 40 metros, al oeste del aeropuerto, entre la Avenida Eduardo Molina y la Calzada Ignacio Zaragoza, se encuentra una zona con valores de 30 metros; hacia el centro histórico y entre la Avenida Insurgentes, el Viaducto Miguel Aleman, el aeropuerto Internacional Benito Juárez y Los Indios Verdes, se encuentra la zona con profundidades de entre 30 y 40 metros.

Hacia el valle de Xochimilco-Tlahuac, el nivel del agua se encuentra a profundidades de entre 30 y 50 metros. En la batería de pozos Tlahuac-Neza, se presentan valores de alrededor de 50 metros de profundidad al nivel estático.

VALLE DE CHALCO

En la porción suroriental de la zona de trabajo se encuentra el valle de Chalco, donde las profundidades máximas al nivel del agua se ubican hacia los flancos de las sierras. Al norte del valle, en los alrededores de San Francisco Acuautla, el nivel estático se encuentra a poco más de 80 metros de profundidad. En las estribaciones de las sierras de Santa Catarina y El Pino, el nivel se encuentra a 60-70 metros de profundidad y en la Sierra del Chichinautzin a 50-60 metros.

Los valores disminuyen hacia el valle, donde se registraron profundidades en algunos casos menores de 30 metros. En los pozos que constituyen la batería Mixquic-Santa Catarina, localizados en el límite entre el Distrito Federal y el Estado de México, las profundidades al nivel del agua varían alrededor de 30 metros. Al sur de Chalco, se encuentran varios pozos con niveles estáticos más someros, posiblemente debido a la influencia de un acuífero colgado, freático, ya que alrededor de ellos se presentan valores de entre 30 y 40 metros de profundidad al nivel estático.

VALLE DE TEXCOCO

En la zona noreste del área estudiada se encuentra el valle de Texcoco, donde la profundidad al nivel estático presenta las características siguientes:

Hacia el centro del vaso del exlago de Texcoco, se encuentran los niveles más someros-- los cuales son menores de 30 metros. Prácticamente en todo el vaso del lago de Texcoco el nivel estático se encuentra a profundidades de entre 30 y 40 metros.

Hacia los flancos de la sierra y conforme la topografía se eleva, se presentan profundidades al nivel estático ligeramente mayores que en el valle. En el poblado de Texcoco y en una franja orientada norte-sur que se extiende desde Chiconcuac y Papalotla hasta Chicoloapan de Juárez, las profundidades al nivel estático varían entre 40 y 60 metros.

ÁREA DE CHICONAUTLA

En el extremo norte de la zona estudiada se localizan en el poblado de Ojo de Agua y el Cerro de Chiconautla, en cuyos alrededores se encuentran perforados varios pozos cuyos niveles estáticos se ubican a alrededor de 50 metros de profundidad.

ELEVACIÓN DEL NIVEL ESTÁTICO

Por lo que se refiere al área correspondiente al Distrito Federal, se observan elevaciones que van de 2230 metros sobre el nivel del mar en la zona sur-poniente (Contreras, Pie del Ajusco) y que disminuyen paulatinamente hacia el oriente y nor-oriente. En general, al pie de las sierras del poniente y sur, se encuentran las equipotenciales 2230 a 2180, indicando una zona de alimentación por flujo subterráneo que va de las elevaciones topográficas hacia el valle.

Dentro del acuífero alojado en el valle de la Ciudad de México, las curvas piezométricas permiten la diferenciación de tres zonas: Azcapotzalco, centro y centro-este. Tlalpan-Xotepingo.

En el área de Azcapotzalco se encuentra un cono piezométrico delimitado por las curvas con valores 2190, 2180 y 2175 msnm. Se hace notar de que esta distribución de curvas

cerradas formando el cono piezométrico, se ha venido observando desde el año de 1984, siendo notorio que en los últimos años el nivel se ha recuperado.

Por lo que se refiere a la zona centro-este, delimitada por la curva 2195 msnm, que tiene un trazo aproximado que va de la Calzada de Tlalpan hacia el oriente rumbo al aeropuerto Internacional Benito Juárez. Hacia la parte central de esta área, se encuentran tres curvas cerradas con valores de 2200 msnm que forman en general una zona piezométrica ligeramente más alta que su entorno. De acuerdo al conocimiento obtenido mediante los diversos estudios que se han realizado, se deduce que este “domo” piezométrico (o elevaciones ligeramente mayores) ubicados hacia el Centro Histórico, son debidas a la presencia de espesores fuertes de materiales arcillosos, cuyo drenado es lento; además, en esta zona la extracción de agua del subsuelo es mínima, mientras que hacia sus alrededores se encuentra un mayor número de pozos con su consecuente extracción y abatimiento.

Hacia el área de Tlalpan-Xotepingo, se encuentra un cono piezométrico que se ha venido formando y agregando en los últimos años. Este, está delimitado actualmente por la curva 2180 msnm y se extiende desde el Cerro de La Estrella al noreste, hasta el Estadio Azteca al suroeste. Su formación ha sido la consecuencia de la concentración de la extracción de agua subterránea en esta porción.

Valle de Chalco

En el Valle de Chalco se trazaron curvas piezométricas que van de 2220 a 2200 metros sobre el nivel del mar. Los valores mayores se ubican hacia los flancos de las sierras y disminuyen hacia el centro del valle, de donde se deduce un gradiente piezométrico del norte al sur o sea de las Sierras de Santa Catarina y El Pino, hacia el Valle de Chalco; del este al oeste o sea de la Sierra Nevada a la altura de San Martín Cuautlalpan hacia Chalco; de sur a norte o sea de los poblados de Tecomitl y Temamatla hacia Chalco y; del poniente al oriente o sea de Tlahuac hacia Chalco.

Esta zona forma un subsistema acuífero que se puede estudiar en forma independiente a los descritos anteriormente. Presenta un puerto topográfico hacia el norte, entre las Sierras de Santa Catarina y El Pino. Hacia el oeste, a la altura de Tlahuac, existe un parteaguas subterráneo que indica que no hay movimiento o paso del agua de este valle hacia el oeste.

Al oriente del valle, se encuentran algunos puntos con cotas piezométricas arriba de 2220 msnm, que permiten el trazo de curvas aisladas. Estas zonas podrían estar influenciadas por condiciones locales, posiblemente horizontes arcillosos de menor permeabilidad comparativamente con las áreas circundantes, lo que motiva movimientos de agua con diferentes velocidades y el establecimiento de variaciones en los gradientes hidráulicos.

Valle de Texcoco

Hacia el noreste de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México se encuentra el poblado de Texcoco, así como la zona plana del exvaso del lago de Texcoco. En su conjunto, se denominó en el presente trabajo como "Subsistema Acuífero de Texcoco". En ésta área se delimitaron curvas piezométricas que van de 2195 a 2240 msnm. Los valores mayores se localizan al pie de las elevaciones topográficas que se encuentran al este de Texcoco, a partir de donde disminuyen en dirección al poniente indicando un flujo de agua subterránea en la misma dirección. A partir de las Sierras de Santa Catarina y El Pino (que limitan a éste valle en su porción sur), se presentan curvas de 2220 msnm que disminuyen en dirección al norte.

Alrededor de la Sierra de Guadalupe (en la porción occidental de este valle), existe también un flujo o recarga de agua subterránea hacia el Valle de Texcoco, el cual fue marcado con las curvas 2195 y 2200 msnm.

Como se observa en el plano de la figura 3.2, existe un parteaguas subterráneo al noroeste del Aeropuerto Internacional Benito Juárez de la Ciudad de México, que ocasiona una bifurcación; un flujo que se establece hacia Azcapotzalco y otro que se dirige al Valle de Texcoco. Hacia el sureste del aeropuerto, existe comunicación entre los dos subsistemas acuíferos mencionados, aunque hacia Texcoco el gradiente hidráulico es prácticamente nulo. Por ello, se optó por dividir a los valles de la Ciudad de México y el de Texcoco, trazando una línea divisoria entre la Sierra de Guadalupe, el Aeropuerto Internacional, El Peñón del Marqués y la Sierra de Santa Catarina.

El flujo dentro del Valle de Texcoco, es en general de tipo radial, tendiendo a fluir hacia el centro del mismo. Presenta dos salidas subterráneas. La primera al suroeste (hacia la Ciudad de México) y la segunda hacia el noroeste (hacia Chiconautla). En Chiconautla por considerarse conveniente se cerró el sistema acuífero de Texcoco marcando un parteaguas subterráneo que cruza el valle entre las dos elevaciones topográficas.

Evolución del nivel estático

Las configuraciones piezométricas son una forma de representar gráficamente al acuífero. El estudio de estas configuraciones en diferentes fechas, permite deducir las variaciones que ha sufrido como consecuencia esencialmente de la extracción de agua por bombeo.

Utilizando los valores obtenidos en el presente año de 1995, se calcularon evoluciones del nivel estático para un período de 1985-1995 y 1993-1995.

Evolución del período 1985-1995

Se trazó una configuración (figura 2.9) observándose valores que van de 0 a -15 metros

En la Ciudad de México, en la porción comprendida por el Distrito Federal, las menores evoluciones registradas se encuentran en la parte norte mientras que las evoluciones negativas o abatimientos más fuertes se registraron hacia el sur.

En el norte, alrededor de Azcapotzalco, se trazó la curva 0 que indica que el nivel estático no ha variado en los últimos 10 años. Hacia el sur de Azcapotzalco o sea entre la Calzada México-Tacuba y continuando al sur hasta aproximadamente la Avenida Río Churubusco, la evolución fue negativa o sea que existió un abatimiento de entre 5 y 10 metros.

Continuando hacia el sur y en una zona entre el Río Churubusco y el anillo periférico sur, se encuentran abatimientos mayores, los que en general van de 10 a 13 metros con algunas áreas donde alcanzan los 15 metros.

La evolución del nivel estático en los últimos 10 años es un reflejo de la extracción de agua subterránea, la cual ha sido comparativamente mayor hacia el sur. Al centro y norte de la ciudad, la extracción ha disminuido, además de que el rendimiento de los pozos es menor.

En los alrededores del Valle de Chalco, se presentan abatimientos que van de 0 a 13 metros. Los valores que predominan en prácticamente todo el valle son de -10 a -12 metros para el período mencionado, lo que equivale a un abatimiento medio anual de 1 metro por año. En este valor medio, se debe de tomar en consideración que hacia el año

de 1985 la extracción de agua en esta zona era baja y por lo tanto la evolución del nivel fue mínima, mientras que, hacia 1995 las extracciones se presentan en mayor rango y consecuentemente los abatimientos son mayores.

En el área de Texcoco la historia piezométrica permite obtener solo datos parciales de la evolución para el período de 1985-1995. Solamente al sur del poblado mencionado se marcan las evoluciones de -5 a -13 metros.

LA GEOHIDROLOGIA EN LA RESTAURACION DE ACUIFEROS



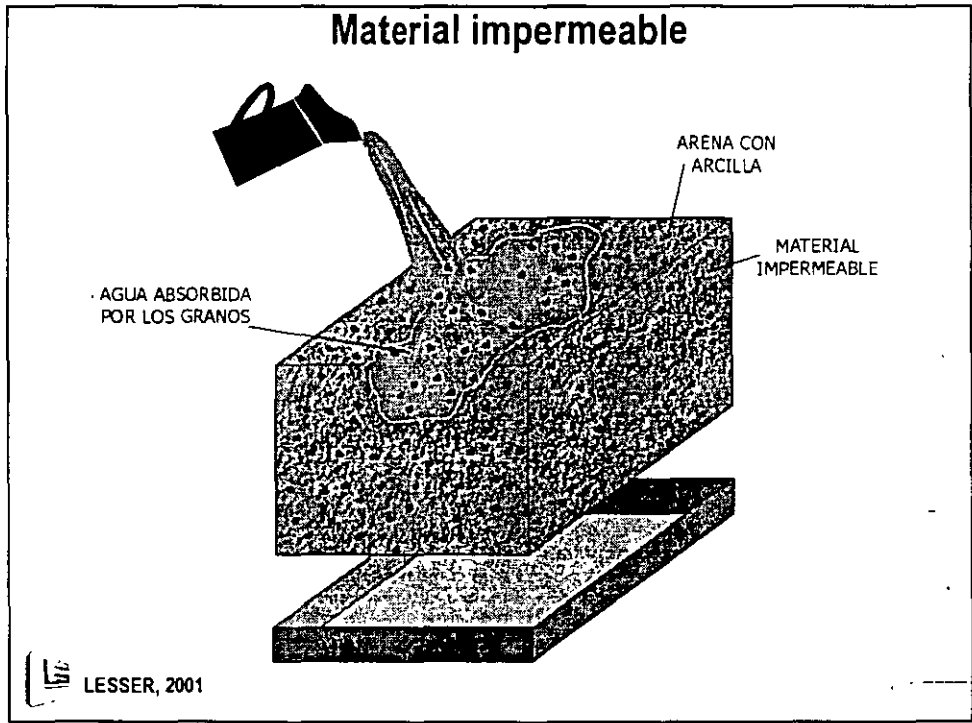
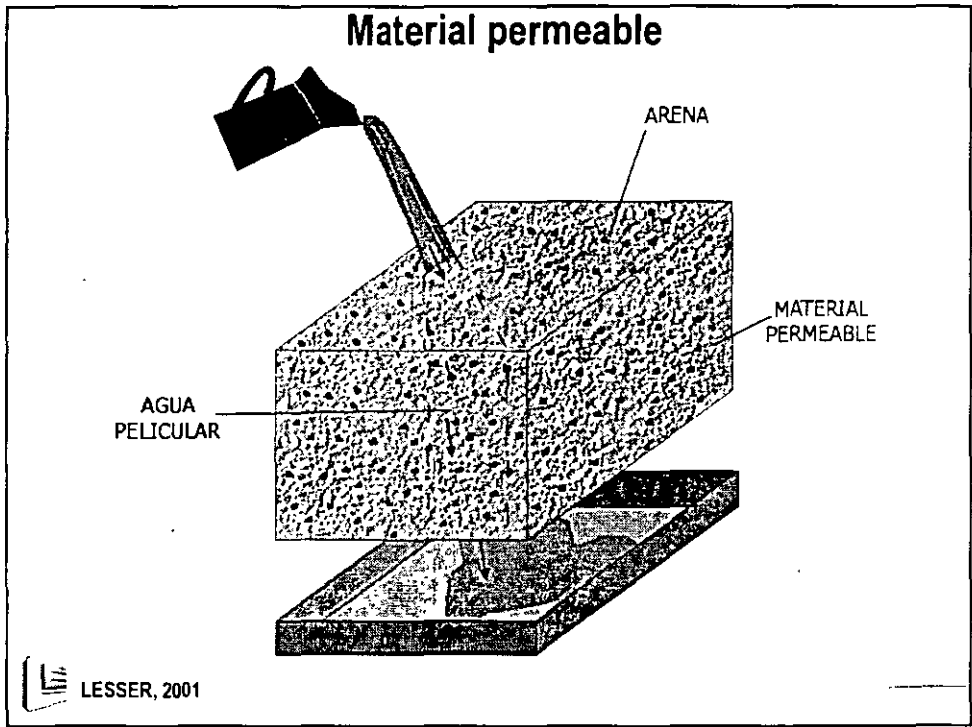
LESSER, 2001

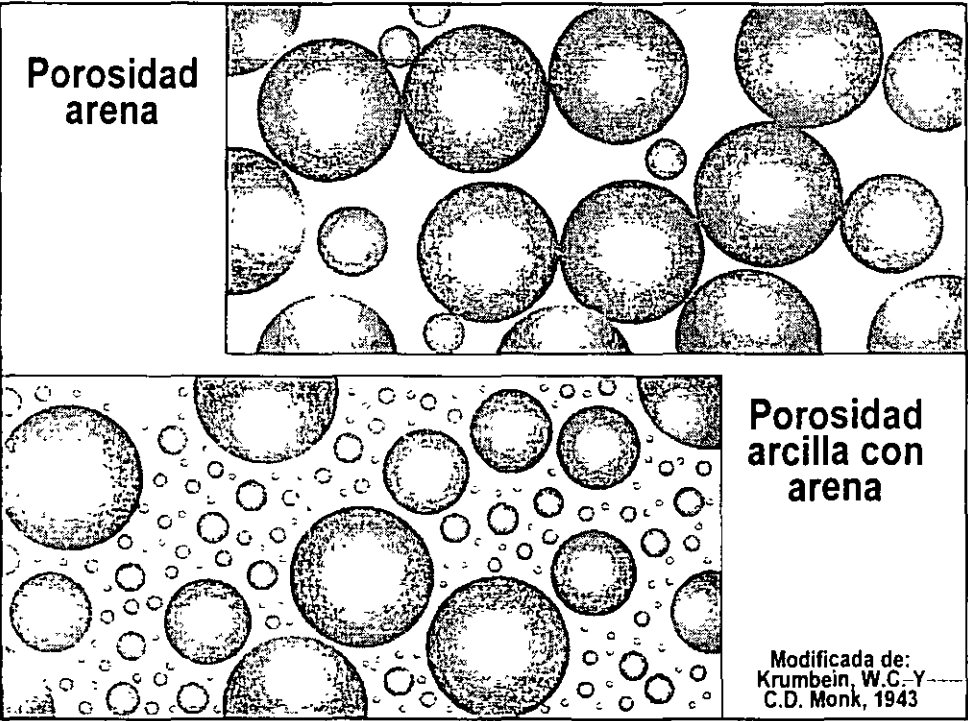
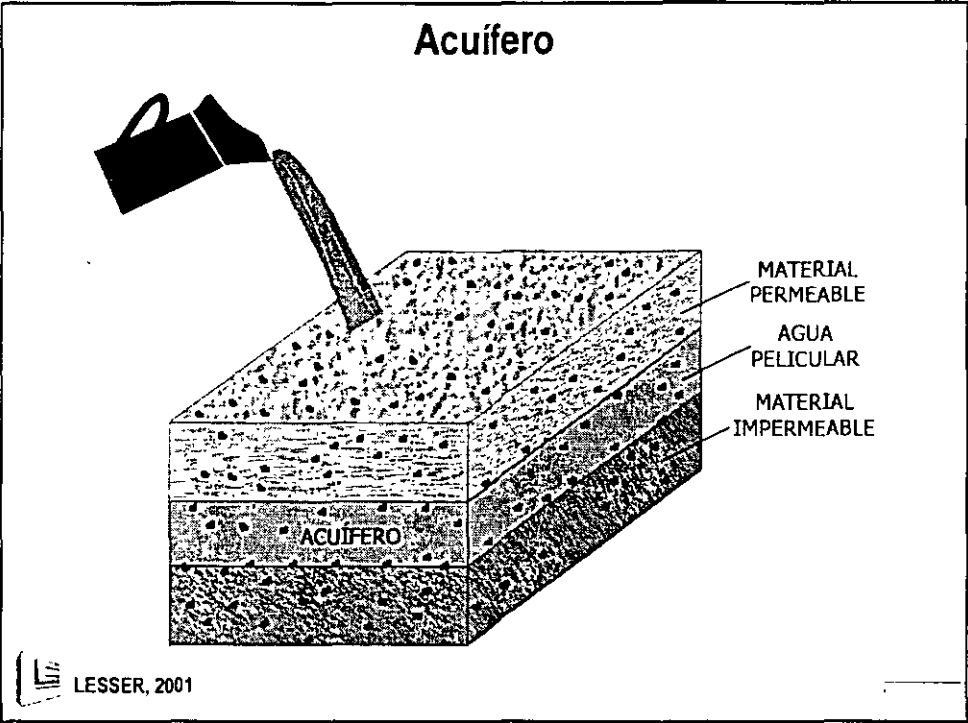


Primera parte

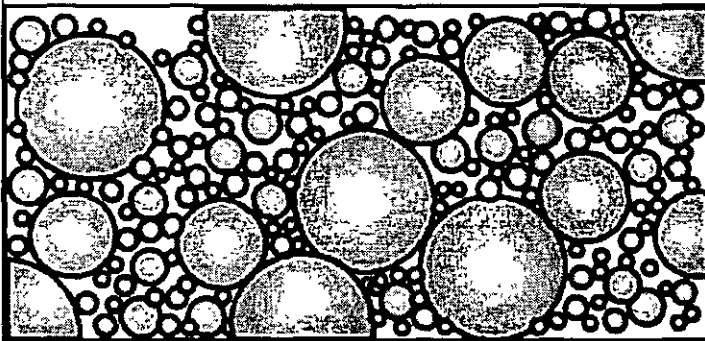
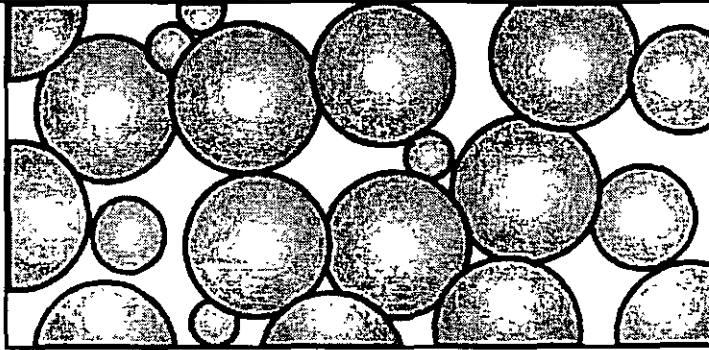
La Geohidrología en la restauracion de sitios contaminados

■ Por: Ing. Juan Manuel Lesser



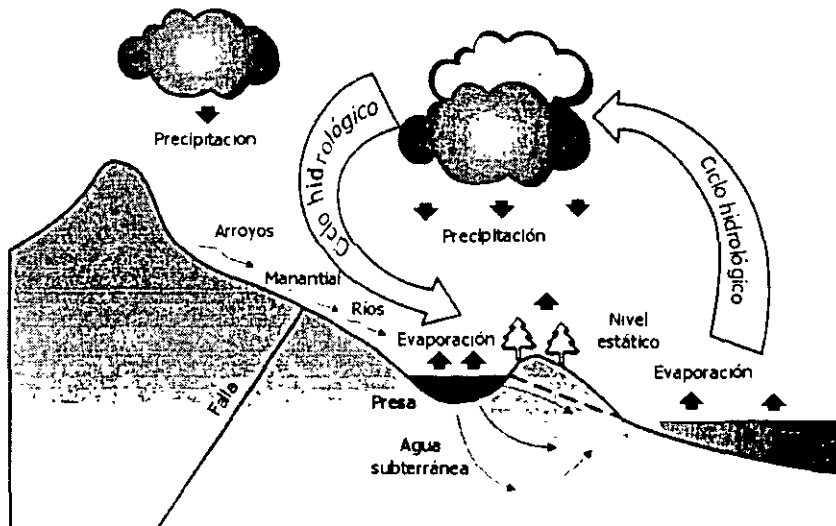


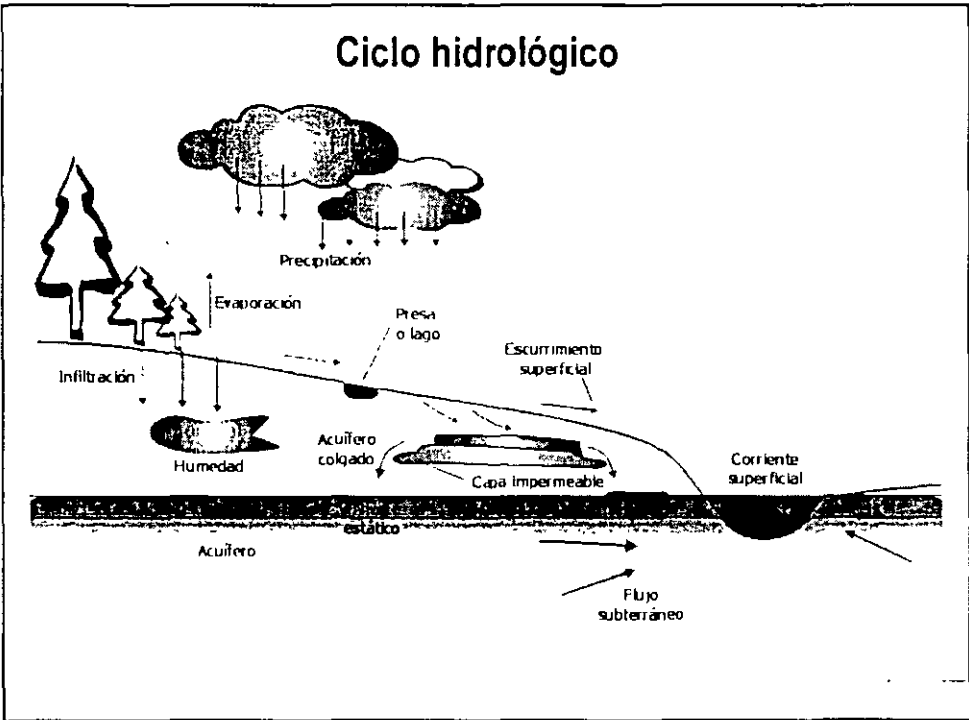
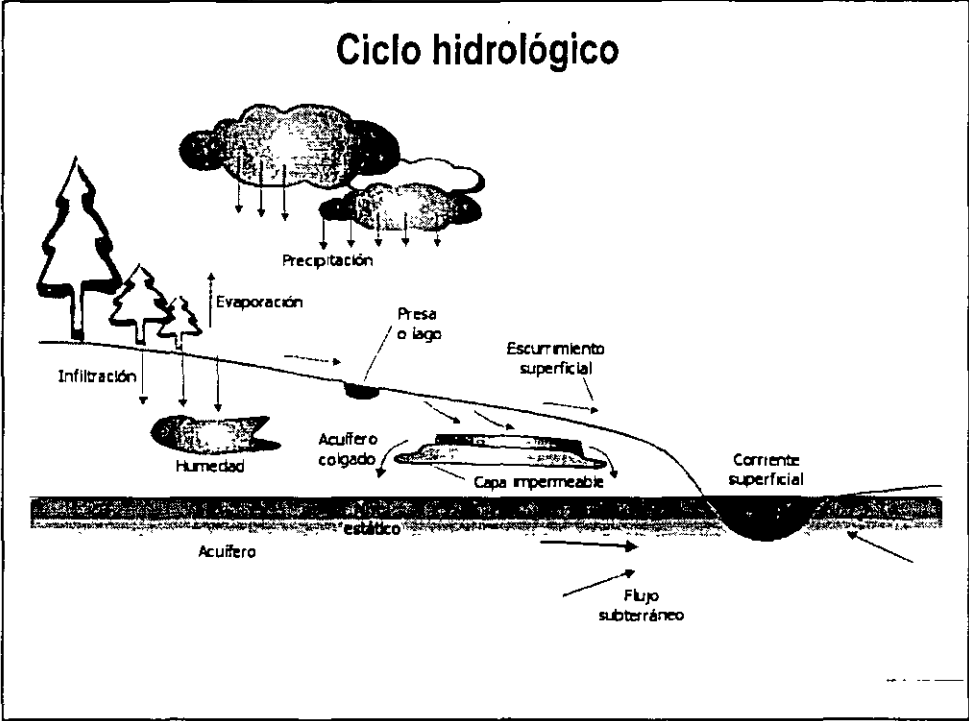
Agua pelicular en un medio poroso



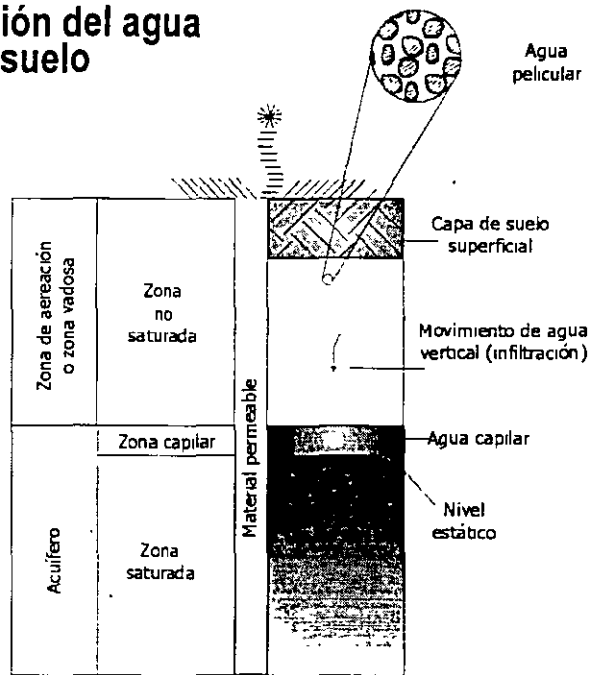
Modificada de:
Krumbein, W.C.-Y—
C.D. Monk, 1943

Ciclo hidrológico



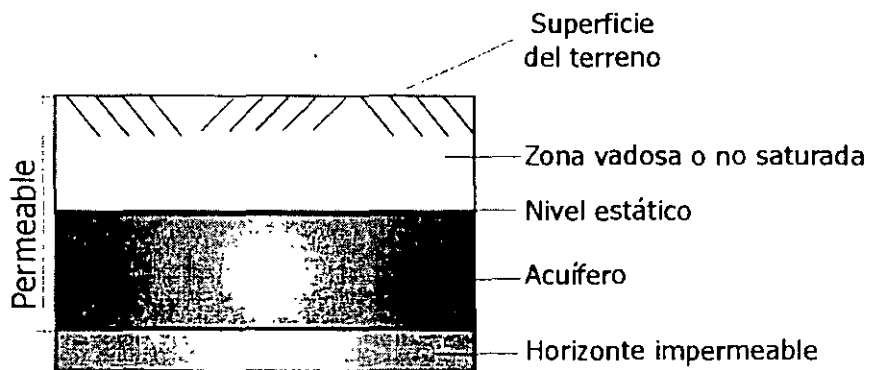


Distribución del agua en el subsuelo

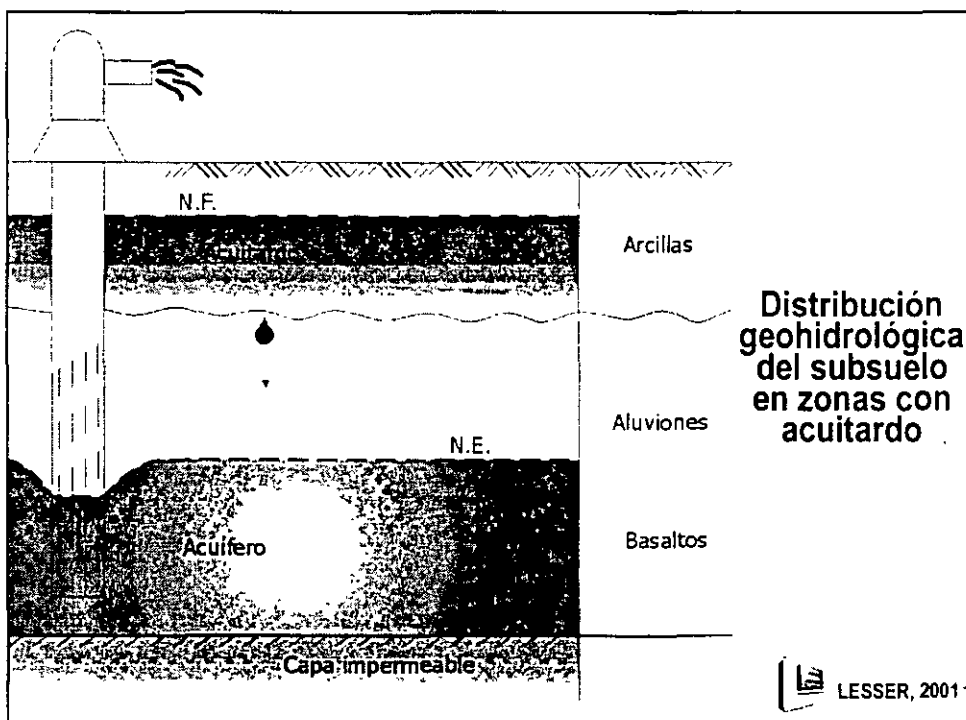
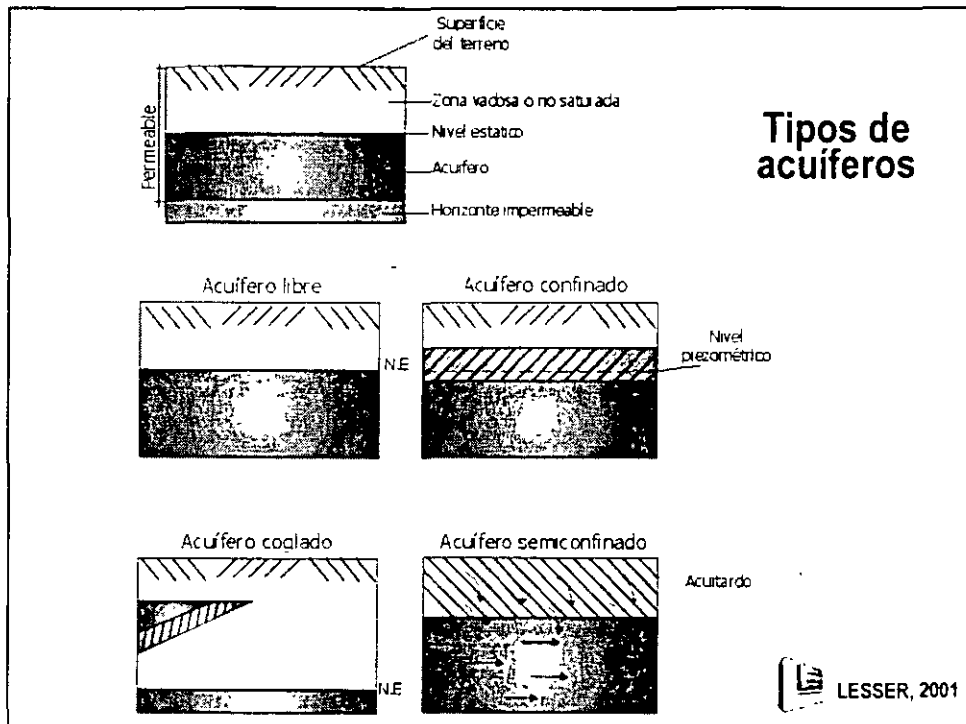


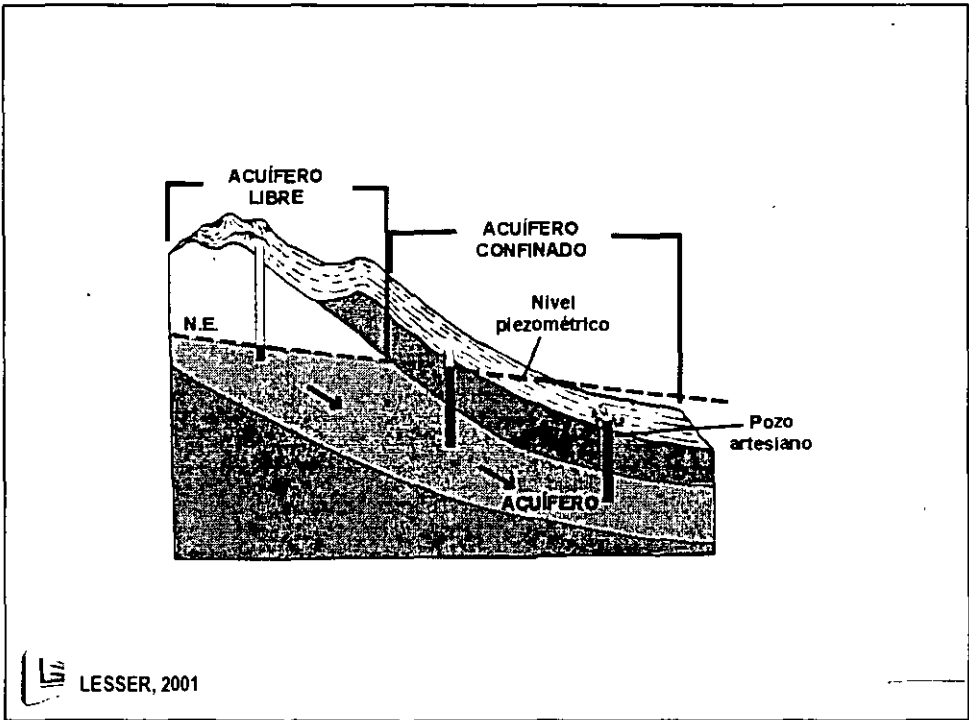
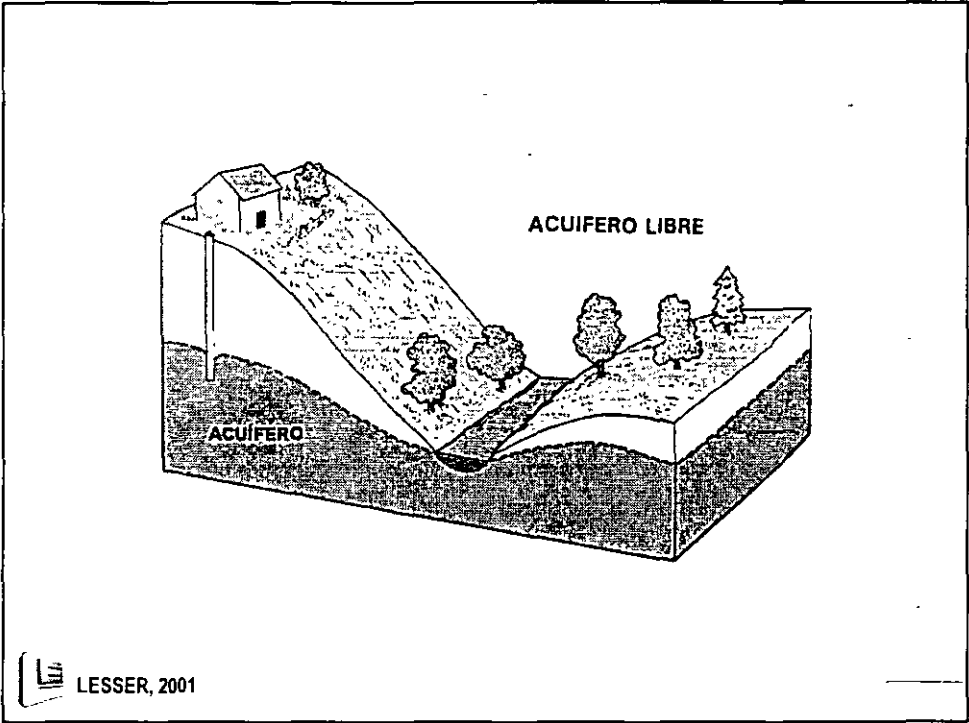
LESSER, 2001

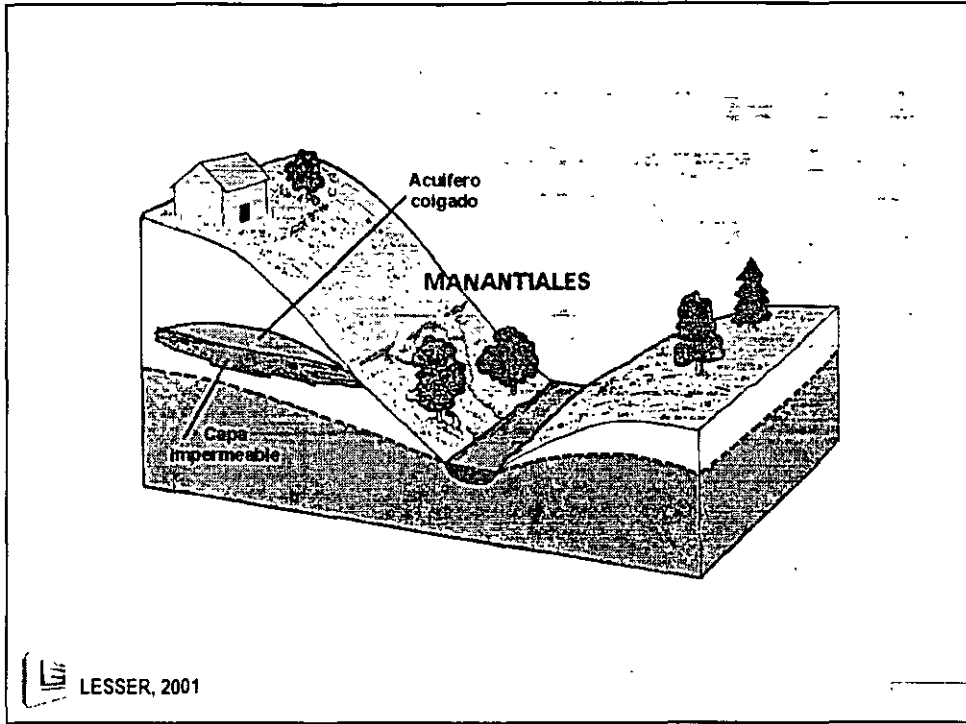
Acuífero



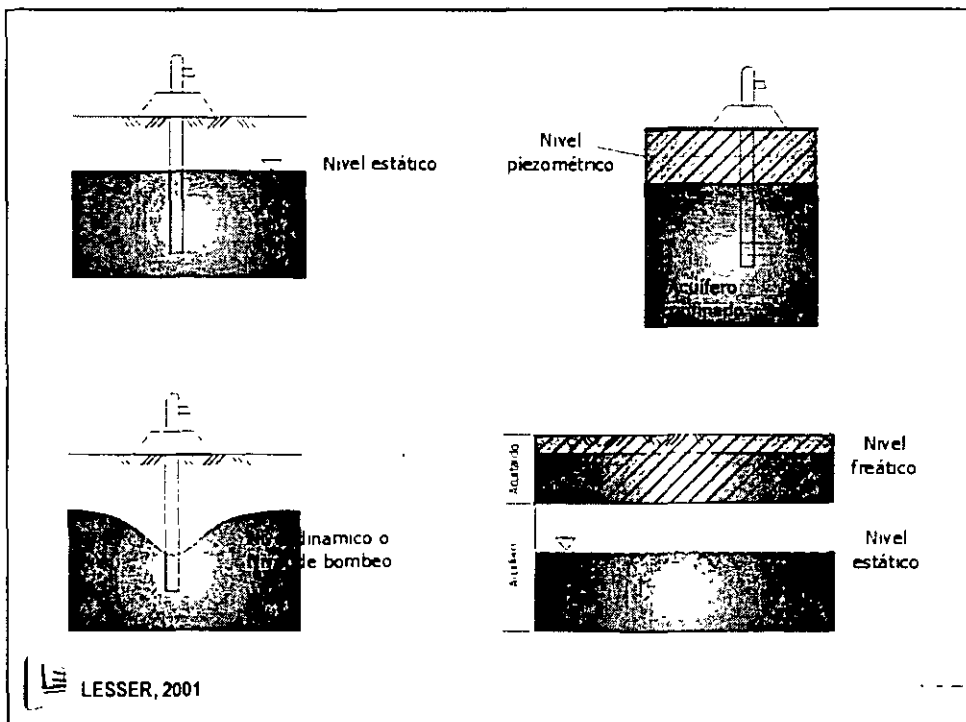
LESSER, 2001



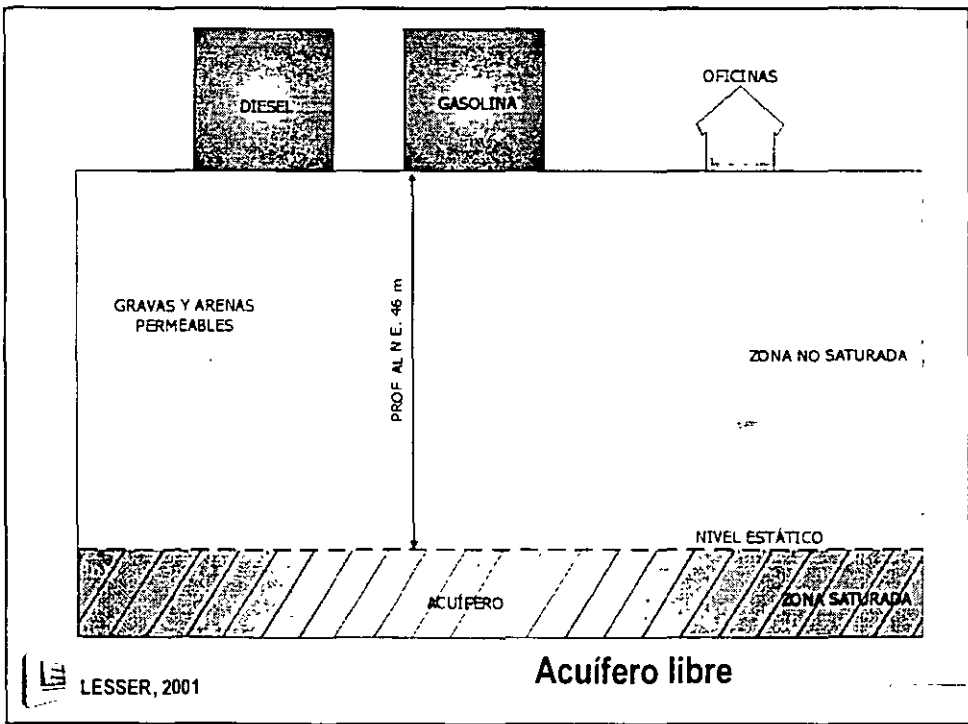
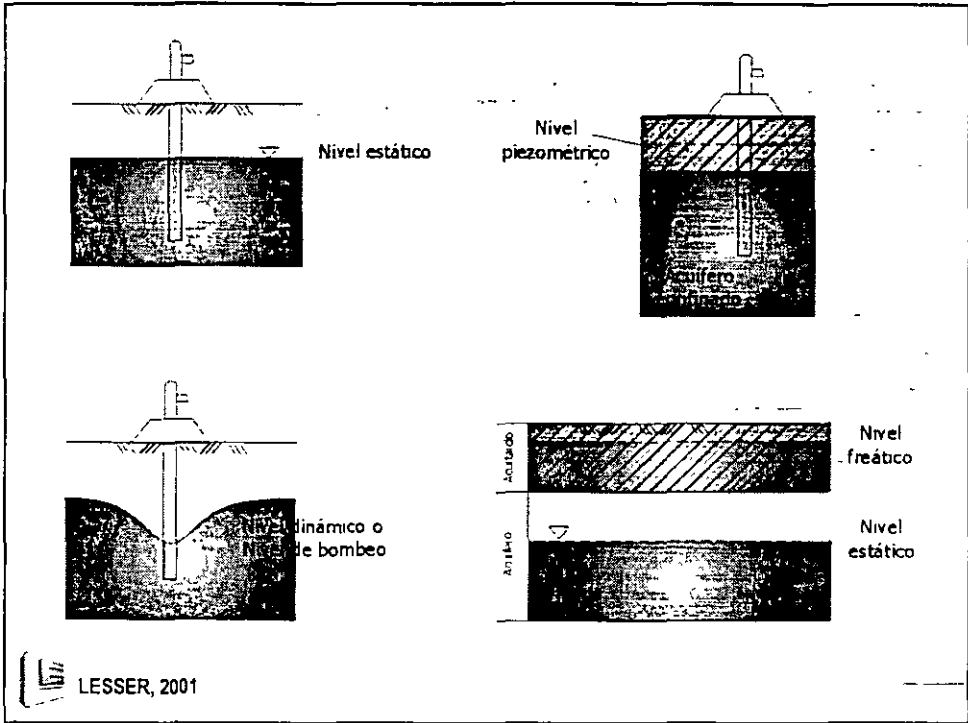


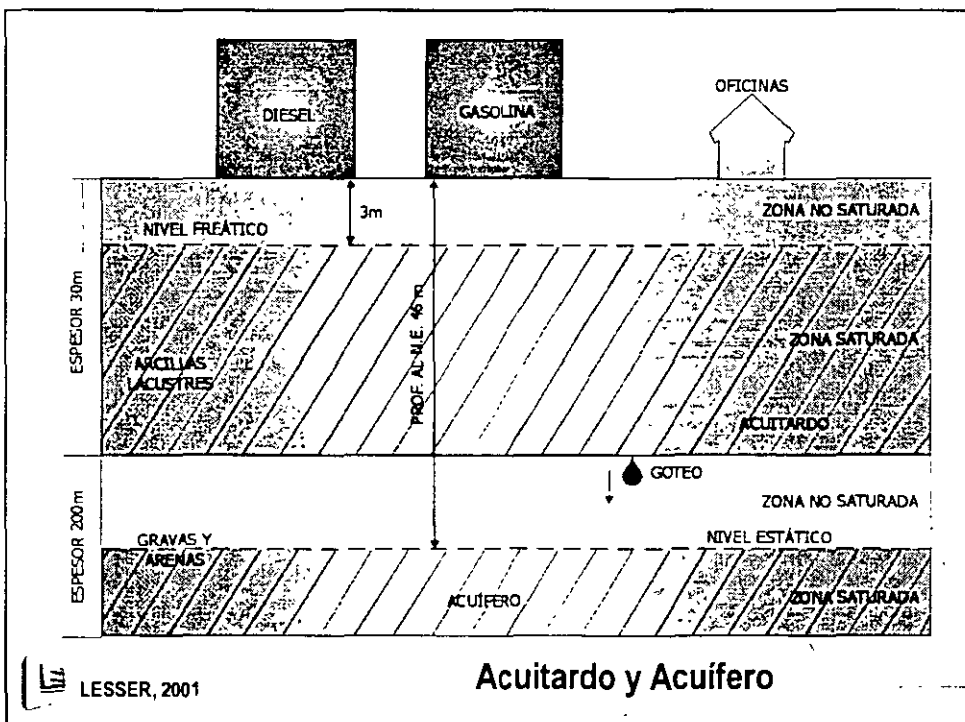
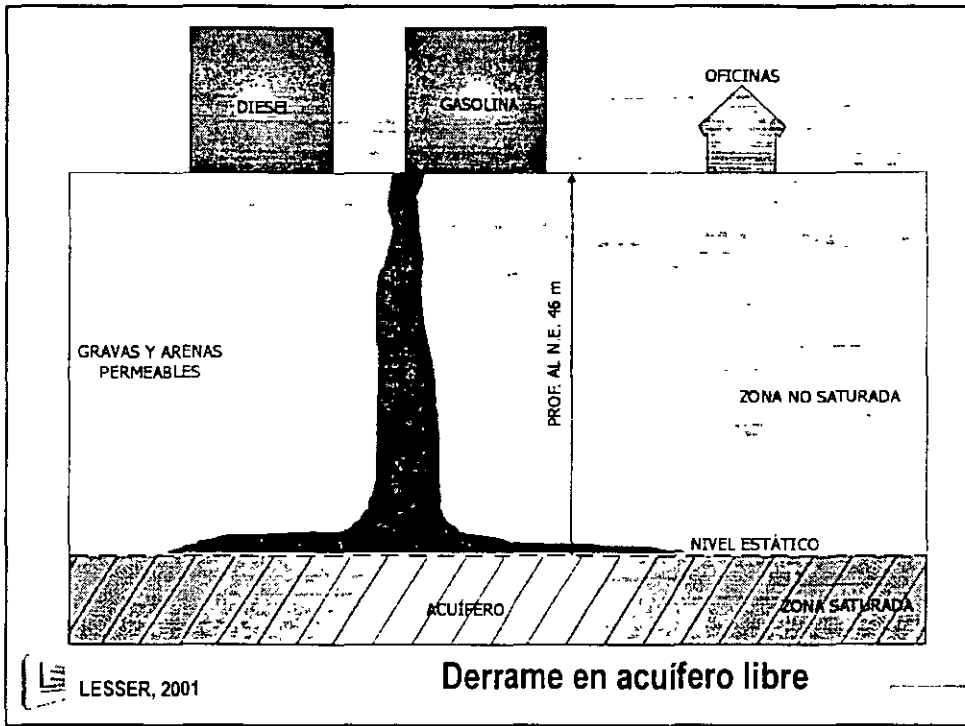


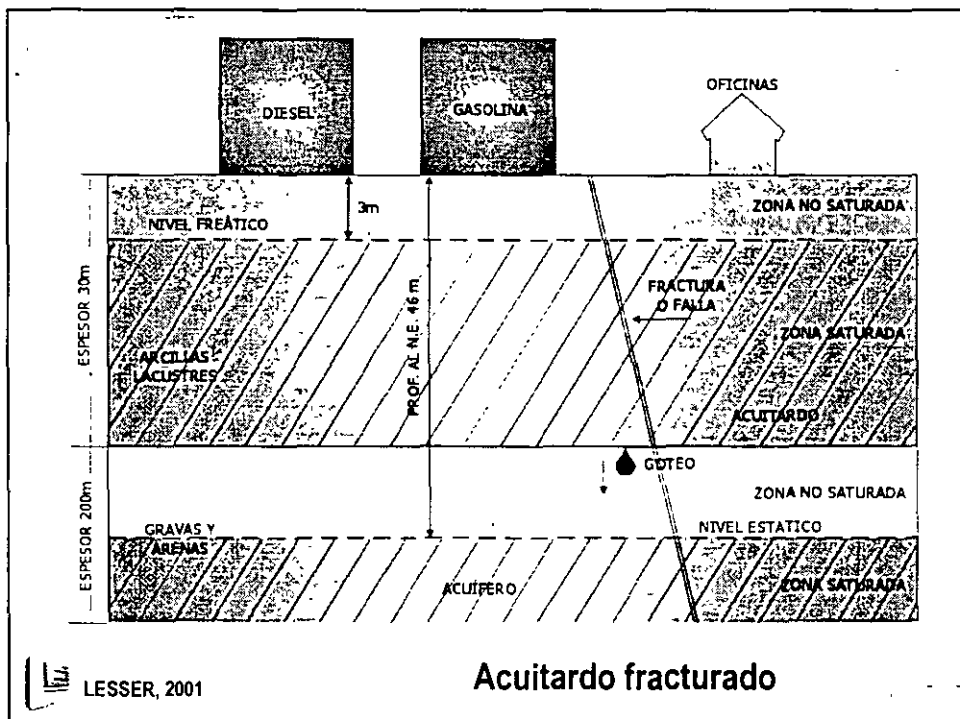
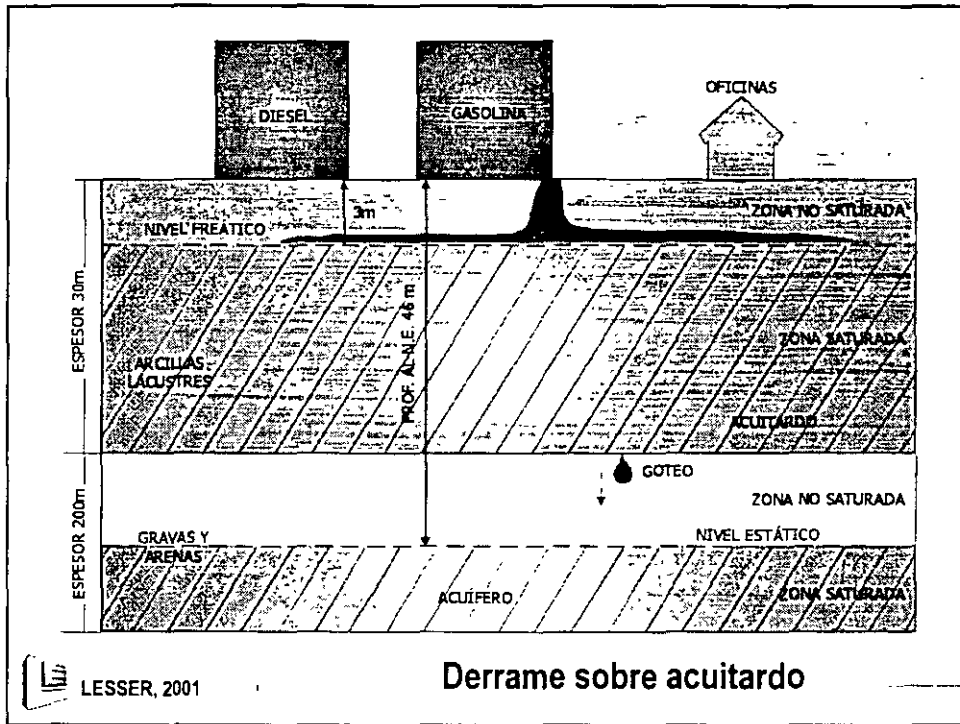
LESSER, 2001

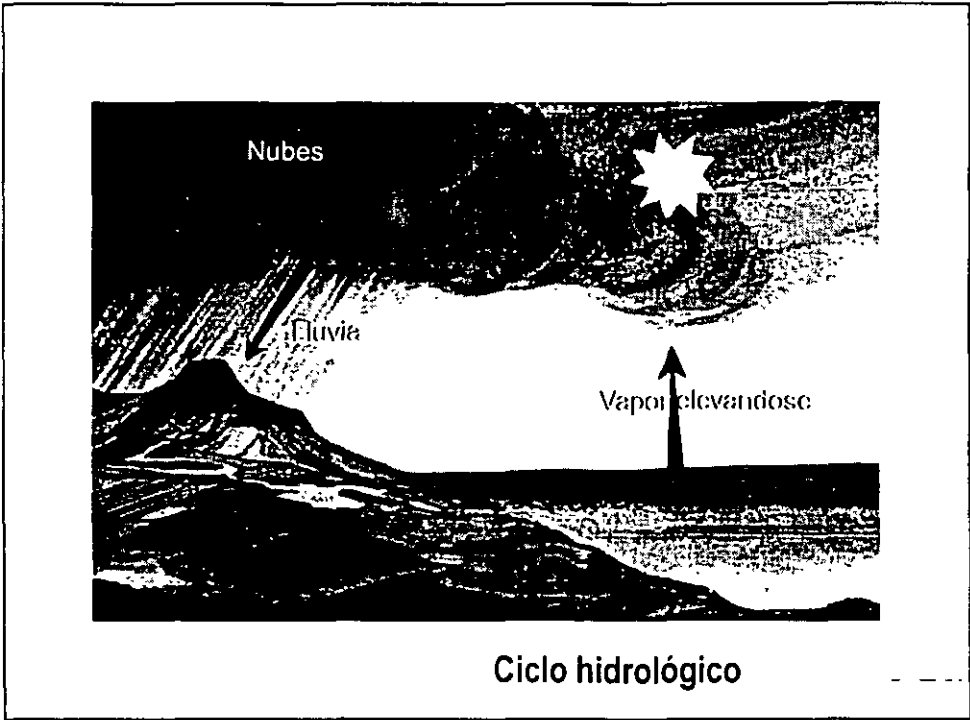
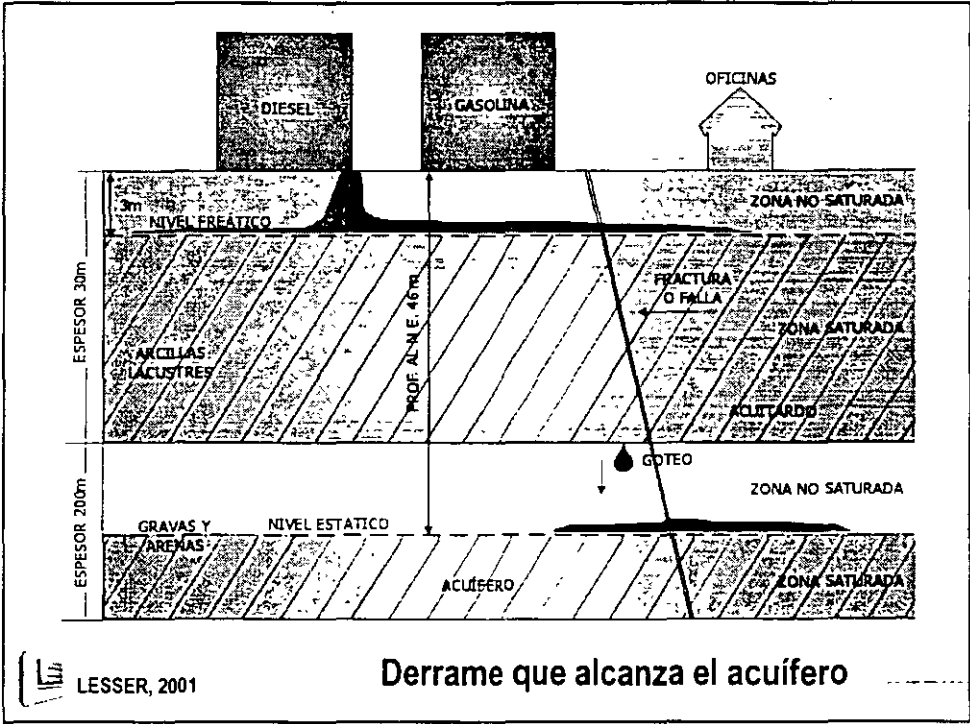


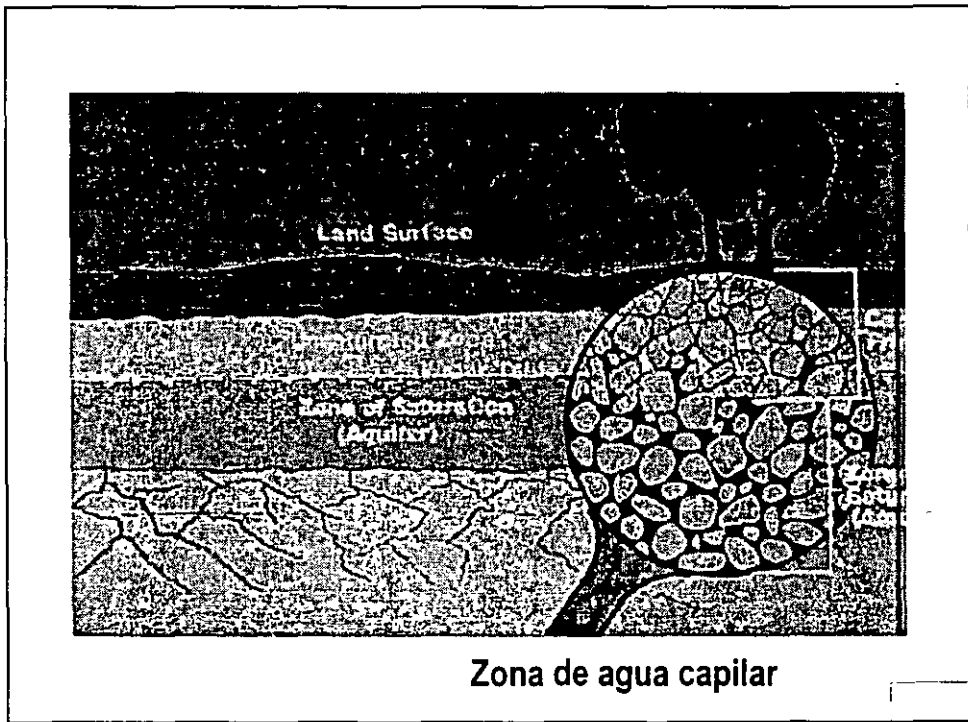
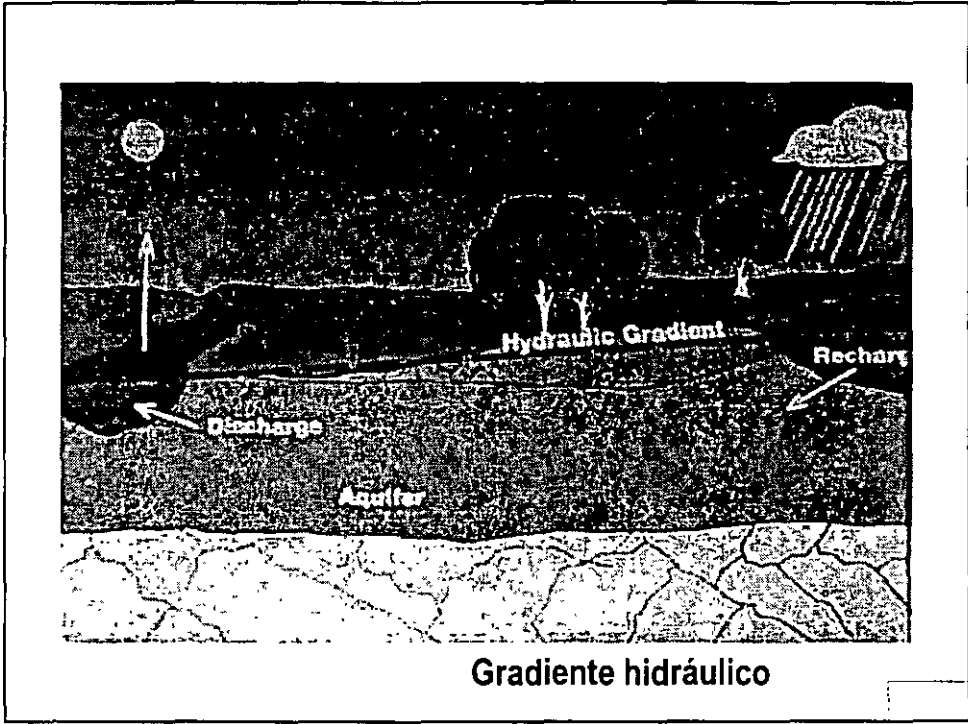
LESSER, 2001

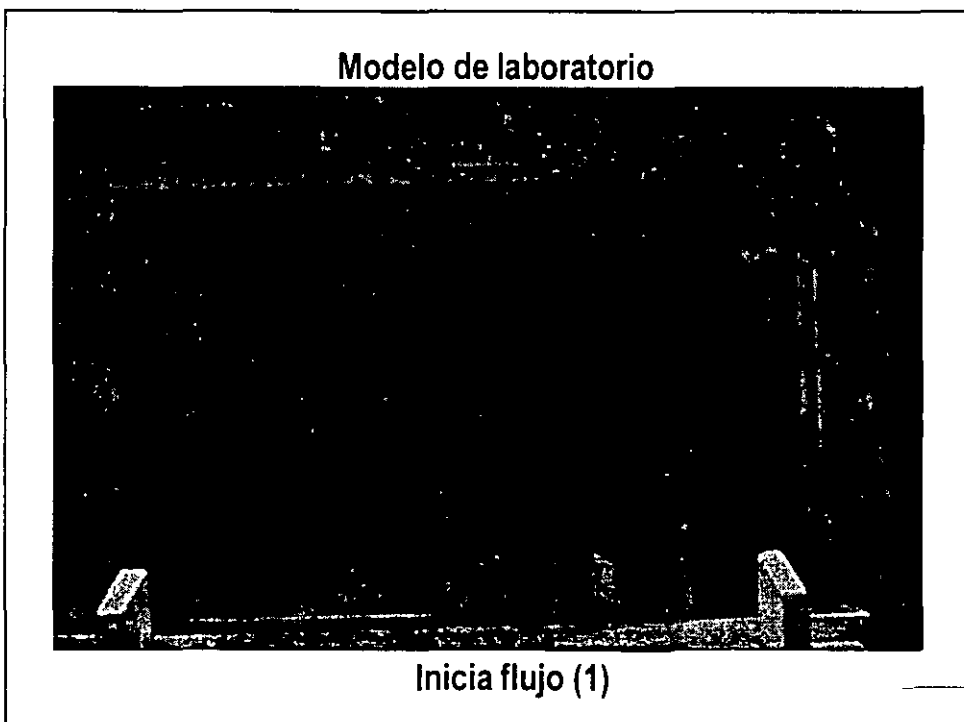
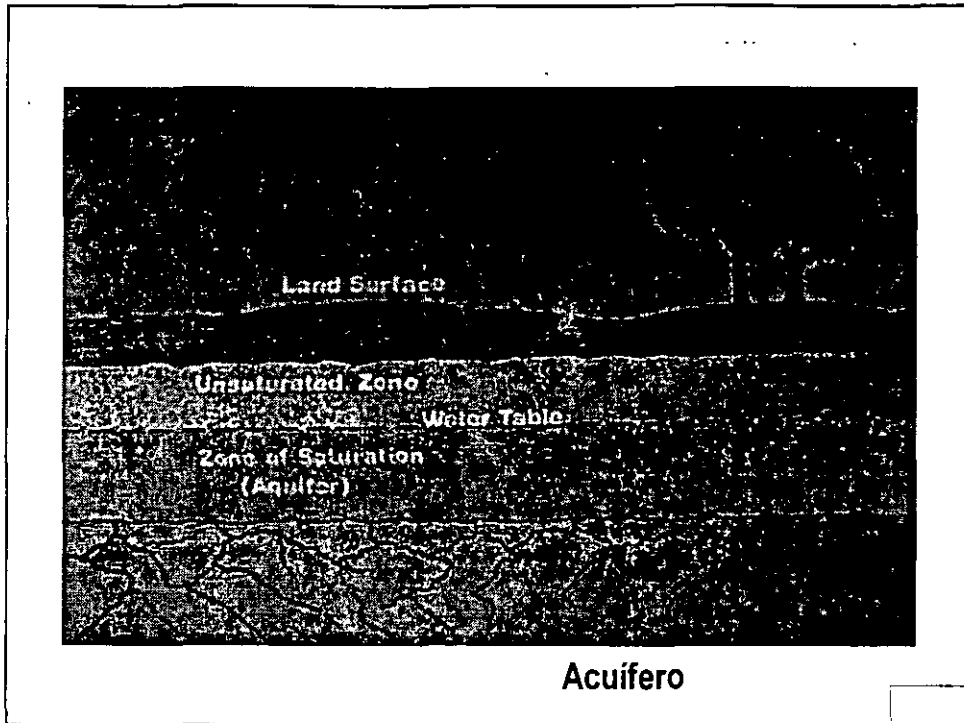










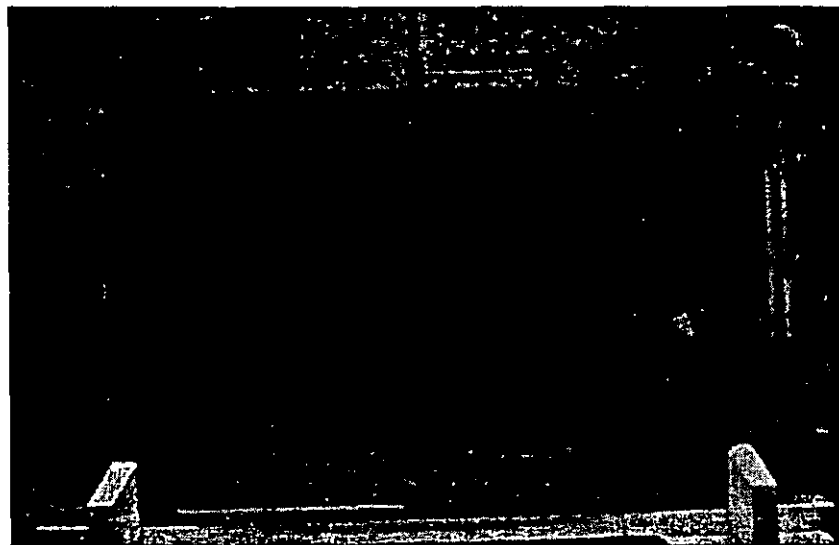


Modelo de laboratorio



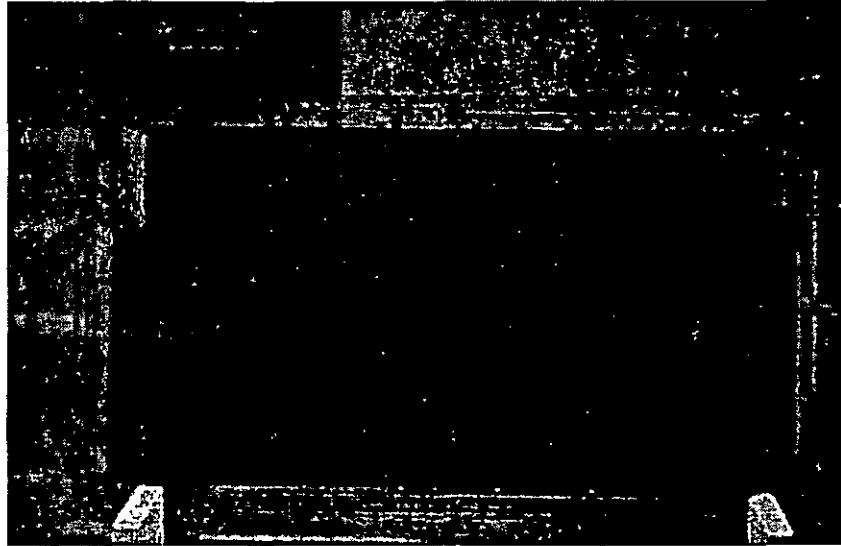
Continua flujo (2)

Modelo de laboratorio



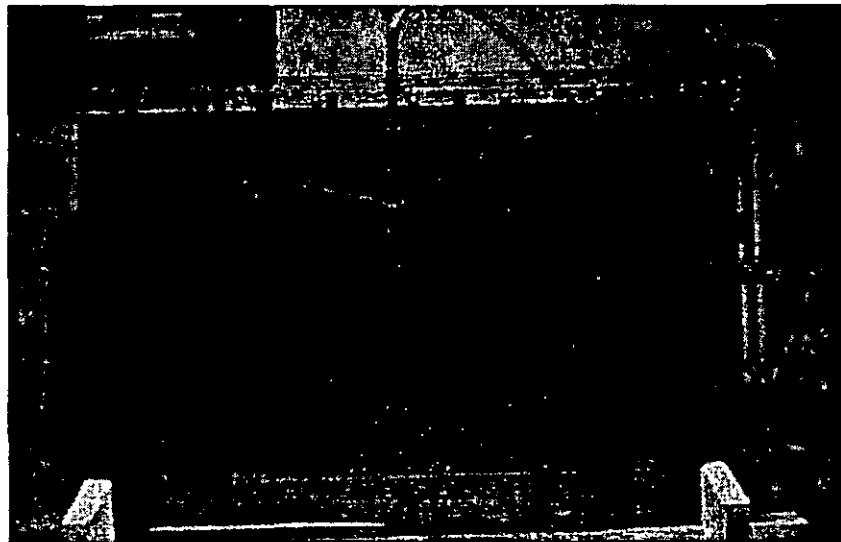
Continua flujo (3)

Modelo de laboratorio

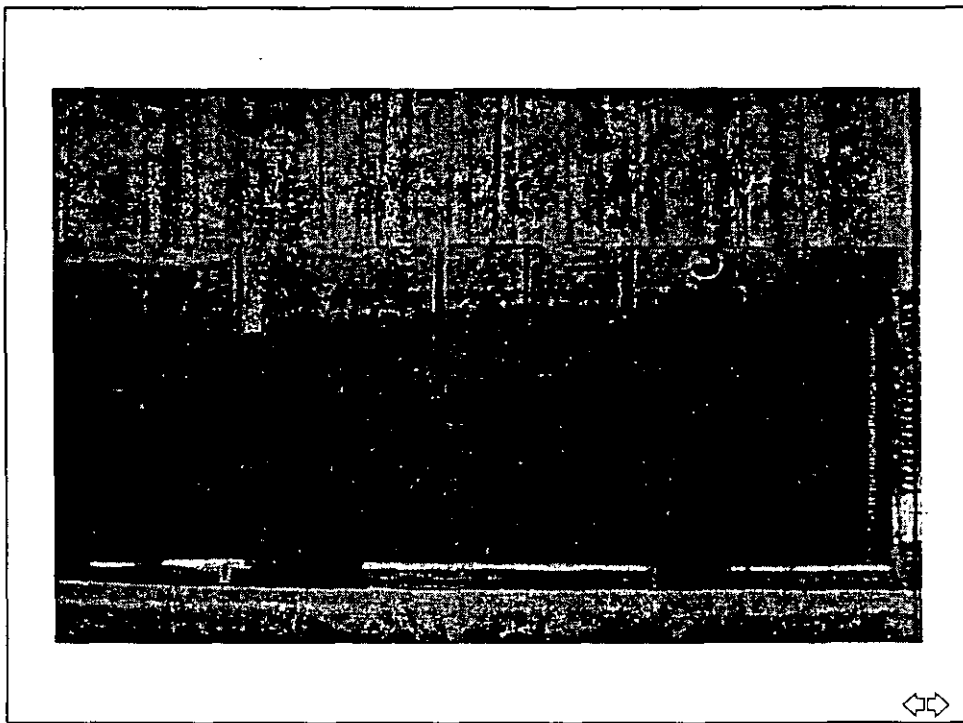
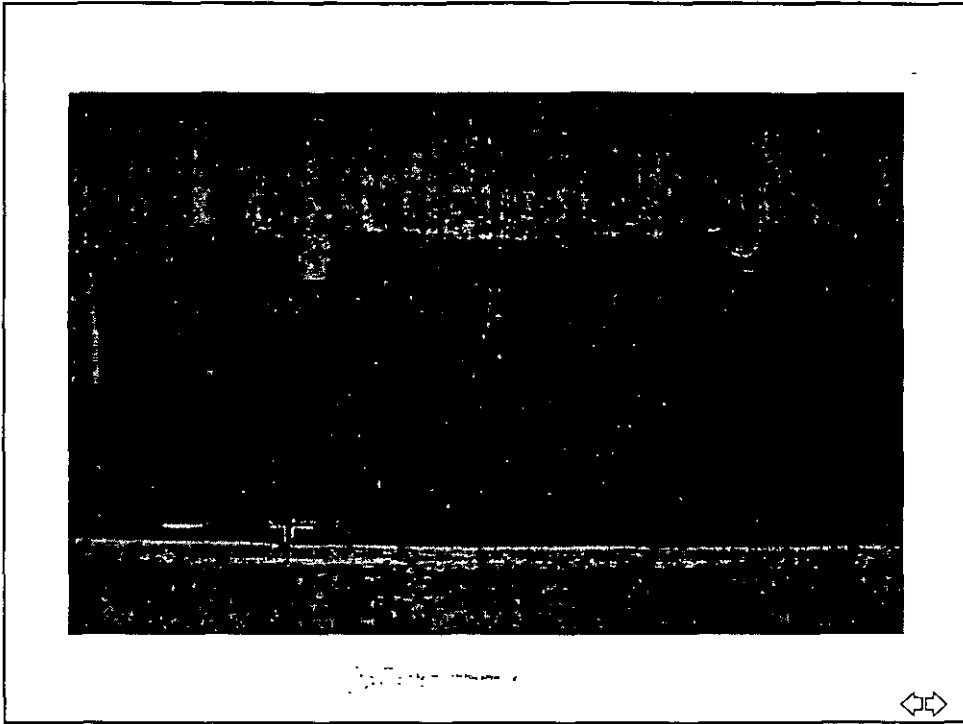


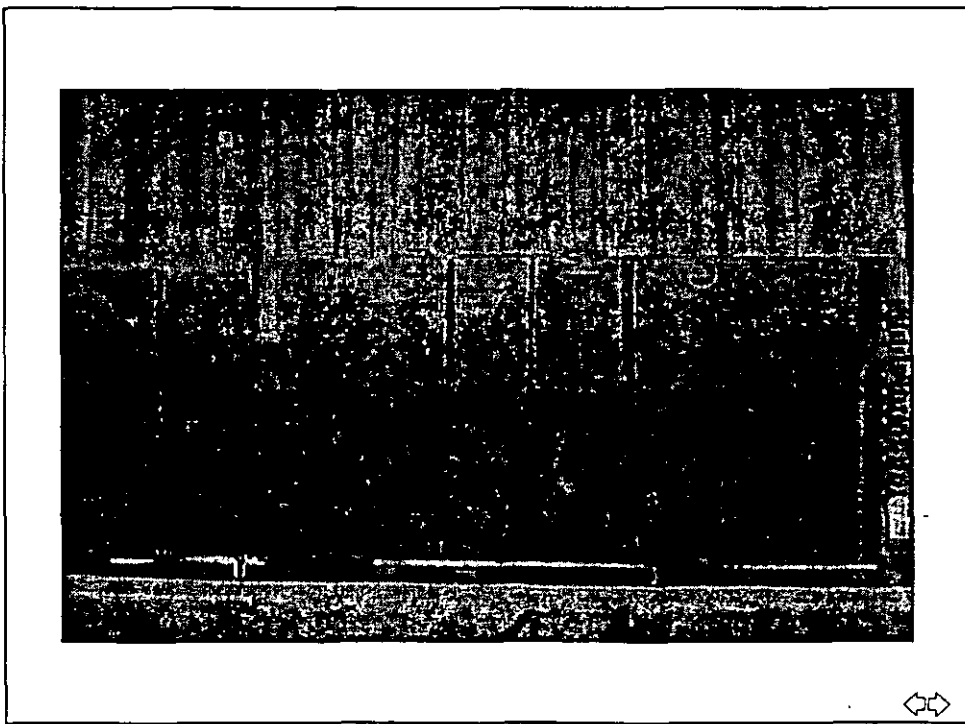
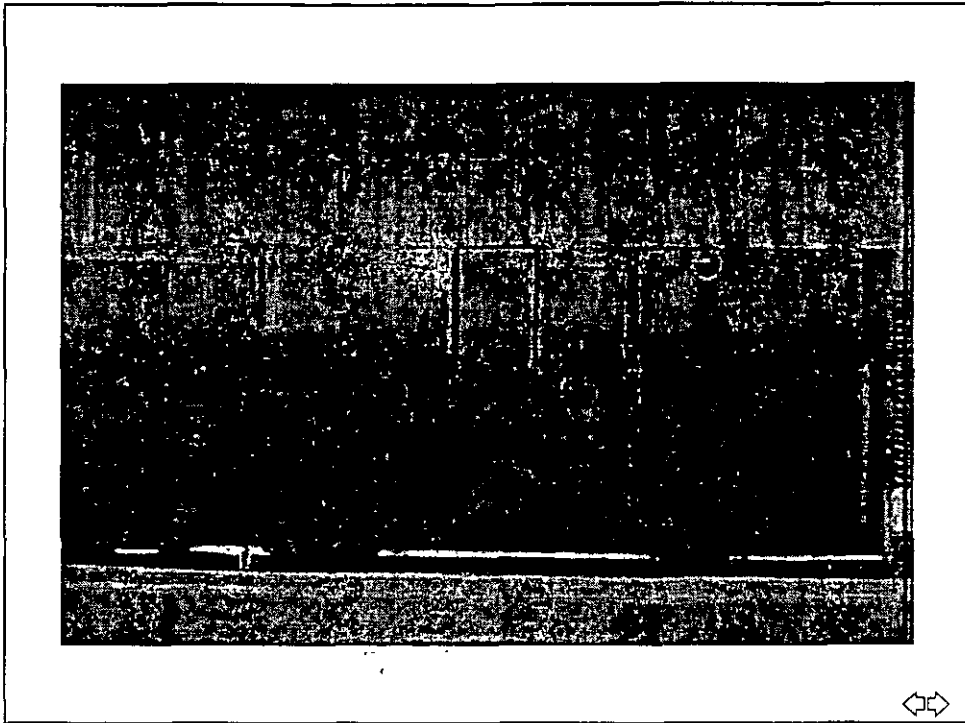
Continua flujo (4)

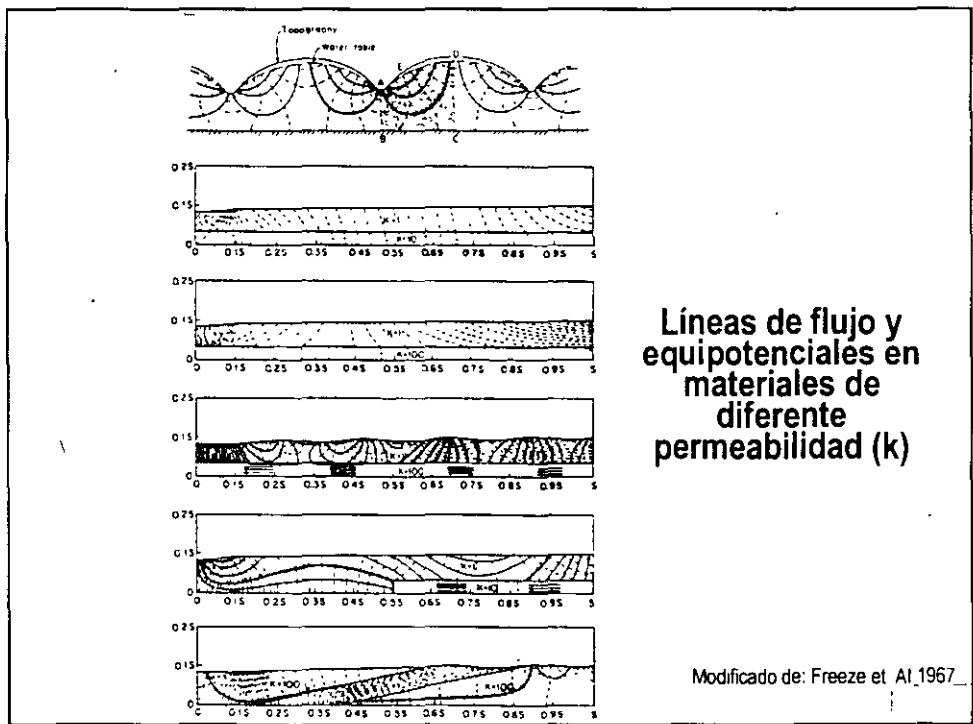
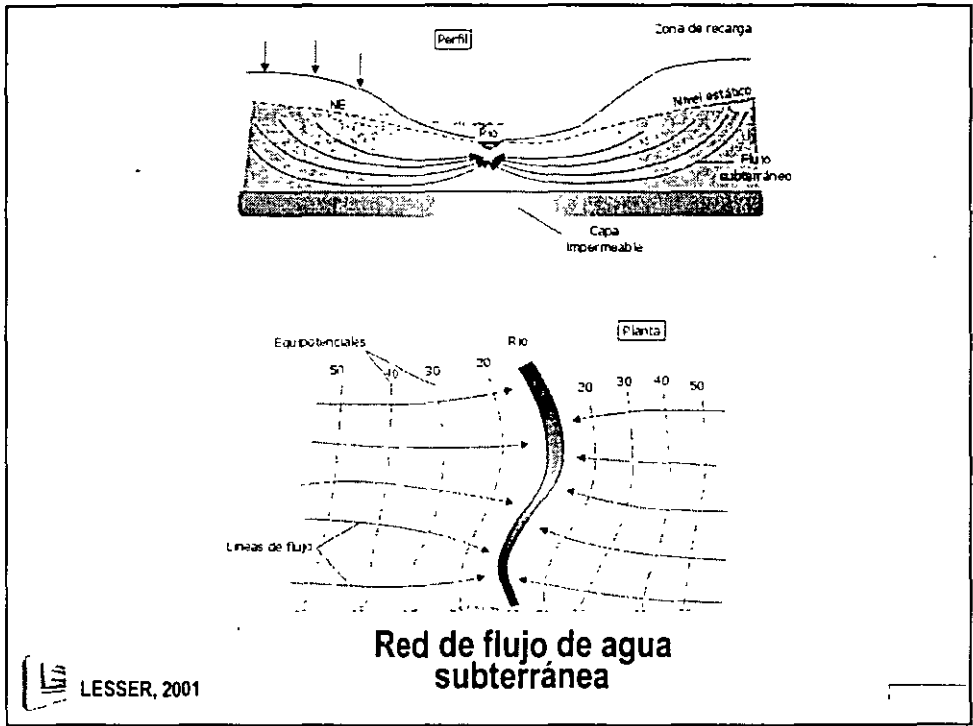
Modelo de laboratorio



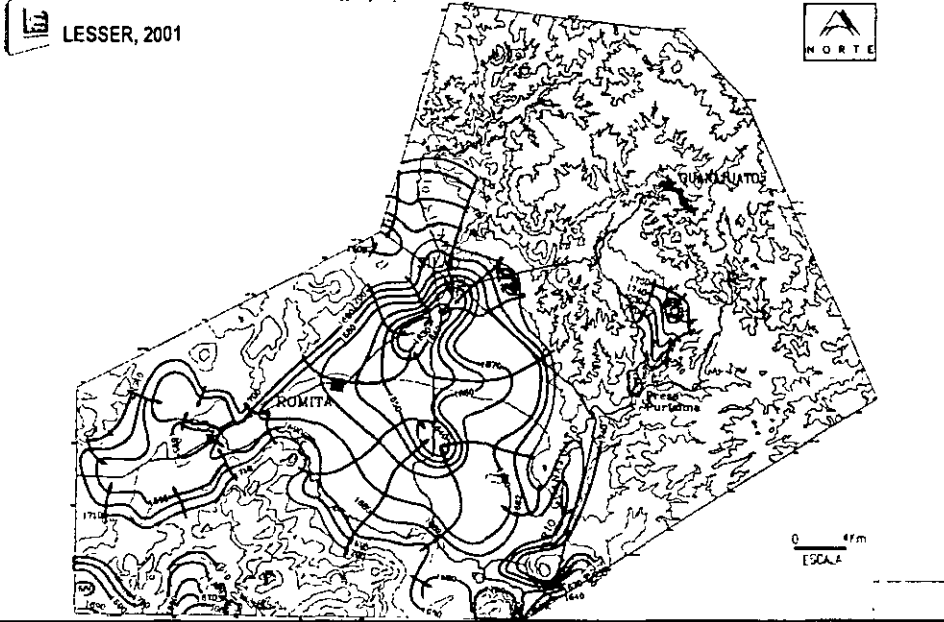
Modificación del esquema de flujo por bombeo



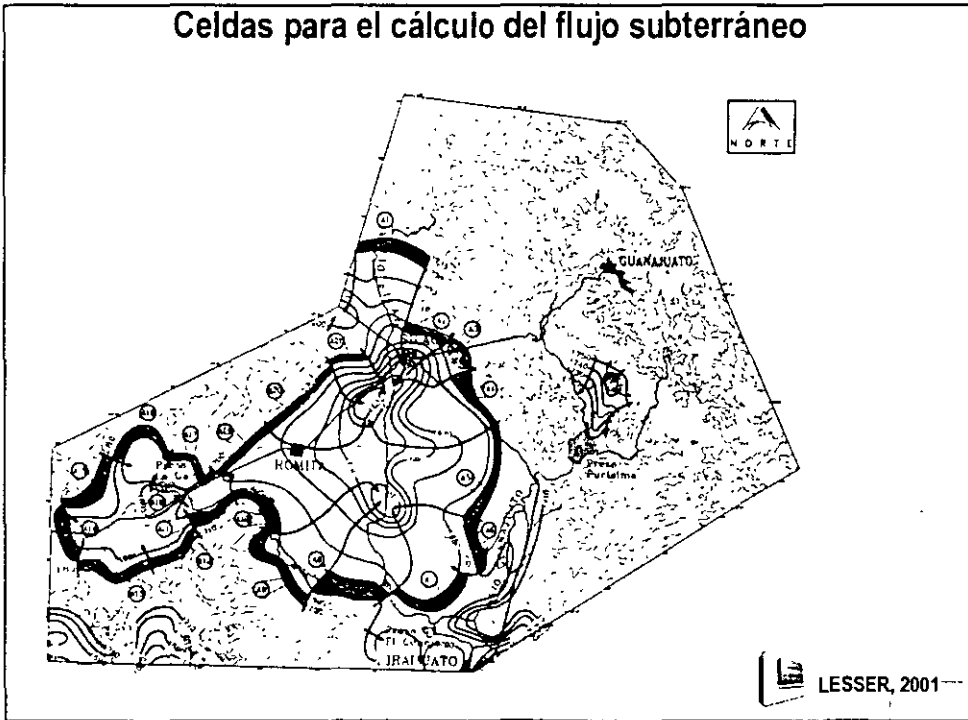




Configuración de la elevación del NE y dirección del flujo subterráneo (Silao, Gto.)



Celdas para el cálculo del flujo subterráneo



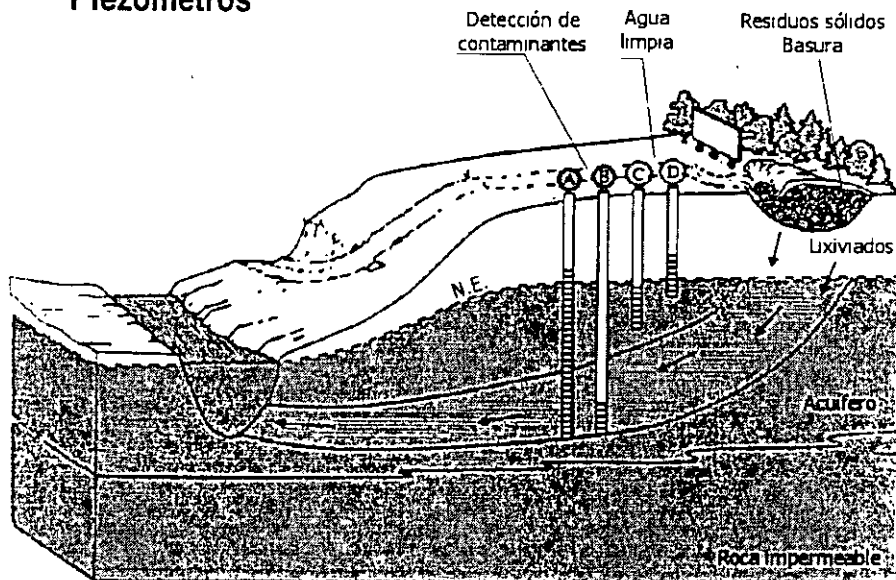
Cálculo de entradas de agua por flujo subterráneo

CELDA	LARGO (L) km.	ANCHO (b) km.	GRADIENTE HIDRAULICO $\times 10^{-3}$	TRANSMISIBILIDAD $m^2/seg \times 10$	CAUDAL m ³ /seg.	VOLUMEN $\times 10^6$ M ³ /año
A-1	1.000	6.500	5.00	0.0030	0.098	3.074
A-2	0.700	4.000	14.28	0.0015	0.086	2.701
A-3	0.250	3.100	40.00	0.0010	0.124	3.910
A-4	0.750	5.500	13.33	0.0010	0.073	2.312
A-5	0.750	8.700	13.33	0.0010	0.116	3.657
A-6	1.000	4.500	10.00	0.0020	0.090	2.838
A-7	0.900	7.200	2.22	0.0040	0.064	2.016
A-8	1.500	5.500	3.33	0.0040	0.073	2.310
A-9	0.800	8.000	6.25	0.0040	0.200	6.306
A-10	0.900	6.000	11.11	0.0030	0.200	6.305
A-11	0.700	4.300	14.28	0.0030	0.184	5.808
A-12	0.700	5.000	14.28	0.0040	0.286	9.005
A-13	0.750	6.500	13.33	0.0040	0.347	10.928
A-14	1.000	4.000	5.00	0.0030	0.060	1.892
A-15	1.100	6.300	9.09	0.0040	0.229	7.223
A-16	0.700	7.000	14.28	0.0030	0.300	9.455
A-17	0.500	5.200	20.00	0.0030	0.312	9.837
A-18	0.500	3.500	20.00	0.0030	0.210	6.621
A-19	0.600	5.800	16.66	0.0040	0.387	12.187
A-20	0.600	7.500	16.66	0.0040	0.500	15.759
A-21	0.500	3.200	20.00	0.0030	0.192	6.054

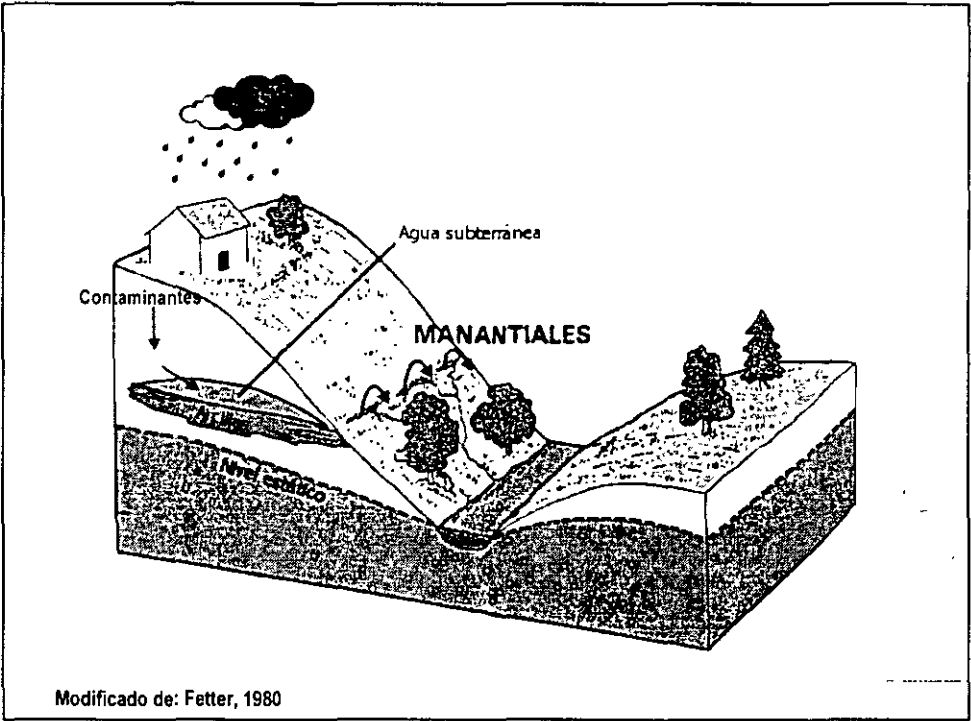
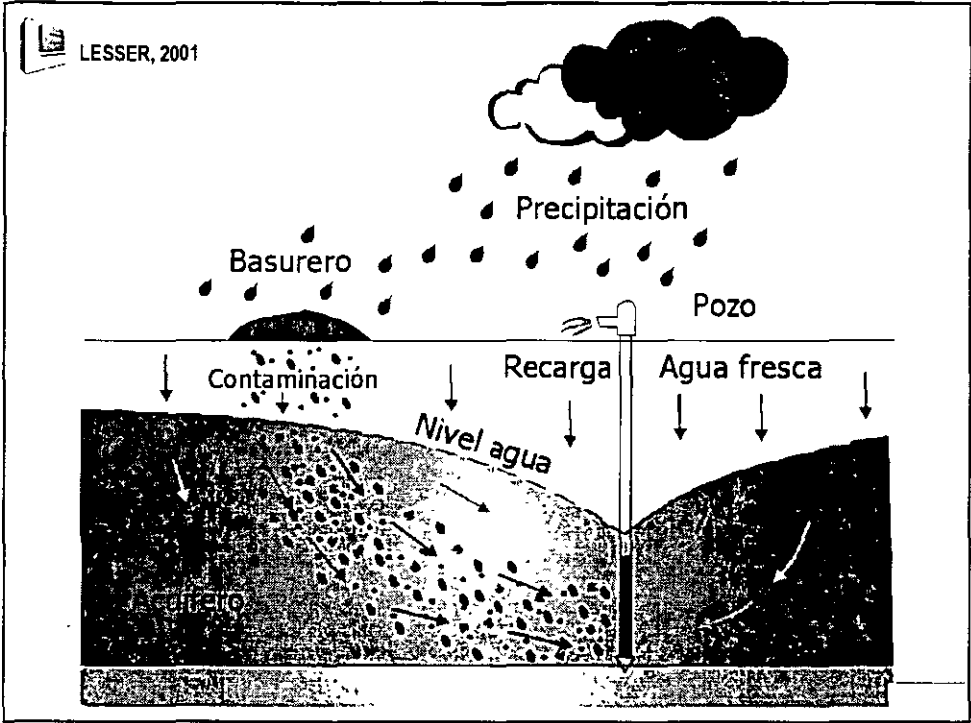
130.197

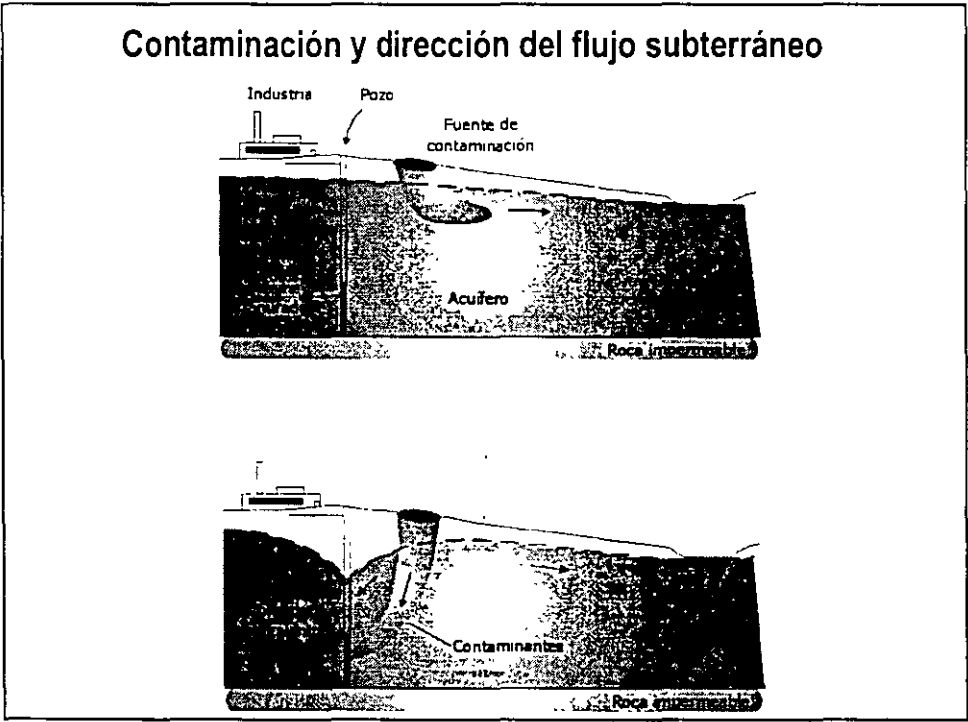
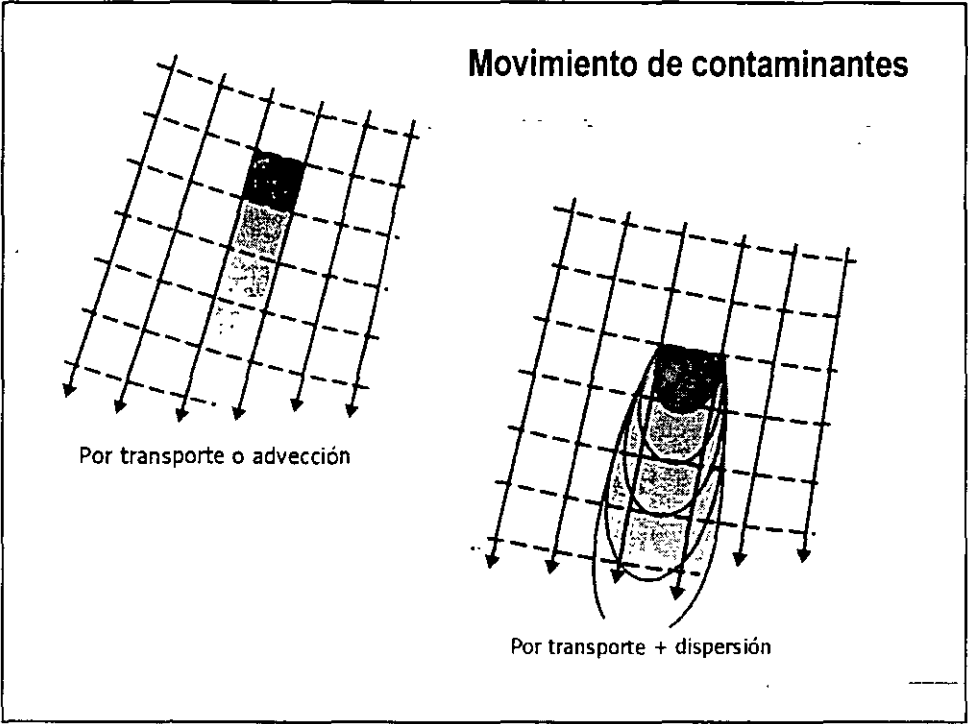
LESSER, 2001

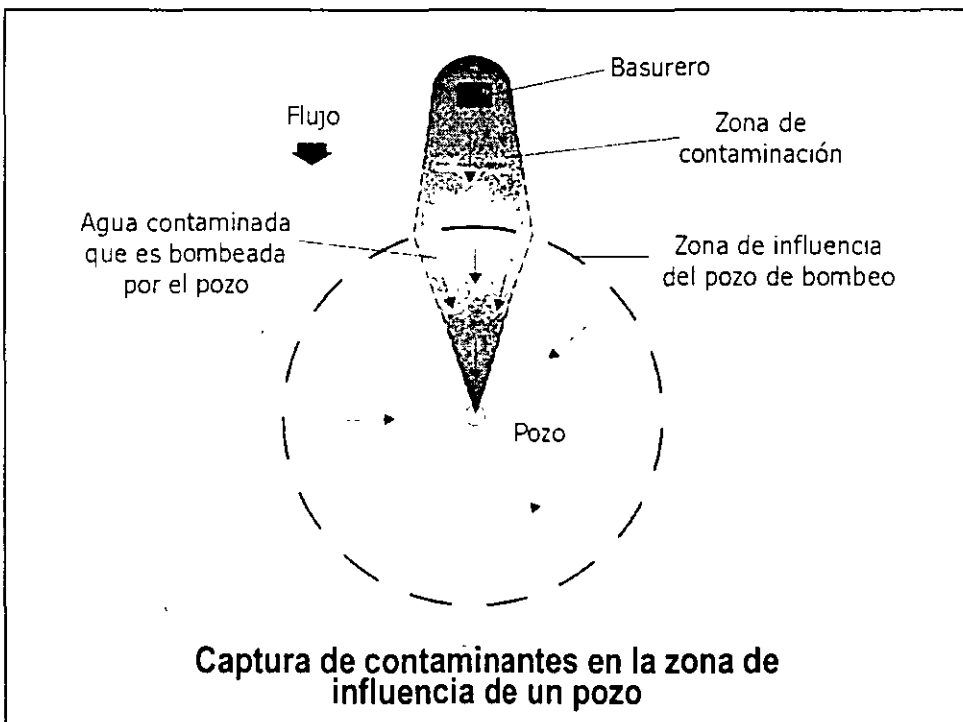
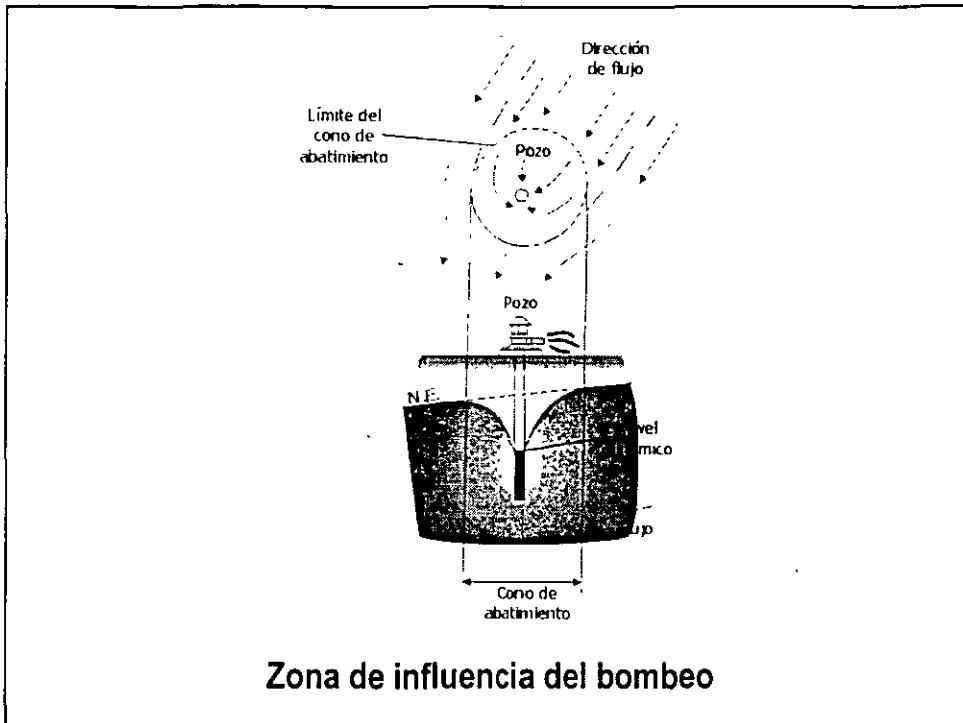
Piezómetros



Modificado de: Fetter, 1993







Rangos de permeabilidad

Table 2.2. Range of Values of Hydraulic Conductivity and Permeability

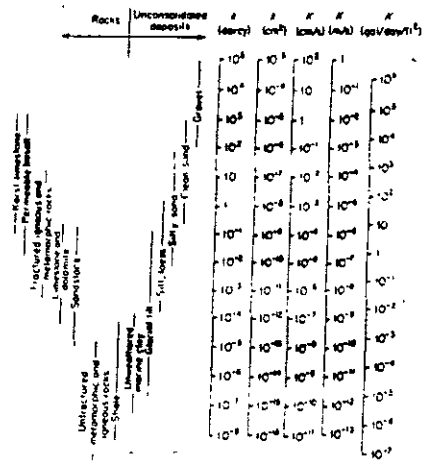


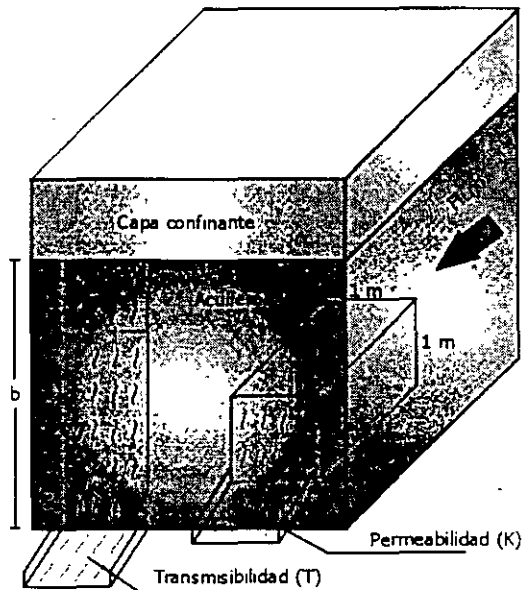
Table 2.3 Conversion Factors for Permeability and Hydraulic Conductivity Units

	Permeability k^*		Hydraulic Conductivity K		
	cm ²	ft ²	cm/s	m/s	ft/d (gal/day/ft)
cm ²	1	1.08×10^{-1}	1.01×10^6	9.80×10^2	3.33×10^2
ft ²	9.29×10^1	1	9.42×10^{10}	9.13×10^7	2.99×10^6
cm/s	9.87×10^{-2}	1.06×10^{-11}	1	9.86×10^{-6}	3.17×10^{-4}
m/s	1.02×10^{-2}	1.10×10^{-10}	1.04×10^1	1	3.28×10^{-1}
ft/d	3.11×10^{-2}	3.33×10^{-12}	3.12×10^7	3.05×10^{11}	1
U.S. gal/day/ft	4.42×10^{-13}	4.83×10^{-11}	4.42×10^{-10}	4.32×10^{-14}	1.55×10^{-10}

De: Freeze y Cherry, 1979

*To obtain k in ft², multiply k in cm² by 1.08×10^{-1}

Transmisibilidad y Permeabilidad



b = Espesor del acuífero
 S = Coeficiente de almacenamiento
 S_s = Coeficiente específico = S/b

Porosidad (n)

$$n = V_h/V_t$$



Porosidad efectiva (Sy) = Rendimiento específico

$$S_y = V_d/V_t$$

V_d = Volumen drenado

V_t = Volumen total

Coefficiente de almacenamiento

Acuífero libre entre 2 y 30%

Acuífero confinado entre 0.001 y 0.00001

(K) Permeabilidad = Conductividad hidráulica

(T) Transmisibilidad

Flujo sobre una franja de Longitud b

b = espesor del acuífero

S = Coeficiente de almacenamiento

S_s = Coeficiente específico = S / b

Vulnerabilidad o riesgo geohidrológico

Profundidad al nivel del agua

Recarga

Tipo de roca

Tipo de suelo

Pendiente del terreno

Zona vadosa

Permeabilidad

LESSER, 2001

Valores de vulnerabilidad de acuerdo a la profundidad al nivel estático

Rango en metros	Valor
0-1.5	10
1.5-4.5	9
4.5-9.0	7
9.0-15.2	5
15.2-23.0	3
23.0-30.0	2
30.0-0+	1
Peso específico: 5	

Profundidad al nivel del agua
 3m
 $9 \times 5 = 45$

Recarga neta

Rango en mm	Valor
0-50	1
50-100	3
100-175	6
175-250	8
250-+	9
Peso específico: 4	

Recarga
 300m
 $9 \times 4 = 36$

LESSER, 2001

Tipo de roca

Tipo	Rango	Valor Típico
Lutita	1-3	2
Rocas ígneas y metamórficas	2-5	3
Rocas ígneas y metamórficas intemperizadas	3-5	4
Secuencias de capas de arenisca, caliza y lutita	4-6	5
Tilito	5-9	6
Arenisca	4-9	6
Caliza	4-9	6
Arena y grava	4-9	8
Basalto	2-10	9
Caliza castiza	9-10	10
Peso específico: 3		

Tipo de roca
 Arena y grava
 $6 \times 3 = 18$

Tipo de suelo

Tipo	Valor
Capa delgada o ausente	10
Grava	10
Arena	9
Carbon	8
Agregado de arcillas	7
Mezcla Arenosa	6
Mezcla	5
Mezcla limosa	4
Mezcla arcillosa	3
Abono	2
Arcilla	1
Peso específico: 2	

Tipo de suelo
 Arcilla
 $1 \times 2 = 2$

Pendiente del terreno (ángulo de inclinación en %)	
Rango	Valor
0-2	10
2-6	9
6-12	5
12-18	3
18+	1
Peso específico: 1	

Pendiente del terreno
0-2%
10x1=10

Zona vadosa		
Tipo	Rango	Valor típico
Capa confinante	1	1
Limo o arcilla	2-6	3
Lutita	2-5	3
Caliza	2-7	6
Arenisca		
Horizontes de caliza, arenisca y lutita	4-8	6
Arena y grava con alto contenido de limo y arcilla	4-8	6
Rocas ígneas y metamórficas	4-8	4
Arena y grava	6-9	8
Basalto	2-10	9
Caliza cársica	8-10	10
Peso específico: 5		

Zona vadosa
Arena y grava
8x5=40

LESSER, 2001

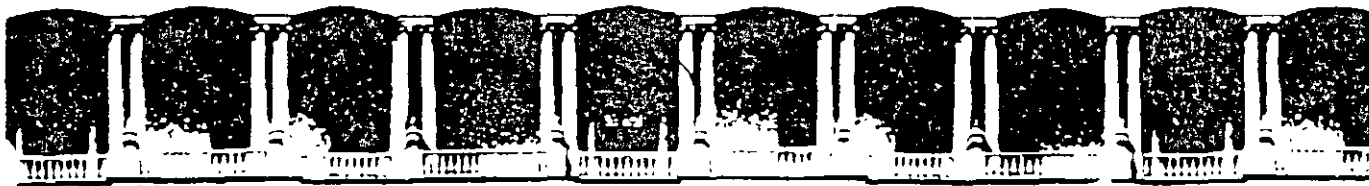
LESSER, 2001

Permeabilidad en varios tipos de roca Conductividad hidráulica (m/s)		
Rango	Valor	
$5 \times 10^{-7} - 5 \times 10^{-5}$	1	
$5 \times 10^{-6} - 1 \times 10^{-4}$	2	
$1 \times 10^{-4} - 3 \times 10^{-4}$	4	
$3 \times 10^{-4} - 5 \times 10^{-4}$	6	
$5 \times 10^{-4} - 9 \times 10^{-4}$	8	
$9 \times 10^{-4} +$	10	
Peso específico: 3		

Permeabilidad
 1×10^{-4} m/seg
4x3=12

Ejemplo de cálculo de vulnerabilidad

Factor	Sierra de basaltos	Valle de material granular Cubierto por arcillas
Nivel estático	5	5
Recarga neta	36	4
Tipo de roca	27	6
Tipo de suelo	20	2
Pendiente del terreno	1	10
Zona vadosa	45	5
Permeabilidad	30	3
Suma	164	35
Clasificación	altamente vulnerable	reducida vulnerabilidad



**FACULTAD DE INGENIERIA U.N.A.M.
DIVISION DE EDUCACION CONTINUA**

"Tres décadas de orgullosa excelencia" 1971 - 2001

CURSOS ABIERTOS

XIII CURSO INTERNACIONAL EN CONTAMINACIÓN DE ACUIFEROS

MODULO I: RESTAURACION DE SUELOS Y ACUIFEROS CON CONTAMINANTES INORGANICOS

TEMA

MECANISMOS DE MIGRACION

**EXPOSITOR: DR. RAMIRO RODRÍGUEZ CASTILLO
PALACIO DE MINERIA
SEPTIEMBRE DEL 2001**

Contaminación Acústica



Evaluación de Impacto Ambiental

Dr. Ramiro Rodríguez Castillo
Depto. de Recursos Naturales
Instituto de Geofísica
UNAM

Contaminación de Acuíferos. Mecanismos de Migración

Dr. Ramiro Rodríguez Castillo
Instituto de Geofísica UNAM

La cada vez mayor dependencia en el abastecimiento de agua potable de los recursos hídricos subterráneos pone de relevancia la importancia que adquiere el conocer si la calidad del agua subterránea esta siendo alterada. Esto puede repercutir a mediano y largo plazo en la salud de la población abastecida. Mas del 60 % del abastecimiento nacional depende de sistemas acuíferos. Existen zonas en donde la única fuente la constituyen los acuíferos locales. Los problemas asociados a la calidad del agua están rebasando en algunas regiones a los de cantidad. En ambos casos se requiere de parametrizar los sistemas acuíferos.

CONTAMINACION Y ALTERACION DE LA CALIDAD

Por contaminación, en Hidrogeología, se entiende la alteración de la calidad natural del agua, física, química o biológica, ya sea como consecuencia directa o indirecta de la actividad del hombre o por razones naturales. Esto provoca que el agua pueda ser impropia para los usos a los que se destinaba antes de la contaminación, pero no necesariamente.

La definición anterior implica el conocimiento de la *calidad natural* del agua. La cual variara no nada mas geográficamente sino incluso temporalmente. Para conocerla hay que determinar las concentraciones normales, *valores de fondo*, de los principales constituyentes del agua. Se ha tratado de restringir el termino contaminación a la normatividad vigente para agua para consumo humano. Lo cual en el caso de México, deja fuera una gran cantidad de compuestos orgánicos. También se hace referencia a la normatividad de la Agencia de Protección Ambiental norteamericana, EPA y a los criterios de la Organización Mundial de la Salud, OPS.

El caso de los metales es ilustrativo al respecto. En una zona pueden tenerse valores de, por ejemplo, 0.02 mg/L de arsénico, los cuales pueden corresponder a los valores de fondo naturales en dicha área. Si las concentraciones se incrementan a 0.04 mg/L, desde el punto de vista normativo nacional, el agua no esta contaminada. Sin embargo si lo esta, si tomamos en cuenta la norma americana, 0.01 mg/L. Pero si analizamos el proceso del incremento a los contenidos de As, la calidad natural del agua esta siendo afectada por alguna fuente, esto es se contaminó.

Es por este tipo de situaciones que actualmente cuando se trata de definir procesos de contaminación se hace referencia a los valores de fondo del elemento en cuestión. Si las concentraciones rebasan sistemáticamente las anteriores concentraciones "normales", el agua esta siendo contaminada. Cuando se trata de compuestos orgánicos, hidrocarburos, agroquímicos y/o productos de transformación, sus valores "normales" en el agua son cero, por lo tanto cualquier

cantidad detectada significaría que el acuífero está contaminado, aunque no se rebasen los valores de referencia (normas, criterios ecológicos)

PRESENCIA Y MOVILIDAD DE CONTAMINANTES

El sitio de origen de los contaminantes se denomina **fuentes**, esta puede ser potencial o activa dependiendo si está o no generando lixiviados. La sola presencia de elementos o sustancias contaminantes en una fuente no implica que estos estén migrando hacia el acuífero. Una fuente inactiva, es potencial, ya que pueden darse las condiciones para que posteriormente se pueda generar lixiviados.

La alteración de la calidad no se da únicamente con elementos o sustancias que pudieran afectar la salud humana. Los flujos subterráneos pueden incorporar excesos de elementos no normados o que pueden rebasar valores de referencia sin que su consumo provoque afectaciones verdaderas a la salud. Pero cuando se hace referencia a contaminantes por lo general se trata de sustancias cuya **toxicidad**, puede poner en riesgo la salud de quien consume ese tipo de agua por periodos continuos y prolongados.

La cantidad de contaminante, **carga**, es un aspecto fundamental en la caracterización de las fuentes. Esta no solo depende de la cantidad de material que contiene el elemento sino de la concentración del mismo. Un gran volumen con una muy baja concentración puede equivaler a poco volumen con muy alta concentración. La relevancia de la carga se incrementa cuando se hace referencia a la toxicidad del contaminante y a sus valores normativos. Mientras que en la mayoría de los metales la norma nacional e internacional es del orden de 0.05 mg/L para algunos compuestos orgánicos ésta baja dos órdenes de magnitud, 0.0007 mg/L como el caso del dieldrin. En este caso, 1 Kg de dieldrin podría contaminar cerca de 1.5 Millones de m³ de agua.

La movilidad de los contaminantes depende de varios factores, uno de los más importantes es su solubilidad. A medida que la solubilidad se incrementa es más probable que pueda migrar hacia sistemas acuíferos. Si existe agua en la fuente, el **soluto** se incorporará a ésta y se podrá desplazar desde la fuente. Si no hay humedad suficiente en la fuente, los contaminantes no podrán moverse. De allí que puedan ser más "riesgosas" fuentes con material líquido que sólido.

Habría que considerar que existen sustancias insolubles en agua pero solubles en otro tipo de líquidos, como es el caso de un buen número de agroquímicos. Estos, si bien son de muy baja solubilidad en agua, son solubilizables en hidrocarburos. La presencia conjunta de este tipo de compuestos puede incorporar pesticidas u otro tipo de agroquímico al agua subterránea.

Las condiciones físico químicas prevalentes en la fuente también influyen en la movilidad de los contaminantes. Cambios importantes en las mismas, por ejemplo en las condiciones Redox, los cuales solo se dan en casos muy

particulares, pueden alterar el *status* de la fuente y movilizar elementos o sustancias "riesgosas".

MECANISMOS DE MIGRACION

Una vez que el soluto se moviliza en la desde la fuente, este tiene un complejo camino que recorrer antes de incorporarse al agua subterránea. Dependiendo del tipo de fuente, el suelo es un primer obstáculo que deben vencer los *lixiviados*. Si existe cobertura vegetal, el sistema reticular y la actividad microbiológica pueden actuar retener y/o degradar para algunas sustancias.

La interacción del lixiviado que pasa la capa de suelo con el material que conforma la *zona vadosa*, también llamada no saturada puede también retardar su migración o lograr que éste se quede retenido indefinidamente en la roca. En el Altiplano Mexicano hay Cuencas donde los niveles estáticos se encuentran a mas de 100m de profundidad.

Los fenómenos de *retardo lineal* (adsorción, absorción, sorpción, intercambio químico) y la conductividad hidráulica, *K*, de los diferentes estratos que integran la zona vadosa propician que algunos solutos nunca arriben al acuífero o que tarden periodos largos de tiempo, meses o años. Grandes espesores de material arcillosos con valores muy bajos de *K* frenan los solutos. Un soluto no reactivo, como los cloruros, tarda mas de 3 años en atravesar una capa de 10m de arcilla. En cambio medios fracturados o de doble porosidad facilitan un rápido desplazamiento.

Los solutos que logran incorporarse al flujo subterráneo se desplazan en él advectiva y dispersivamente. En las inmediaciones de la fuente al conjunto de los solutos, lixiviados, integrado al flujo se le denomina *pluma contaminante*. Las plumas muestran una geometría muy bien definida en el entorno inmediato de las fuentes (menos de un 1Km), a distancias mayores ya no son identificables. Mientras que la *advección* depende de la velocidad del agua, la *dispersión* esta en función de las características del medio y del soluto. Esta última comprende la *difusión*, la cual se da a nivel micro. Ambos fenómenos originan en medios porosos velocidades muy bajas de los solutos, del orden de metros o hasta centímetros por día.

Los *NAPL's*, líquidos de fase no acuosa, tienen un comportamiento particular. Su interacción con el medio físico y el agua es diferente. Son muy sensibles a cambios de *K* lo que hace que puedan quedar "atrapados" en heterogeneidades del medio. Existen *NAPL's* densos y ligeros: Los ligeros, *LNAPL's*, como la gasolina o el diesel, flotan sobre el agua, en cambio los densos, *DNAPL's*, como el cloroformo y los bifenilos policlorados (PCB's) se desplazan hasta el fondo del acuífero o hasta capas de menor *K*. Estos presentan una viscosidad menor que la del agua.

La solubilidad de los NAPL's es muy baja, pero generan fases solubles y gaseosas que se incorporan lentamente al agua. Su persistencia ambiental es alta. Sus residuales siguen actuando inclusive años después de que la fuente fue desactivada.

El desplazamiento de los contaminantes depende de la velocidad del flujo y ésta a su vez del gradiente hidráulico. El gradiente es parcialmente controlado por la recarga y la extracción. Cambios drásticos en el régimen de extracción, sobretodo en medios urbanos, inciden en la movilidad de solutos y LNAPL's

Las alteraciones naturales de la calidad del agua subterránea se originan por la circulación del agua por rocas con elementos lixiviables. Caso particular lo constituyen flujos termales. Concentraciones de arsénico, flúor, fierro, plomo, boro, selenio, cromo, compuestos de azufre entre otros pueden ser de origen natural. En algunas zonas, flujos profundos pueden acarrear radón. En todos los casos se trata de fuentes *difusas*.

La transcripción matemática del transporte de solutos esta basada en balances de masa y en ecuaciones de continuidad. Existen varios modelos matemáticos para el transporte de contaminantes, los cuales están acoplados a modelos de flujo, de donde toman los campos de velocidades. Aunque ya existen modelos para flujos multifásicos, éstos aún se pueden considerar en etapa de prueba.

RELEVANCIA DE LA PARAMETRIZACION

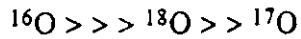
Para estudiar un sistema y poder realizar simulaciones y predicciones sobre la evolución de algún fenómeno o proceso se requiere que el sistema tenga memoria. Esto es, es menester contar con información previa referente a la evolución espacial y temporal del proceso por investigar. Si no se cuenta con datos anteriores es prácticamente imposible llevar a cabo predicciones sobre el comportamiento futuro.

Los modelos de transporte requieren de información validada y sistematizada, la cual por lo general no es fácilmente accesible. La información más importante la constituyen cortes litológicos y bases de datos químicos. En el caso de concentraciones, un solo dato no es significativo. No es usual que se cuente con información sobre metales y mucho menos sobre compuestos orgánicos. Entre otros factores por el escaso número de laboratorios especializados y por el relativo alto costo. Una sola determinación del Índice BTEX (benceno, tolueno, etilbenceno y xileno) cuesta entre 75 a 100 US dólar

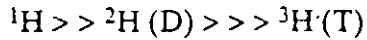
Un adecuado conocimiento de la contaminación de un acuífero implica la instalación de sistemas de monitoreo discreto, a diferentes profundidades, piezómetros. El muestreo tradicional basado en descargas de pozos, solo proporciona información sobre presencia y es útil para conocer la calidad del agua abastecida.

MOLECULA DEL AGUA

Abundancia de isotopos de oxigeno

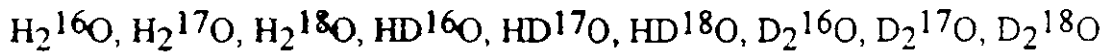


Abundancia de isotopos de hidrogeno

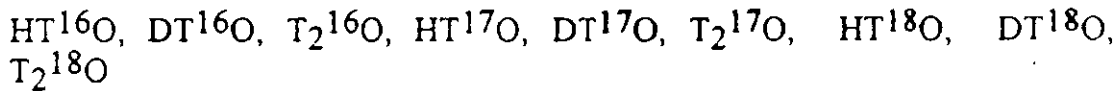


⇒ 18 moléculas diferentes, 9 radioactivas

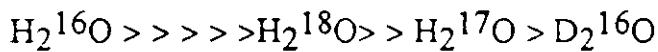
⇒ 9 moléculas estables de agua



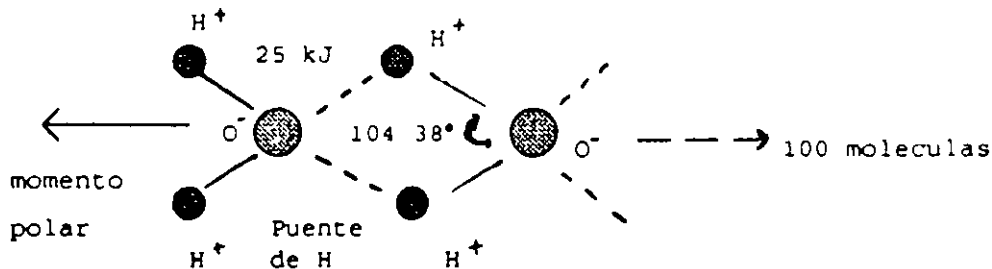
aunque, también es posible encontrar las siguientes moléculas



abundancia relativa



Agregado molecular de agua a 20°C



En una molécula gramo de agua la energía de los puentes o ligaduras de Hidrogeno constituye alrededor de 25 KJ. Esto provoca que el agua sea un líquido prácticamente incompresible.

PROPIEDADES "ANÓMALAS" DEL AGUA

- Al congelarse, aumenta su volumen 10 % a presión normal
- Al aumentar la presión desciende la temperatura de fusión, en las sustancias comunes el proceso es inverso.
- Con excepción de algunas sustancias, tiene mayor peso en estado líquido que en estado sólido.
- Tiene máxima densidad a 3.98 ° C
- Posee el mayor calor específico - capacidad calórica- de todas las sustancias sólidas o líquidas
- La temperatura de congelación decae con el aumento de presión
- Tiene el mayor Calor de Evaporación de todos los líquidos comunes
- Tiene el mayor Calor de Fundición (excepto el amoníaco)
- La mayor constante dieléctrica de los líquidos comunes
- Es el mejor solvente natural conocido
- La molécula de agua posee un momento dipolar muy alto
- Posee una tensión superficial excepcionalmente grande.

ACTIVIDADES ANTROPOGENICAS QUE APORTAN CONTAMINANTES AL AGUA SUBTERRANEA

DISPOSICION DE RESIDUOS	
SISTEMAS SEPTICOS	Bacterias, virus, nitratos, fosfatos cloruros, TCE
BASUREROS (ACTIVOS)	SDT, metales, Fe, Mn, Cd, acidos, compuestos orgánicos
POZOS INYECCION	SDT, bacterias, Na,
ALMACENAJE Y MANEJO MAT.	
TANQUES SUBTERRANEOS	B, T, X, hidrocarburos
AGROQUIMICOS	Nitratos, compuestos orgánicos
DUCTOS	B, T, X, hidrocarburos
ACTIVIDADES MINERAS	
JALES	Acidos, Fe, Mn, U, Th, Mo, Se, As
ACTIVIDADES PETROLERAS	
POZOS	Salmueras
ACTIVIDADES AGROPECUARIAS	-
AGROQUIMICOS	Nitratos, fosfatos, compuestos orgánicos
IRRIGACION	SDT, nitratos, fosfatos
HECES ANIMALES	Nitratos, nitritos, bacterias, fosfatos
ACTIVIDADES URBANAS	
FUGAS DRENAJE	Bacterias, hidrocarburos, STD, plomo
FUGAS DUCTOS	Hidrocarburos { gasolinas }, solventes

Modificado del U.S. Geol. Survey, 1988

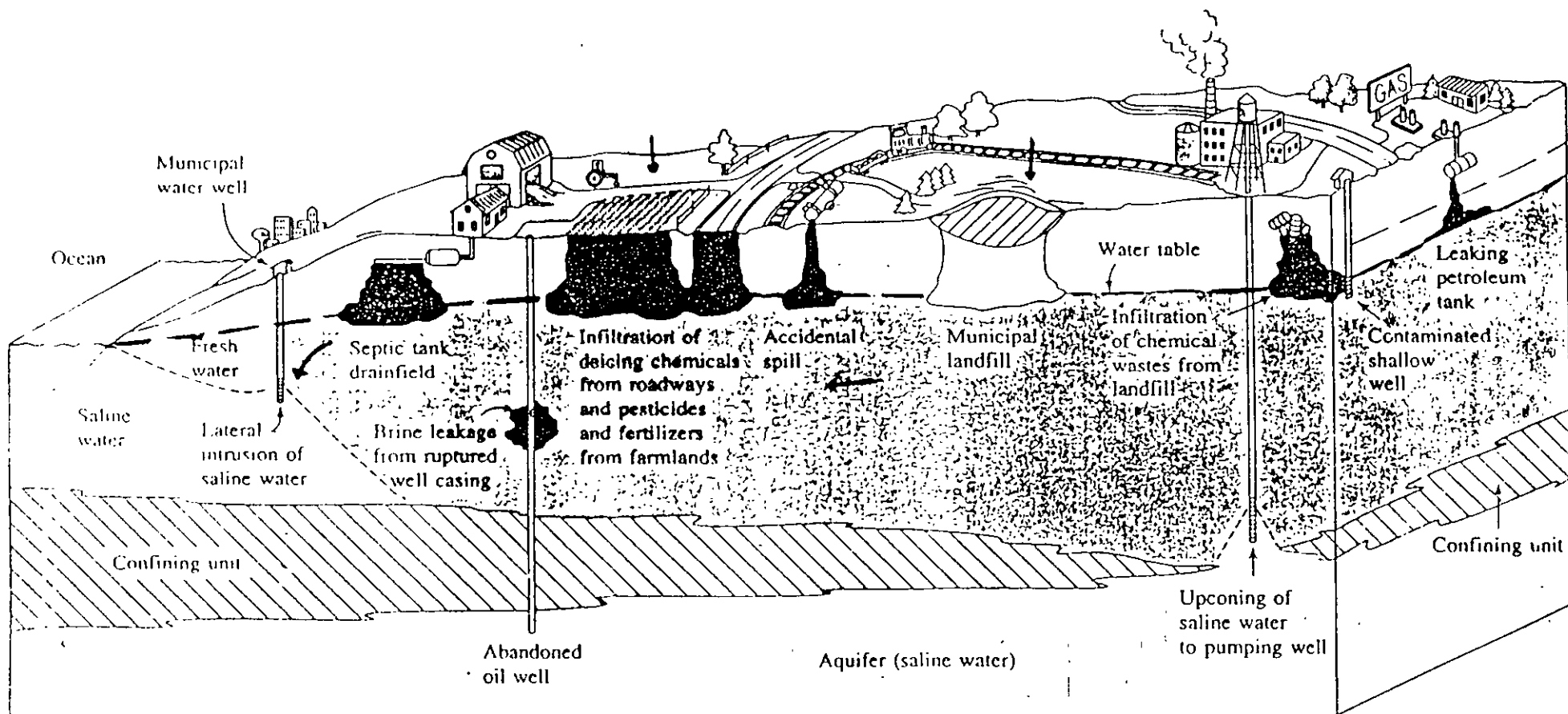


FIGURE 1.1 Mechanisms of ground-water contamination.

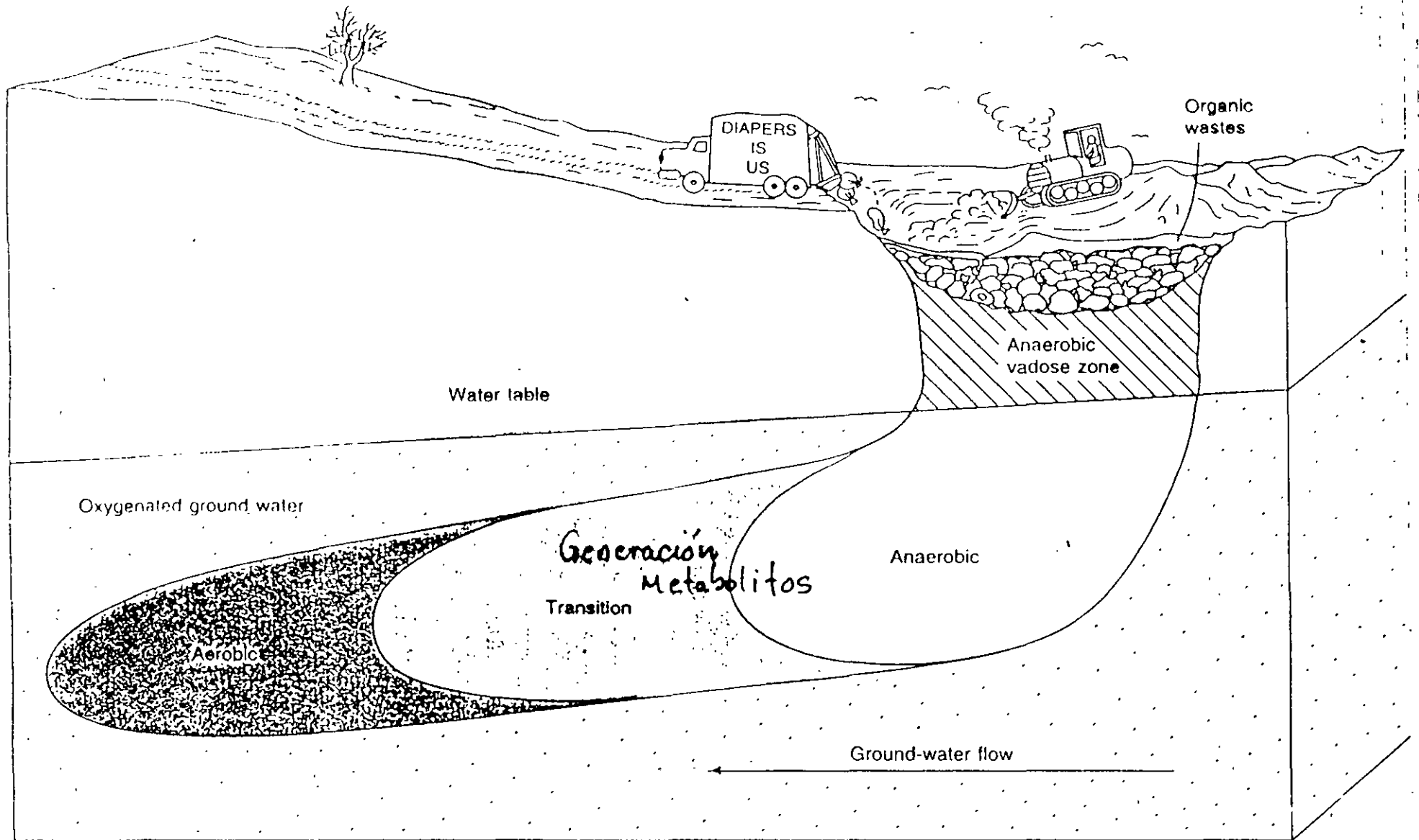
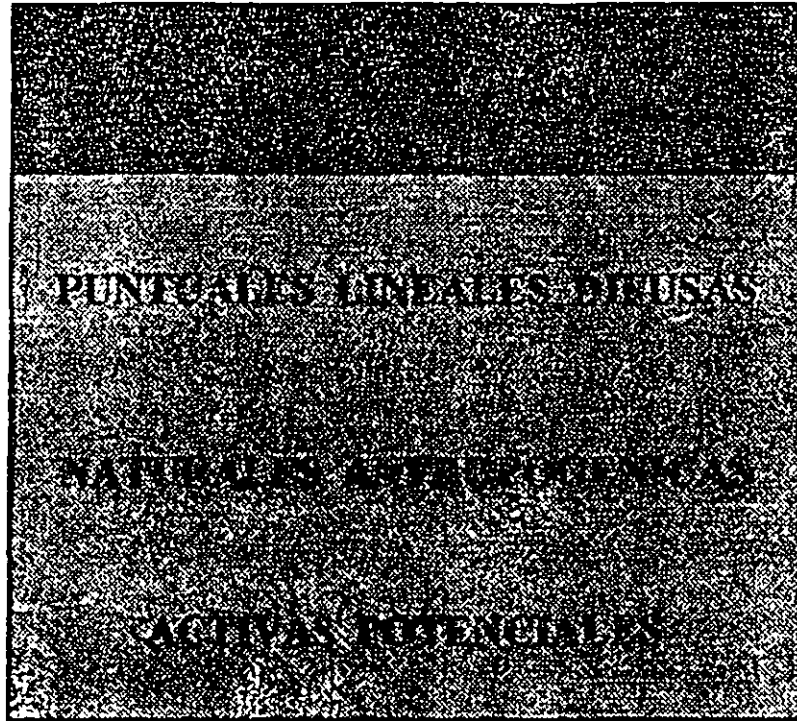


FIGURE 6.15 Geochimical zonation of the leachate plume from a landfill receiving organic waste.



PERMANENTES INTERMITENTES PULSO



Xo Co to

RESIDUOS SOLIDOS (RS)

Desechos de actividades antropogenicas

no se incluyen

- Descargas de liquidos domesticos
- Descargas de aguas residuales industriales
- Retorno de riego
- Material nuclear
- Residuos mineros

RESIDUOS INDUSTRIALES PELIGROSOS (RIP)

Es un RS o una combinacion de RS's que por su cantidad, concentracion de solutos o las características físicas, químicas o infecciosas puede:

- Causar o incrementar mortalidad o enfermedades
- Ser un riesgo potencial para la salud o el medio ambiente cuando son tratados, almacenados, transportados o dispuestos inadecuadamente

Un RS puede ser considerado como un RIP si:

- Muestra al analizarlo cualquier característica de un RIP
- Ha sido definido y catalogado como RIP
- Es una mezcla que contiene RS's y por lo menos un RIP
- No esta excluido de las regulaciones vigentes como RIP

Propiedades Físico-Químicas del agua

Propiedad	Simbología	Valor	Peculiaridades
Densidad	ρ	998.2 g/dm ³	f(T)
Viscosidad	μ	1.0 x 10 ⁻² centipoise	f(1/T)
Coef. Cinemático de Viscosidad	ν	1.01 x 10 ⁻⁶ m ² /s [stockes]	f(1/T)
Coef. Conductividad Térmica	K	140 x 10 ⁻⁵ cal/cm s	no es buena conductora de calor
Calor de fusión	C _f	79.71 cal/g °C	
Calor de vaporización	C _v	595.4 cal/g °C	
Calor específico	C _e	1.0 cal/g °C	buena moderadora del clima
Coef. Lamé Modulo de rigidez	μ	0	En líquidos no existen ondas longitudinales
Vel. ondas P	V _p	1.485 Km/s	
Compresibilidad isotérmica		4.6 cm ² /dina 10 ⁻¹¹	f(T)
Coef. de Compresibilidad	β	4.88 x 10 ⁻¹⁰ m ² /N	$\beta = 1/\epsilon$
Coef. de elasticidad	ϵ	0.205 x 10 ¹⁰ N/m ²	
Indice de Refracción para luz de sodio	I _r	1333	
Resistividad (agua Kohlrausse)	ρ_{max}	28 x 10 ⁶ ohm cm ⁻¹	f(1/mineralización)
Conductividad eléctrica específica	μ	5 x 10 ⁻⁶ S/m	f(mineralización)
Constante o permeabilidad dieléctrica	ϵ	80.4	f(1/frecuencia) hace del agua el disolvente natural mas fuerte
Tensión superficial		72.75 dinas/cm	

valores a T de 20° C

Un RS es un RIP si muestra alguna de las siguientes características:

- **Flamabilidad** Punto ignición menor a 60° C. Sólido que bajo condiciones normales presenta combustión espontánea

- **Corrosividad** un RS con $12.5 < \text{pH} < 2$ o líquido que corróe acero a razón de 6 cm/año a una $T = 55^\circ \text{C}$

- **Reactividad** Un RS -Inestable que reacciona violentamente sin detonación
 - reacciona violentamente con agua
 - forma mezcla explosiva con agua
 - genera gases tóxicos, vapores, humos cuando se añade agua
 - contiene cianuro o sulfatos y genera gases tóxicos, vapores o humos a $2 < \text{pH} < 12.5$
 - detona cuando es calentado bajo confinamiento
 - detona a P y T normales
 - catalogado como explosivo

- **Toxicidad** Afecta adversamente a la salud. Puede ser cancerígeno o no-cancerígeno

Contaminant	Examples of uses
Aromatic hydrocarbons	
Acetanilide	Intermediate manufacturing, pharmaceuticals, <u>dye-stuffs</u>
Alkyl benzene sulfonates	Detergents
Aniline	<u>Dye-stuffs</u> , intermediate, photographic chemicals, pharmaceuticals, <u>herbicides</u> , <u>fungicides</u> , petroleum refining, explosives
Anthracene	<u>Dye-stuffs</u> , intermediate, semiconductor research
Benzene	Detergents, intermediate, <u>solvents</u> , antiknock gasoline
Benzidine	<u>Dye-stuffs</u> , reagent, stiffening agent in rubber compounding
Benzyl alcohol	<u>Solvent</u> , perfumes and flavors, photographic developer inks, <u>dye-stuffs</u> , intermediate
Butoxymethylbenzene	NA ^a
Chrysene	Organic synthesis, coal tar by-product
Creosote mixture	<u>Wood preservatives</u> , disinfectants
Dibenz[a,h.]anthracene	NA
Di-butyl-p-benzoquinone	NA
Dihydrotrimethylquinoline	Rubber antioxidant
4,4'-Dinitrosodiphenylamine	NA
Ethylbenzene	Intermediate, <u>solvent</u> , gasoline
Fluoranthene	Coal tar by-product
Fluorene	Resinous products, <u>dye-stuffs</u> , <u>insecticides</u> , coal tar by-product
Fluorescein	Dye-stuffs
Isopropyl benzene	<u>Solvent</u> , chemical manufacturing
4,4'-methylene-bis-2-chloroaniline (MOCA)	Curing agent for polyurethanes and epoxy resins
Methylthiobenzothiazole	NA
Napthalene	<u>Solvent</u> , lubricant, explosives, preservatives, intermediate, <u>fungicide</u> , moth repellent
o-Nitroaniline	<u>Dye-stuffs</u> , intermediate, interior paint pigments, chemical manufacturing
Nitrobenzene	<u>Solvent</u> , polishes, chemical manufacturing
4-Nitrophenol	Chemical manufacturing
n-Nitrosodiphenylamine	<u>Pesticides</u> , retarder of vulcanization of rubber
Phenanthrene	<u>Dye-stuffs</u> , explosives, synthesis of drugs, biochemical research
n-Propylbenzene	Dye-stuffs, solvent
Pyrene	Biochemical research, coal tar by-product
Styrene (vinyl benzene)	Plastics, resins, protective coatings, intermediate
Toluene	Adhesive solvent in plastics, <u>solvent</u> , aviation and high-octane blending stock, diluent and thinner, chemicals, explosives, detergents
1,2,4-Trimethylbenzene	<u>Manufacture of dye-stuffs</u> , pharmaceuticals, chemical manufacturing
Xylenes (m, o, p)	Aviation gasoline, protective coatings, solvent, synthesis of organic chemicals, gasoline
Oxygenated hydrocarbons	
Acetic acid	Food additives, plastics, <u>dye-stuffs</u> , pharmaceuticals, photographic chemicals, <u>insecticides</u>
Acetone	<u>Dye-stuffs</u> , <u>solvent</u> , chemical manufacturing, cleaning and drying of precision equipment
Benzophenone	Organic synthesis, odor fixative, flavoring, pharmaceuticals
Butyl acetate	<u>Solvent</u>
n-Butyl-benzylphthalate	Plastics, intermediate

Contaminant	Examples of uses
Oxygenated hydrocarbons (cont'd)	
Di-n-butyl phthalate	Plasticizer, <u>solvent</u> , adhesives, <u>insecticides</u> , safety glass, inks, paper coatings
Diethyl ether	Chemical manufacturing, <u>solvent</u> , analytical chemistry, anesthetic, perfumes
Diethyl phthalate	Plastics, explosives, <u>solvent</u> , <u>insecticides</u> , perfumes
Diisopropyl ether	<u>Solvent</u> , rubber cements, paint and varnish removers
2,4-Dimethyl-3-hexanol	Intermediate, <u>solvent</u> , lubricant
2,4-Dimethyl phenol	Pharmaceuticals, plastics, disinfectants, <u>solvent</u> , <u>dye</u> stuffs, <u>insecticides</u> , <u>fungicides</u> , additives to lubricants and gasolines
Di-n-octyl phthalate	Plasticizer for polyvinyl chloride and other vinyls
1,4-Dioxane	<u>Solvent</u> , lacquers, paints, varnishes, cleaning and detergent preparations, <u>fumigants</u> , paint and varnish removers, wetting agent, cosmetics
Ethyl acrylate	Polymers, acrylic paints, intermediate
Formic acid	<u>Dyeing</u> and finishing, chemicals, <u>manufacture of fumigants</u> , <u>insecticides</u> , <u>solvents</u> , plastics, refrigerants
Methanol (methyl alcohol)	Chemical manufacturing, <u>solvents</u> , automotive antifreeze, fuels
Methylcyclohexanone	<u>Solvent</u> , lacquers
Methyl ethyl ketone	<u>Solvent</u> , paint removers, cements and adhesives, cleaning fluids, printing, acrylic coatings
Methylphenyl acetamide	NA
Phenols (e.g., p-tert-butylphenol)	Resins, <u>solvent</u> , pharmaceuticals, reagent, <u>dye</u> stuffs and indicators, germicidal paints
Phthalic acid	<u>Dye</u> stuffs, medicine, perfumes, reagent
2-Propanol	Chemical manufacturing, <u>solvent</u> , deicing agent, pharmaceuticals, perfumes, lacquers, dehydrating agent, preservatives
2-Propyl-1-heptanol	<u>Solvent</u>
Tetrahydrofuran	<u>Solvent</u>
Varsol	Paint and varnish thinner
Hydrocarbons with specific elements (e.g., with N, P, S, Cl, Br, I, F)	
Acetyl chloride	Dyestuffs, pharmaceuticals, organic preparations
Alachlor (Lasso)	<u>Herbicides</u>
Aldicarb (sulfoxide and sulfone; Temik)	<u>Insecticide</u> , <u>nematocide</u>
Aldrin	<u>Insecticides</u>
Atrazine	<u>Herbicides</u> , <u>plant growth regulator</u> , weed-control agent
Benzoyl chloride	Medicine, intermediate
Bromacil	<u>Herbicides</u>
Bromobenzene	<u>Solvent</u> , motor oils, organic synthesis
Bromochloromethane	Fire extinguishers, organic synthesis
Bromodichloromethane	<u>Solvent</u> , fire extinguisher fluid, mineral and salt separations
Bromoform	<u>Solvent</u> , intermediate
Carbofuran	<u>Insecticide</u> , <u>nematocide</u>
Carbon tetrachloride	Degreasers, refrigerants and propellants, <u>fumigants</u> , chemical manufacturing
Chlordane	<u>Insecticides</u> , oil emulsions
Chlorobenzene	<u>Solvent</u> , <u>pesticides</u> , chemical manufacturing
Chloroform	Plastics, <u>fumigants</u> , <u>insecticides</u> , refrigerants and propellants

Contaminant	Examples of uses
Hydrocarbons with specific elements (cont'd)	
1,2-Dichloropropane	<u>Solvent</u> ; intermediate, scouring compounds, <u>fumigant</u> , <u>nematocide</u> , additive for antiknock fluids
Dicyclopentadiene (DCPD)	<u>Insecticide manufacture</u>
Dieldrin	<u>Insecticides</u>
Diiodomethane	Organic synthesis
Diisopropylmethyl phosphonate (DIMP)	Nerve gas manufacture
Dimethyl disulfide	NA
Dimethylformamide	<u>Solvent</u> , organic synthesis
2,4-Dinitrophenol (Dinoseb, DNBP)	<u>Herbicides</u>
Dithiane	Mustard gas manufacture
Dioxins (e.g., TCDD)	Impurity in the herbicide 2,4,5-T
Dodecyl mercaptan (lauryl mercaptan)	Manufacture of synthetic rubber and plastics, pharmaceuticals, <u>insecticides</u> , <u>fungicides</u>
Endosulfan	<u>Insecticides</u>
Endrin	<u>Insecticides</u>
Ethyl chloride	Chemical manufacturing, anesthetic, <u>solvent</u> , refrigerants, <u>insecticides</u>
Bis-2-ethylhexylphthalate	Plastics
Di-2-ethylhexylphthalate	Plasticizers
Fluorobenzene	<u>Insecticide and larvicide intermediate</u>
Fluoroform	Refrigerants, intermediate, blowing agent for foams
Heptachlor	<u>Insecticides</u>
Heptachlorepoxyde	Degradation product of heptachlor, also acts as an insecticide
Hexachlorobicycloheptadiene	NA
Hexachlorobutadiene	<u>Solvent</u> ; transformer and hydraulic fluid, heat-transfer liquids
α -Hexachlorocyclohexane (= Benzenehexachloride, or α -BHC)	<u>Insecticides</u>
β -Hexachlorocyclohexane (β -BHC)	<u>Insecticides</u>
γ -Hexachlorocyclohexane (γ -BHC, or Lindane)	<u>Insecticides</u>
Hexachlorocyclopentadiene	Intermediate for resins, <u>dyestuffs</u> , <u>pesticides</u> , <u>fungicides</u> , pharmaceuticals
Hexachloroethane	<u>Solvent</u> , pyrotechnics and smoke devices, explosives, organic synthesis
Hexachloronorborendiene	NA
Isodrin	Intermediate compound in manufacture of Endrin
Kepone	<u>Pesticides</u>
Malathion	<u>Insecticides</u>
Methoxychlor	<u>Insecticides</u>
Methyl bromide	<u>Fumigants</u> , <u>pesticides</u> , organic synthesis
Methyl parathion	<u>Insecticides</u>
Oxathine	Mustard gas manufacture
Parathion	<u>Insecticides</u>
Pentachlorophenol (PCP)	<u>Insecticides</u> , <u>fungicides</u> , <u>bactericides</u> , <u>algicides</u> , <u>herbicides</u> , wood preservative
Phorathion (Disulfoton)	<u>Insecticides</u>
Polybrominated biphenyls (PBBs)	Flame retardant for plastics, paper, and textiles
Polychlorinated biphenyls (PCBs)	Heat-exchange and insulating fluids in closed systems
Prometon	<u>Herbicides</u>

Contaminant	Examples of uses
Hydrocarbons with specific elements (cont'd)	
RDX (Cyclonite)	<u>Explosives</u>
Simazine	<u>Herbicides</u>
Tetrachlorobenzene	NA ^o
Tetrachloroethanes (1,1,1,2 and 1,1,2,2)	<u>Degreasers, paint removers, varnishes, lacquers, photographic film, organic synthesis, solvent, insecticides, fumigants, weed killer</u>
Tetrachloroethylene (or perchloroethylene, PCE)	<u>Degreasers, drycleaning, solvent, drying agent, chemical manufacturing, heat-transfer medium, vermifuge</u>
Toxaphene	<u>Insecticides</u>
Triazine	<u>Herbicides</u>
1,2,4-Trichlorobenzene	<u>Solvent, dyestuffs, insecticides, lubricants, heat-transfer medium (e.g., coolant)</u>
Trichloroethanes (1,1,1 and 1,1,2)	<u>Pesticides, degreasers, solvent</u>
1,1,2-Trichloroethylene (TCE)	<u>Degreasers, paints, drycleaning, dyestuffs, textiles, solvent, refrigerant and heat exchange liquid, fumigant, intermediate, aerospace operations</u>
Trichlorofluoromethane (Freon 11)	<u>Solvent, refrigerants, fire extinguishers, intermediate</u>
2,4,6-Trichlorophenol	<u>Fungicides, herbicides, defoliant</u>
2,4,5-Trichlorophenoxyacetic acid (2,4,5-T)	<u>Herbicides, defoliant</u>
2,4,5-Trichlorophenoxypropionic acid (2,4,5-TP or Silvex)	<u>Herbicides and plant growth regulator</u>
Trichlorotrifluoroethane	<u>Dry-cleaning, fire extinguishers, refrigerants, intermediate, drying agent</u>
Trinitrotoluene (TNT)	Explosives, intermediate in dyestuffs and photographic chemicals
Tris-(2,3-dibromopropyl) phosphate	Flame retardant
Vinyl chloride	Organic synthesis, polyvinyl chloride and copolymers, adhesives
Other hydrocarbons	
Alkyl sulfonates	Detergents
Cyclohexane	Organic synthesis, <u>solvent</u> , oil extraction
1,3,5,7-Cyclooctatetraene	Organic research
Dicyclopentadiene (DCPD)	<u>Intermediate for insecticides, paints and varnishes, flame retardants</u>
2,3-Dimethylhexane	NA
Fuel oil	Fuel, heating
Gasoline	Fuel
Jet fuels	Fuel
Kerosene	Fuel, heating <u>solvent, insecticides</u>
Lignin	Newsprint, ceramic binder, <u>dyestuffs</u> , drilling fuel additive, plastics
Methylene blue activated substances (MBAS)	Dyestuffs, analytical chemistry
Propane	Fuel, <u>solvent</u> , refrigerants, propellants, organic synthesis
Tannin	Chemical manufacturing, tanning, textiles, electroplating, inks, pharmaceuticals, photography, paper
4,5,8-Trimethyl-1-nonene	NA
Undecane	Petroleum research, organic synthesis
Metals and cations	
Aluminum	Alloys, foundry, paints, protective coatings, electrical industry, packaging, building and construction, machinery and equipment
Antimony	Hardening alloys, solders, sheet and pipe, pyrotechnics

Contaminant	Examples of uses
Metals and cations (cont'd)	
Arsenic	<u>Alloys, dyestuffs, medicine, solders, electronic devices, insecticides, rodenticides, herbicide, preservative</u>
Barium	<u>Alloys, lubricant</u>
Beryllium	Structural material in space technology, inertial guidance systems, additive to rocket fuels, moderator and reflector of neutrons in nuclear reactors
Cadmium	<u>Alloys, coatings, batteries, electrical equipment, fire-protection systems, paints, fungicides, photography</u>
Calcium	<u>Alloys, fertilizers, reducing agent</u>
Chromium	<u>Alloys, protective coatings, paints, nuclear and high-temperature research</u>
Cobalt	<u>Alloys, ceramics, drugs, paints, glass, printing, catalyst, electroplating, lamp filaments</u>
Copper	<u>Alloys, paints, electrical wiring, machinery, construction materials, electroplating, piping, insecticides</u>
Iron	<u>Alloys, machinery, magnets</u>
Lead	<u>Alloys, batteries, gasoline additive, sheet and pipe, paints, radiation shielding</u>
Lithium	<u>Alloys, pharmaceuticals, coolant, batteries, solders, propellants</u>
Magnesium	<u>Alloys, batteries, pyrotechnics, precision instruments, optical mirrors</u>
Manganese	<u>Alloys, purifying agent</u>
Mercury	<u>Alloys, electrical apparatus, instruments, fungicides, bactericides, mildew proofing, paper, pharmaceuticals</u>
Molybdenum	<u>Alloys, pigments, lubricant</u>
Nickel	<u>Alloys, ceramics, batteries, electroplating, catalyst</u>
Palladium	<u>Alloys, catalyst, jewelry, protective coatings, electrical equipment</u>
Potassium	<u>Alloys, catalyst</u>
Selenium	<u>Alloys, electronics, ceramics, catalyst</u>
Silver	<u>Alloys, photography, chemical manufacturing, mirrors, electronic equipment, jewelry, equipment, catalyst, pharmaceuticals</u>
Sodium	Chemical manufacturing, catalyst, coolant, nonglare lighting for highways, laboratory reagent
Thallium	<u>Alloys, glass, pesticides, photoelectric applications</u>
Titanium	<u>Alloys, structural materials, abrasives, coatings</u>
Vanadium	<u>Alloys, catalysts, target material for x-rays</u>
Zinc	<u>Alloys, electroplating, electronics, automotive parts, fungicides, roofing, cable wrappings, nutrition</u>
Nonmetals and anions	
Ammonia	<u>Fertilizers, chemical manufacturing, refrigerants, synthetic fibers, fuels, dyestuffs</u>
Baron	<u>Alloys, fibers and filaments, semiconductors, propellants</u>
Chlorides	Chemical manufacturing, water purification, shrink-proofing, flame-retardants, food processing
Cyanides	Polymer production (heavy duty tires), coatings, metallurgy, <u>pesticides</u>
Fluorides	Toothpastes and other dentrifices, additive to drinking water
Nitrates	<u>Fertilizers, food preservatives</u>
Nitrites	<u>Fertilizers, food preservatives</u>

Subproductos potenciales del proceso de cloración

clorofenoles

ácidos acéticos clorados

hidrato de cloral

cloroacetona

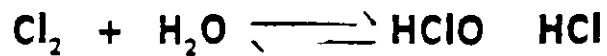
cloruro cianogeno

2, 4, 6 triclorofenol

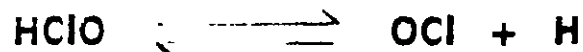
cloroformo

bromodiclorometano

FORMACION DE COMPUESTOS ORGANOCOLORADOS



Cloro + Agua Acido hipocloroso + Acido clorhídrico

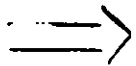
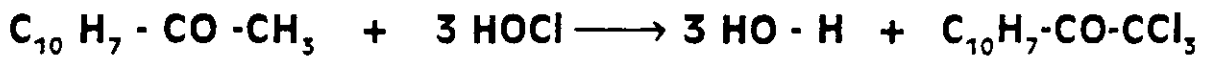


Acido hipocloroso ion hipoclorito

INTERACCION CON COMPUESTOS ORGANICOS

Reacción haloforma

cloración de metil acetona



cloroformo

Factores ocupacionales en la incidencia de cáncer

Personas expuestas	Agente	Tipo de cáncer
Mineros y obreros (industria química)	Arsénico	Piel, pulmón, hígado
Obreros (industria de la construcción)	Asbesto	Mesotelioma
Obreros industria hule-cemento	Benceno	Leucemia
Obreros hule colorantes	Betanaftalina	Vejiga
Obreros industria plástica	Cloruro de vinilo	Hígado
Exposición a gases y vapores	Cromo	Aparato respiratorio
Mineros	Arsénico	Piel, pulmón e hígado
Obreros (manejo solventes)	Benceno	Leucemia

**FACTORES DE CONFUSION EN ESTUDIOS DE
CANCERES ASOCIADOS A EXPOSICION DE
COMPUESTOS ORGANICOS**

**EDAD
(INFANTES, TERCERA EDAD)
SEXO
RAZA
PREDISPOSICION GENETICA**

FACTORES DE RIESGO ADICIONAL

**REGIMEN ALIMENTICIO
ALCOHOL
TABACO**

**NIVEL EDUCATIVO
POSICION LABORAL
(EXPOSICION LABORAL)**

**REGION GEOGRAFICA
TIPO DE RESIDENCIA
(URBANA, MARGINAL, RURAL)
DETECCION TEMPRANA ?
(TIPO DE ASISTENCIA MEDICA)**

RUTAS DE EXPOSICION

EXPOSICION CRUZADA

ESTILO DE VIDA

CAUSA



EFECTO

EVALUACION
CLINICA

PERIODO DE EXPOSICION

EVALUACION INGESTA

MONITOREO

AGUA

SUELO

ROCAS

COMPROMISO INSTITUCIONAL

APOYO ECONOMICO

PARTICIPACION CIUDADANA

COORDINACION INTERINSTITUCIONAL

SOLUTO/NORMATIVIDAD

RUTA DE EXPOSICION

POBLACION EXPUESTA

BIOCINETICA

SOLUTOS

BIOMONITOREO



REPRESENTATIVIDAD DATOS

METALES PESADOS

RELATIVIDAD PARA AGUA POTABLE EN mg/l

	NOM-127	EPA	OTROS
CADMIO	0.005	0.01	0.005 ◊
COBALTO	1.00 ◆
COBRE	0.20	1.00 °	0.05 ♣
CROMO	0.05	0.05	0.02°
MERCURIO	0.001	0.002	0.002 ♣
NIQUEL	0.20 ◆
PLOMO	0.025	0.05	0.05 ◊
ZINC	5.00	5.00 ♣

◊ STANDARD REGULATED

◊ CCE

◆ RCLL

° CHIA

♣ WHO

Afectaciones potenciales a la salud por ingesta prolongada de agua con metales

Cadmio	Disfunción renal. Enfermedad Itai Itai
Cobalto	anorexia, náusea, vómito (terapia con hierro)
Cobre	Vómitos, diarreas
Cromo	Irritación tracto intestinal. Cáncer estomacal
Mercurio	Neuralgia, fatiga Disturbios emocionales
Níquel	Cambio en el peso de órganos
Plomo	Neuropatía periférica, encefalopatía
Zinc	Malestares gástricos (terapias)

AFECTACIONES POR INGESTA DE INORGANICOS

Al	0.020	
As	0.05	Carcinogeno
Au	--	argirrosis
Ba	0.70	Afectación al sistema circulatorio
Be	--	No hay casos reportados
B	--	Flora, insuficiente información
Cd	0.005	Afectación al riñon
Cianuros	0.07	Ataca a la tiorides y al sistema nervioso
Cl	250	Sabor
Cu	2	Afecta higado y sistema gastrintestinal
Cr	0.05	Carcinogeno
Fe	0.30	Mancha ropa
F	1.5	Flourosis dental
Mn	0.15	Neurotóxico
Mo	--	Carcinogeno
Ni	--	Carcinogeno
Hg	0.001	El inorganico afecta al riñon.
Nitrato	10.00 como N	Metahemoglobina
Nitritos	0.05 como N	Metahemoglobina
Na	200.	sabor
SDT	1.000.	sabor
Se	--	Afectación al higado
Zn	5.00	sabor

Toxicidad	Ingesta (LD ₅₀)
No tóxico	5,000 - 50,000
Levemente tóxico	500 - 5,000
Mediamente tóxico	50 - 500
Toxicidad alta	5 - 50
Extremadamente tóxico	1 - 5
Muy tóxico	— 1

mg/Kg peso corporal

LD₅₀: Dosis a la cual se afectan mortalmente el 50 % de los individuos expuestos

EVALUACION DE TOXICIDAD

Intensidad de Exposición. Edad, Patrón de Exposición, sexo

- Estilo de Vida -

Dosis de Referencia. D_{ref}

Valor de toxicidad usado frecuentemente para evaluar efectos no-cancerígenos debido a la exposición a un agente químico o físico

NSENO (NOAEL)

En experimentos dosis/respuesta es el nivel de exposición al cual NO HAY incrementos biológicos o estadísticos significativos en la frecuencia o severidad de efectos adversos.

NICENO (LOAEL)

El mínimo nivel de exposición al cual existen incrementos biológicos o estadísticos significativos en la frecuencia o severidad de efectos adversos.

Ingesta Diaria Tolerable = NICENO/ FI

FI = Factor de incertidumbre [1 - 10.000]

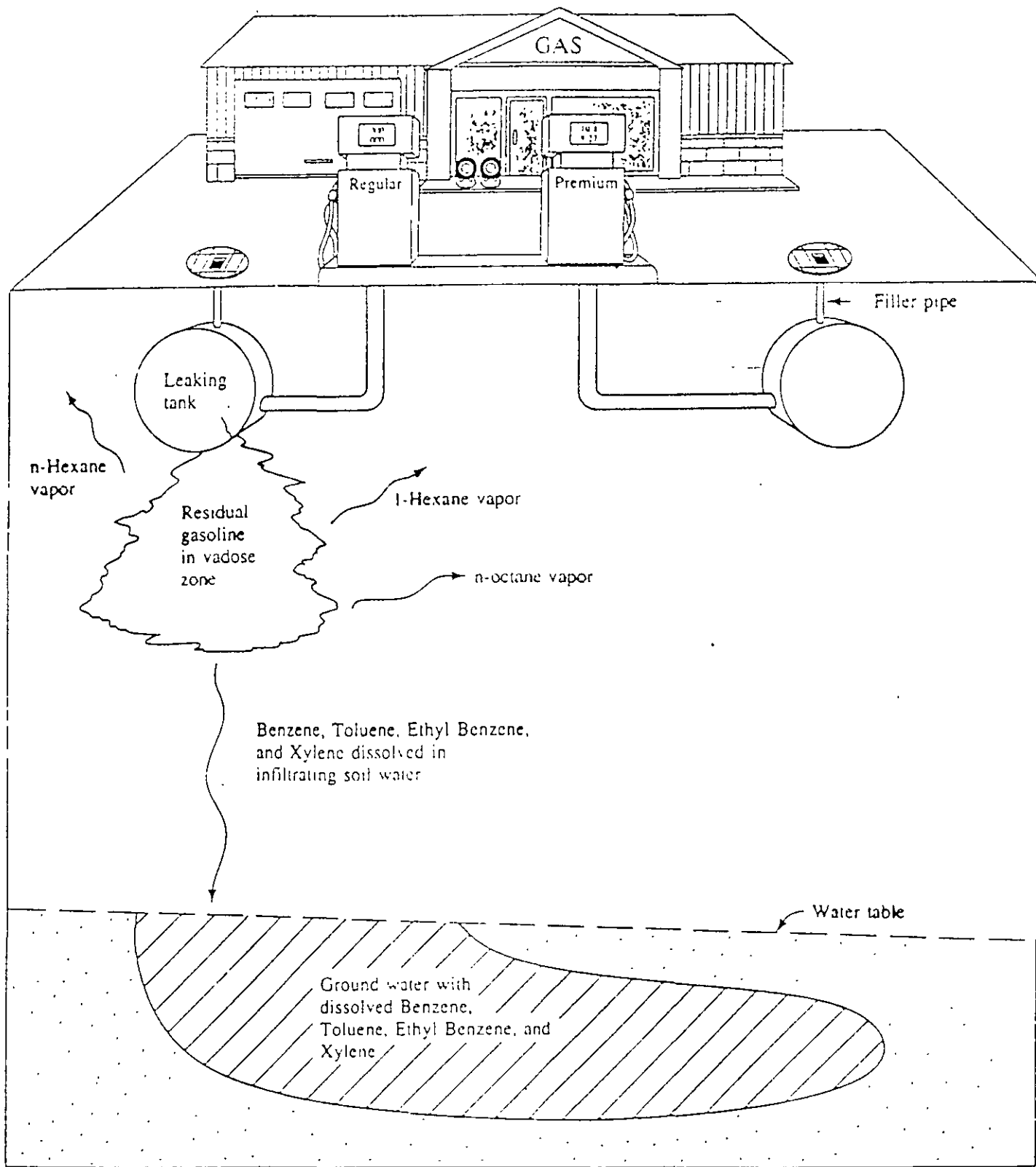


FIGURE 5.18 Process of ground water being contaminated by gasoline constituents from residual gasoline in the vadose zone.

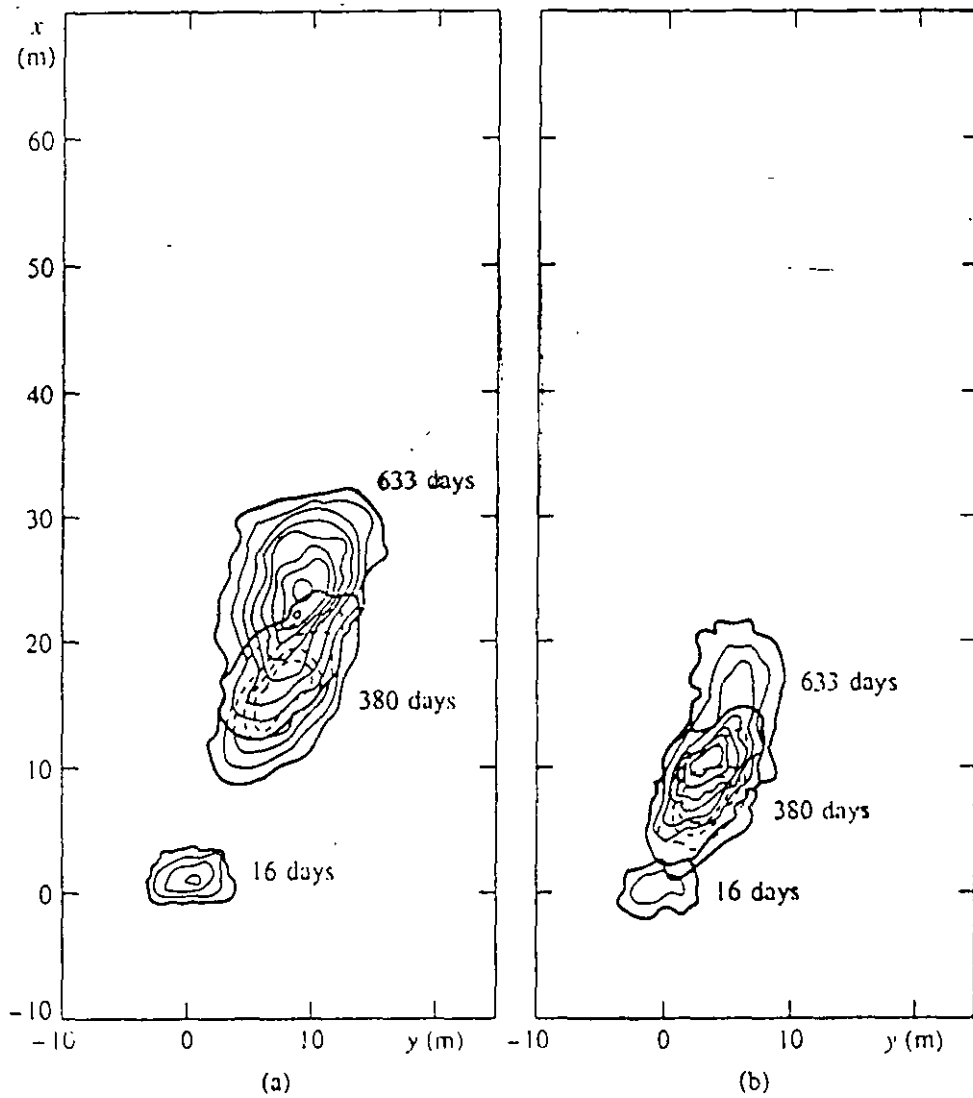


FIGURE 3.17 (a) Growth of carbon tetrachloride plume with time; (b) growth of tetrachloroethylene plume with time. Source: P. V. Roberts, M. N. Goltz, and D. M. Mackay, *Water Resources Research* 22, no. 13 (1986), 2047-59. Copyright by the American Geophysical Union.

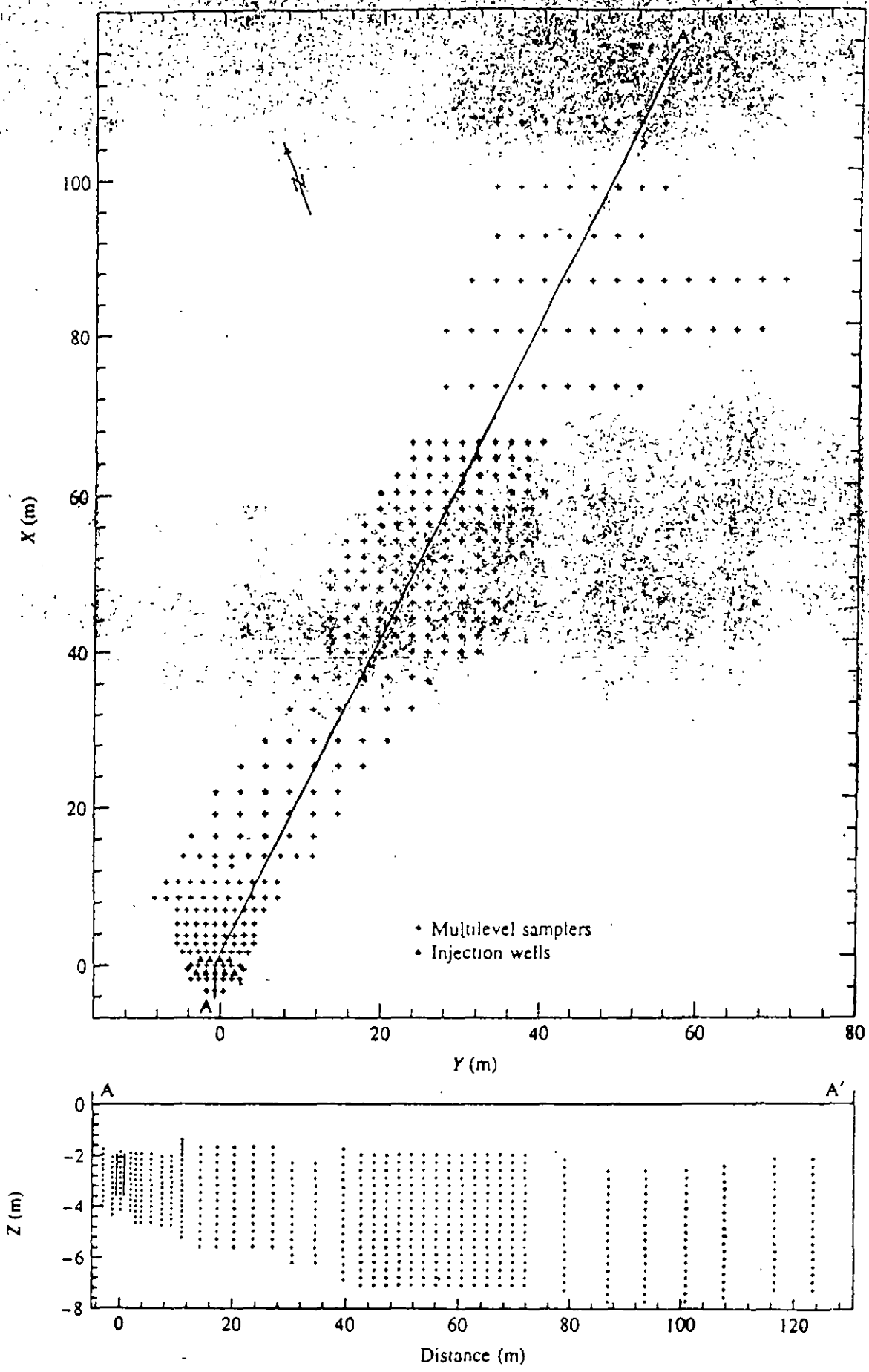
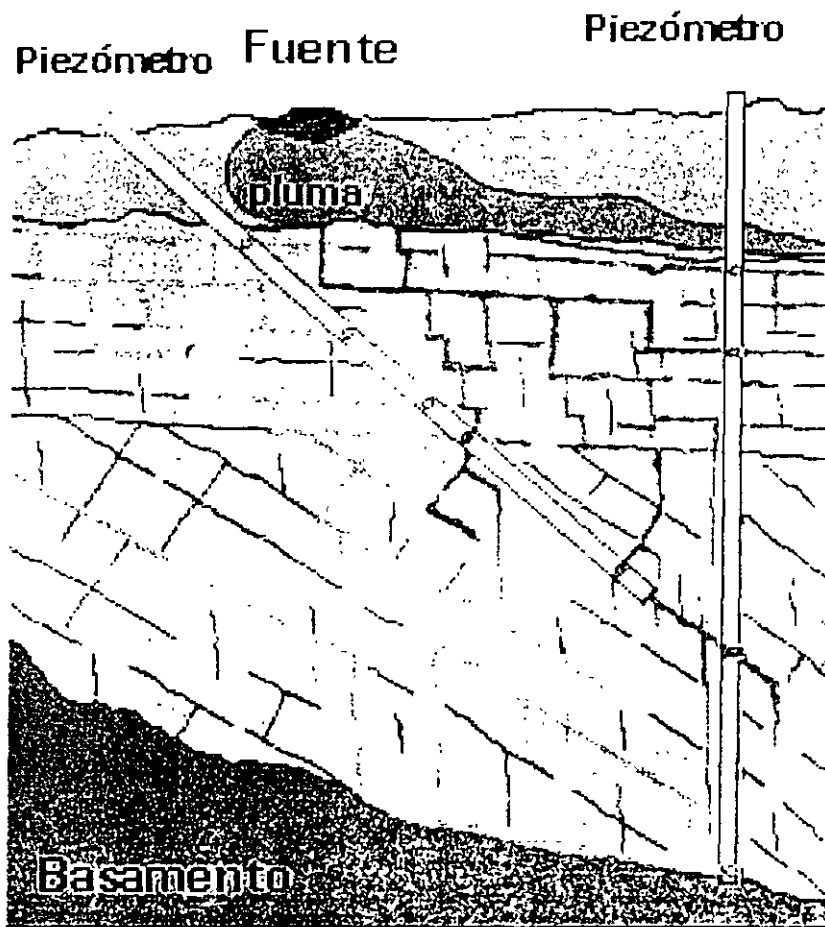


FIGURE 3.13 Location of multilevel sampling devices at the site of the Borden, Ontario, tracer test. Source: D. M. Mackay et al., *Water Resources Research* 22, no. 13 (1986):2017-30. Copyright by the American Geophysical Union.



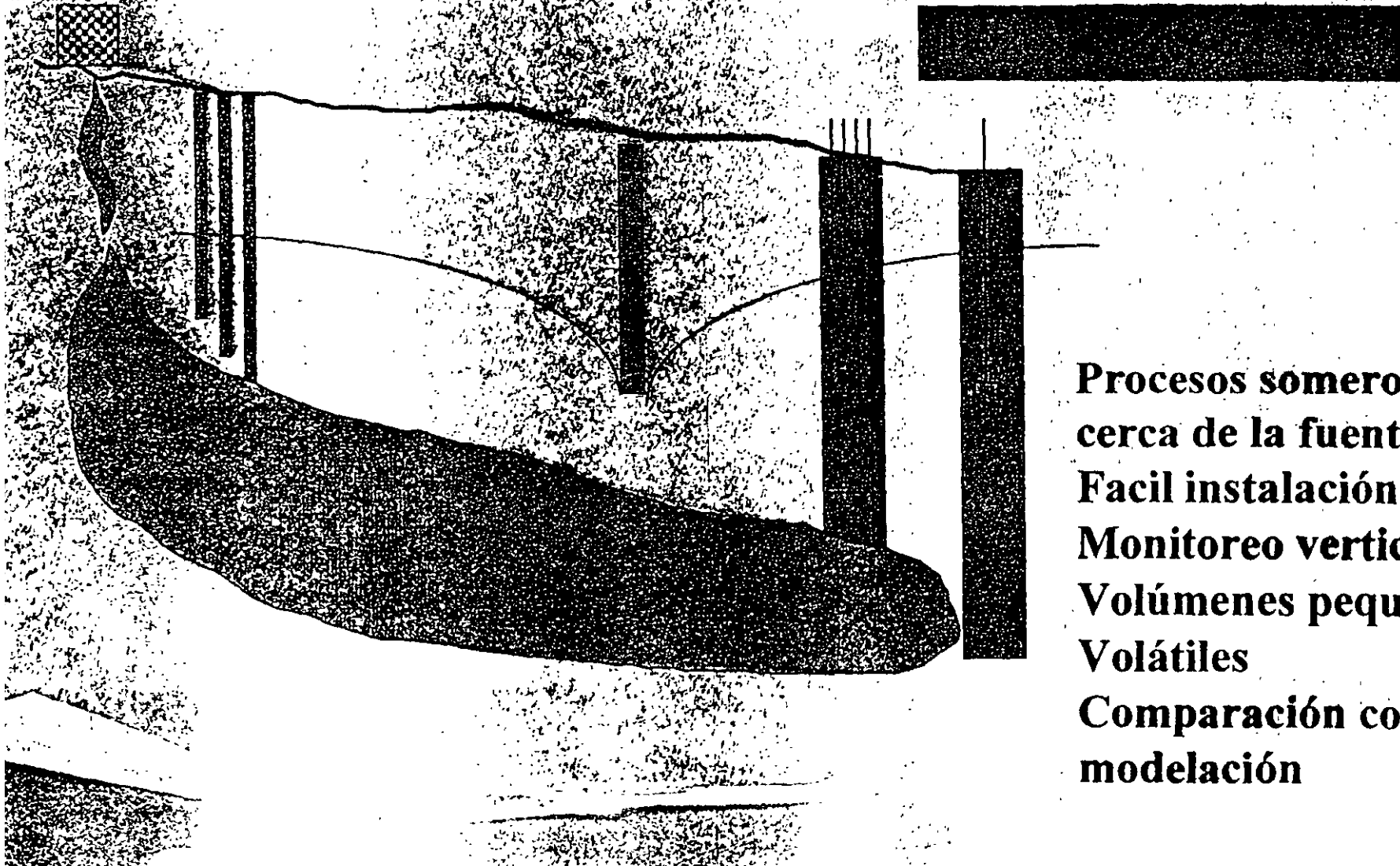
**Sistema multipiezométrico
en medio fracturado
con piezómetro inclinado**

TECNICAS DE MONITOREO

PIEZOMETROS

POZOS

NIDOS PIEZOMETRICOS

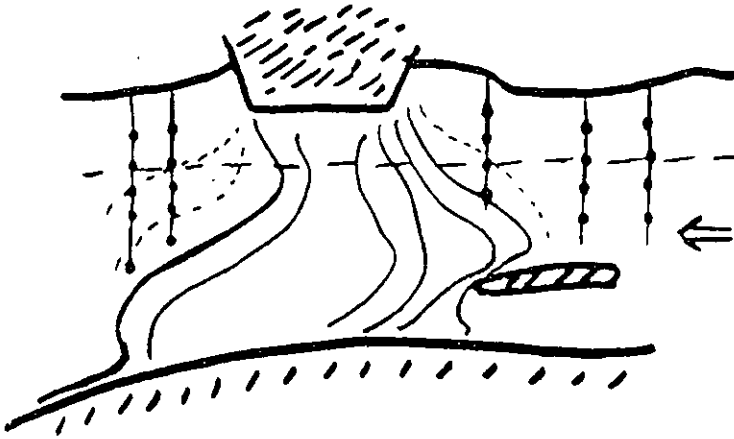


**Procesos someros
cerca de la fuente
Facil instalación
Monitoreo vertical
Volúmenes pequeños
Volátiles
Comparación con
modelación**

PROTOCOLO DE MONITOREO HIDROGEOQUIMICO

PROGRAMACION DE ACTIVIDADES	VERIFICACION GEOLOGICA, CENSO DE OBRAS, MONITOREO
SELECCION DE PUNTOS	NORIAS, MANANTIALES, POZOS, PIEZOMETROS
PERIODICIDAD	QUINCENAL, MENSUAL, TRIMESTRAL
TECNICA DE TOMA DE MUESTRA	DESCARGA DE POZOS, MONITOREO VERTICAL, BOTELLAS, PIEZOMETROS
VALIDACION	BLANCOS, MUESTRAS CRUZADAS
DETERMINACIONES IN SITU	PARAMETROS FISICO-QUIMICOS, COLORIMETRIA
MANEJO Y TRANSPORTE DE MUESTRAS	ENVASES, CONSERVACION BAJA TEMPERATURA, TIEMPO DE TRASLADO
CAPACIDAD DE ALMACENAMIENTO LAB.	PRESERVACION DE MUESTRAS, OPTIMIZACION DE MONITOREO
RESOLUCION	INORGANICO, BACTERIOLOGICO, COMPUESTOS ORGANICOS
MANEJO DE DATOS	QUIMICA, HIDROGEOLOGICA HIDROGEOQUIMICA, SALUD
CRITERIOS	MODELACION, VALORES CRITICOS, ISOLINEAS
HIPOTESIS ?;?	FUENTES, MECANISMOS DE MIGRACION AFECTACIONES AMBIENTALES
CORRELACIONES	GEOLOGICAS, HIDROGEOLOGICAS QUIMICAS
VERIFICACIONES	ANALITICAS, MONITOREO, FUENTES
COMUNICACION DE RESULTADOS	DOCUMENTO OFICIAL, REPORTE TECNICO, PRODUCTO ACADEMICO

SISTEMAS MONITOREO



CO\$TO

QUIEN PAGA ?

QUIEN EJECUTA ?

A QUIEN BENEFICIA ! ?

TIEMPO

CUANDO ?

DONDE ?

YA PARA QUE !

IMPACTO

ECOLOGICO

SOCIAL

ECONOMICO

INVESTIGACION

IMPLEMENTACION ?

O SIN PAPER'S !

APOYO ECONOM. - ACADEM.

QUE DESEAMOS
MEDIR

QUE PODEMOS
MEDIR

QUE MEDIMOS

INCREMENTO
ABSORCION

COMO MEDIMOS

ACERO INOXID.

PVC RIGIDO

FIBRA VIDRIO IMPREGN. CON EPOXY

POLIVINILIDENO PF

POLITETRAFLUOROETILENO PTFE

POLIETILENO FLEXIBLE

POLIVINIL PVC FLEXIBLE

**POSIBLES AFECTACIONES A LA SALUD POR INGESTA DE AGUA
CON COMPUESTOS ORGANICOS**

Atrazine	Incremento peso corazón e hígado
Bromodichlorometano	Carcinoma hepático
Benceno	Leucemia
Cloroformo	Tumores en los riñones
1,1-Dicloroetano 1,1-DCA	Perdida de peso corporal
1,1-Dicloroetileno 1,1-DCE	Degeneración hepatocelular
1,2 Dicloropropano 1,2-DCP	Carcinoma hepático
1,4-Diclorobenceno 1,4-DCB	Carcinoma hepatocelular
Endrin	Incremento peso del hígado
Etilbenceno	Incremento peso hígado riñones
Heptacloro	Carcinoma hepático
Hexaclorobenceno	Carcinoma hepático
Lindano	Carcinoma hepático
Monoclorobenceno	Nodulos neoplásticos hepáticos
1,1,1-Tricloroetano -TCA	Mortalidad fetal
1,2,4-Triclorobenceno -TCB	Incremento peso gland. suprarrenal
Tetracloroetano	Cambios en el cont. grasa hígado
Tolueno	Neurotoxicidad
Triclorofluorometano	Incremento de N en urea
Triclorotrifluoroetano	Incremento en peso hepático
Cloruro de vinilo	Carcinoma hepático
Xileno	Perdida peso corporal

Modificado de Wang R., 1994

Tratamiento de los parámetros de transporte de solutos

K	<u>conductividad hidráulica</u>	Pruebas de bombeo
η	<u>porosidad</u>	valores literatura
V	<u>velocidad de agua</u>	Campo de velocidades
C	<u>concentración del soluto</u>	Monitoreo vertical periódico
C₀	<u>Concentración inicial</u>	Monitoreo, calibración
t₀	<u>tiempo inicial</u>	inferido
D	<u>dispersión</u>	calibración y literatura ?
	<u>Valores puntuales</u>	<u>Representatividad ?</u>

Medios fracturados ?

Doble porosidad

Zona - no saturada, - vadosa -

$$D_v = \alpha V(\theta_a) + \tau D_0$$

$V(\theta_a)$ = Velocidad vertical del soluto θ_a = Contenido de humedad

Fluidos multifásicos

K_f = Función de Distribución

$$\Rightarrow D = \alpha v + \tau D_0 \left(1 + \frac{\rho}{\eta} \frac{K_f}{K_f} \right)^{-1}$$

$$\frac{\partial C}{\partial t} = v \frac{\partial C}{\partial x} - \left(\alpha v + \tau D_0 R^{-1} \right) \frac{\partial^2 C}{\partial x^2}$$

con

$$R = \left(1 + \frac{\rho}{\eta} \frac{K_f}{K_f} \right) = \frac{v}{v_s} \quad \text{Factor de Retardo}$$

donde

v_s = Velocidad del soluto al nivel de concentración $C/C_0 = 0.5$

Si existe adsorción del soluto en el medio poroso

$$\frac{\partial C}{\partial t} = v \frac{\partial C}{\partial x} - D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - \rho \frac{\partial S}{\partial t}$$

donde

S es la concentración del soluto adsorbido, si $S = K_d C$

$$R \frac{\partial C}{\partial t} = v \eta \frac{\partial C}{\partial x} - D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2}$$

Ecuación simplificada unidimensional del transporte de solutos no - reactivos en medios granulares homogéneos e isótropos

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v \frac{\partial C}{\partial x}$$

con

v = velocidad media del agua

D = dispersión [$L^2 T^{-1}$]

$$D = D_m + D_e$$

$$D_m = \alpha v$$

Coficiente de Dispersión Mecánica

$$D_e = \tau D_o$$

Coficiente de Difusión Molecular

\Rightarrow

$$D = \alpha v + \tau D_o$$

$$D_o = D'_o \left(1 + \frac{\rho}{\eta} K_d \right)^{-1}$$

Coficiente de Difusión libre

ρ = densidad del medio

η = porosidad

D'_o = de Difusión efectiva

$$D'_o = D_e f \eta \quad \delta \quad D'_o = D_e (1 - \eta) \eta / 2$$

$$K_d = K_s / K_r$$

Coficiente de Distribución

Potencial de migración en el agua subterránea de contaminantes orgánicos.

Compuesto	Mobilidad Potencial	Potencial de Migración
Tricloroetano	59.4	4470
Tetracloroetano	47.6	4104
Triclorometano	71.5	3208
1,4-Diclorobenceno	35.2	2659
1,3-Diclorobenceno	42.6	2571
1,2-Diclorobenceno	39.4	1875
Benceno	62.6	1046
Clorobenceno	50.7	1023
Etilbenceno	45.9	539
Trans-1,2-Dicloroetano	61.3	328
Diclorometano	78.5	78
Tetraclorometano	59.7	57

Modificado de Lesage S., 1992

INTRODUCCIÓN

El riesgo de contaminación acuífera se puede definir como la probabilidad de que las aguas subterráneas se contaminen con alguna sustancia en concentraciones por encima de los valores recomendados por la Organización Mundial de la Salud para la calidad del agua de consumo humano (Foster y Hirata, 1991)

En general el propósito de una evaluación de riesgo es determinar cuales fuentes potenciales de riesgo representan mayor potencial de causar daños a la salud humana y/o al ambiente y que acciones de planeación se deben tomar.

El hecho de que el riesgo pueda convertirse en una seria amenaza a la calidad de abastecimiento de agua subterránea ya desarrollada o por desarrollar, dependerá de la movilidad de los contaminantes dentro del acuífero.

El concepto de vulnerabilidad a la contaminación del agua subterránea fue introducido por el hidrogeólogo francés Margat en la década de los 60's y aunque inicialmente se le relacionaba solo a aspectos cualitativos de contaminación, actualmente puede incluir aspectos cuantitativos de contaminación y calidad del agua. Se puede decir que la vulnerabilidad es una propiedad natural del sistema acuífero que depende de la susceptibilidad de este sea adversamente afectado por una carga contaminante, debido al impacto humano y/o natural (Vrba y Zapotec, 1994).

En otras palabras la vulnerabilidad del acuífero depende de la inaccesibilidad a la zona saturada y de la capacidad de atenuación de los estratos encima de esta zona. La capacidad de atenuación del medio puede ser el resultado de su retención física y la reacción química con contaminantes. Estos dos componentes de la vulnerabilidad del acuífero, se relacionan además con factores asociados a la fuente contaminante en el subsuelo como: a) modo de disposición del contaminante en el subsuelo y en particular de la cantidad de carga hidráulica asociada y b) la clase de contaminante en términos de su movilidad y persistencia.

La mejor manera de presentar la vulnerabilidad del acuífero es en forma de mapas que muestren como varía espacialmente los diferentes grados de vulnerabilidad.

Los mapas de vulnerabilidad de agua subterránea involucran la identificación de áreas susceptibles de variar la calidad del agua subterránea, debido a la interacción de características fisico-químicas que aumentan o retardan el movimiento de contaminantes en el subsuelo.

En los últimos 30 años se han desarrollado varios métodos para la evaluación de vulnerabilidad y riesgo ambiental, estos pueden ser de dos tipos:

- 1) Sistemas que utilizan tasas numéricas (Aquifer Vulnerability Index, Depth Recharge Aquifer Soil Topography Impact to vadose zone Conductivity hydraulic, Enviromental Risk Inventory System, Site Rating Methodology)
- 2) Sistemas no numéricas, los cuales pueden usar números para ordenar el incremento de vulnerabilidad o clasificar como altamente vulnerables o menos vulnerables

Algunos de estos métodos (ERIS) fueron desarrollados para obtener índices de impacto a los diferentes partes del medio ambiental (agua superficial, agua subterránea, aire, contacto directo al humano, fuego y explosión).

ÍNDICE DE VULNERABILIDAD DE ACUÍFEROS (AVI)

El AVI es uno de los métodos más sencillos, fáciles y rápidos de cuantificar la vulnerabilidad, tan solo utiliza la conductividad hidráulica y el espesor de las capas de diferente material que se encuentran sobre el nivel del agua.

Es un índice para cuantificar la vulnerabilidad de un acuífero (Van Stempvoort et al 1992), por medio de la resistencia hidráulica c al flujo vertical del agua al pasar por los diferentes materiales sobre el acuífero

La resistencia hidráulica c se calcula por la expresión:

$$c = \sum b_i / K_i \text{ para las capas } 1, 2, 3, \dots, i$$

donde b_i es el espesor de cada capa sobre el acuífero, K_i es la conductividad hidráulica de cada capa, c es la resistencia hidráulica total (inverso de la conductividad hidráulica, tiene dimensiones de tiempo) indica el tiempo aproximado de flujo por unidad de gradiente de carga que atraviesa el agua hacia abajo al pasar por varias capas de sedimentos, por encima del acuífero. A mayor resistencia hidráulica c , menor vulnerabilidad.

Para construir el mapa de vulnerabilidad se necesitan las coordenadas del pozo en cuestión y se utiliza el $\log c$ para cada pozo, se interpolan los valores de $\log c$. Esto da como resultado un zonamiento de resistencias hidráulicas, las cuales están directamente relacionadas con la vulnerabilidad

ÍNDICE DRASTIC

El DRASTIC es un esquema de clasificación numérica desarrollado para evaluar la contaminación potencial del agua subterránea para un sitio dado. Este esquema de clasificación se basa en 7 factores escogido por un gran numero de científicos geohidrologos en toda la unión americana. También los científicos establecieron pesos de relativa importancia así como una escala de puntuación para la clasificación para cada factor. Los pesos de cada factor son dados de manera general y cuando es aplicado a agroquímicos algunos de los pesos de los parametros cambian. Las siglas de DRASTIC se deriva de 7 factores (Aller et al. 1985):

D = profundidad al agua subterránea, R = recarga neta, A = medio acuifero. S = tipo de suelo

T = topografía (pendiente), I = impacto a la zona vadosa, C = conductividad hidráulica del acuifero

La determinación del índice DRASTIC involucra multiplicar cada uno de los parámetros r por la puntuación de peso w asignado a cada parámetro y se suma el total. como se indica a continuación.

$$DrDw + RrRw + ArAw + SrSw + TrTw + Irlw + CrCw = \text{Contaminación potencial}$$

Valores altos de la suma representan fuertes potenciales de contaminación del agua subterránea o una gran vulnerabilidad del acuifero. El valor de los pesos dados en las tablas 1 a 7 son dados para el índice general de DRASTIC.

1. En la tabla 1 se presenta la escala de valores para profundidad del agua subterránea, el peso de importancia (Dw) en DRASTIC de este parametro es 5 puntos (Aller et al. 1985)
2. La tabla 2 contiene la clase de información para la recarga neta y su índice (Rw) de DRASTIC es 4 puntos (Aller et al op cit.)
3. La tabla 3 muestra un esquema de rangos para la evaluación del medio acuifero. El peso de importancia de importancia para este factor en el índice (Aw) de DRASTIC es de 3 puntos.
4. La información para la evaluación de tipo de suelo se incluye en la tabla 4, con su peso de importancia (Sw) en el DRASTIC de 2 puntos (Aller et al. op. cit.).
5. La tabla 5 muestra los rangos de valores para topografía y su peso de importancia (Tw) para este factor en el DRASTIC es de 1 puntos (Aller et al. op. cit.).
6. La aproximación para la evaluación del impacto de la zona vadosa en el DRASTIC se presenta en la tabla 6 con su peso de importancia (Iw) para este factor será de 5 puntos (Aller et al. op. cit.).
7. Finalmente la tabla 7 resume información pertinente para la conductividad hidráulica del factor acuifero, con su peso de importancia (Cw) DRASTIC, el cual será de 3 puntos (Aller et al op cit.)

Parámetro	Rango (ft)	(m)	Clase
Profundidad del Agua	0 - 5	0 - 1.5	10
	5 - 15	1.5 - 4.6	9
	15 - 30	4.6 - 9.1	7
	30 - 50	9.1 - 15.2	5
	50 - 75	15.2 - 22.9	3
$Dw = 5$	75 - 100	22.9 - 30.5	2
	> 100	> 30.5	1

Tabla 1.- Evaluación del factor de profundidad al agua subterránea en el DRASTIC

Parámetro	Rango (in)	(mm)	Clase
Recarga Neta	0-2	0 - 50	1
	2-4	50 - 102.6	3
$Rw = 4$	4-7	102 - 178	6
	7-10	178 - 254	8
	> 10	> 254	9

Tabla 2.- Evaluación del factor de recarga neta en el DRASTIC

Parámetro	Rango	Clase
Impacto a la Zona Vadosa	Capa confinante	1
	Limo/arcilla	2 - 6
Iw = 5	Lutita	2 - 5
	Caliza	2 - 7
	Arenisca	4 - 8
	Caliza estratificada, arenisca, lutita	4 - 8
	Arena, grava con limo, arcilla	4 - 8
	Ígnea/metamórfica	2 - 8
	Arena y Grava	6 - 9
	Basalto	2 - 10
	Caliza karstica	8 - 10

Tabla 6.- Evaluación del factor de impacto a la zona vadosa en el DRASTIC

Parámetro	Rango (GPD/ft ²)	(m/d)	(m/s)	Clase
Conductividad Hidráulica	1-100	0.040746-4.0746	$4.6 \times 10^{-7} - 4.7 \times 10^{-5}$	1
	100-300	4.0746-12.2238	$4.7 \times 10^{-5} - 1.4 \times 10^{-4}$	2
Cw = 3	300-700	12.2238-28.522	$1.4 \times 10^{-4} - 3.4 \times 10^{-4}$	4
	700-1000	28.522-40.746	$3.4 \times 10^{-4} - 4.7 \times 10^{-4}$	6
	1000-2000	40.746-81.492	$4.7 \times 10^{-4} - 9.5 \times 10^{-4}$	8
	> 2000	> 81.492	$> 9.5 \times 10^{-4}$	10

Tabla 7.- Evaluación de conductividad hidráulica en el DRASTIC

SISTEMA DE INVENTARIO DE RIESGO AMBIENTAL (ERIS)

Una vez que ocurre una fuga o accidente y la sustancia contaminante ha salido de control, esta constituye una fuente de riesgo. Para evaluar sus efectos a los seres humanos y al medio ambiente sensible se puede aplicar el modelo del Sistema de Inventario de Riesgo Ambiental (ERIS), (Wilson, 1991) el cual toma en cuenta elementos muy importantes como son:

- Tipo de riesgo ambiental
- Cantidad y extensión de la fuente
- Mecanismos de control que intervienen en los niveles de riesgo
- Las condiciones actuales y futuras de los mecanismos de control
- Identificación espacial de las áreas de mayor riesgo
- La cuantificación de los daños a los posibles receptores

Para agua superficial utiliza datos como precipitación media anual, condiciones físicas del terreno, estado físico de suelo, uso del suelo, distancia a poblaciones y hábitats cercanos, población afectada en un tiempo actual y tiempos futuros, distancia a las fuentes de riesgo y uso de agua superficial y sensibilidad ambiental.

Para agua subterránea utiliza datos como profundidad de acuífero, distancia a la fuente, precipitación neta, conductividad hidráulica, estado físico de suelos, distancia a pozos cercanos, uso de aguas subterráneas, distancia a poblaciones y cercanas, población afectada para un tiempo actual y a futuro, probabilidades de uso.

En el análisis de la ruta de aire se requieren datos de probabilidad de uso, reactividad e incompatibilidad de la sustancia en cuestión, población afectada para un tiempo actual y para tiempos futuros, distancia a poblaciones cercanas, uso del suelo y sensibilidad ambiental.

VULNERABILIDAD DE ACUÍFEROS Y RIESGO AMBIENTAL

La evaluación de la ruta de contacto directo requiere datos de probabilidad de uso, accesibilidad, población afectada para un tiempo actual y tiempos futuros, población en un radio de una milla, persistencia y toxicidad y sensibilidad ambiental

análisis de riesgo de la ruta de fuego/explosión requiere de datos como probabilidad de uso, ignibilidad, reactividad, incompatibilidad, población afectada para un tiempo actual y tiempos futuros, población en un radio de dos millas, uso del suelo, distancia a edificios y hábitats cercanos. Todos estos datos mencionados anteriormente son normalizados mediante pesos basados en la técnica Delphi.

EJEMPLO DE APLICACIÓN DEL ERIS

Este método será utilizado para realizar una evaluación de riesgo ambiental en el área de La Presa de San German, León Gto.

•Relleno Sanitario (F1), este se localiza aproximadamente 1.6 km al poniente de la Presa de San German, en las cercanías de las vías del ferrocarril, pertenece a la Industria de Química Central de México, tiene una capacidad de 38,840 tons, al parecer esta fue construido bajo estrictas especificaciones de ingeniería sanitaria, cuenta con 8 pozos someros (4 m de profundidad) de observación, cuenta con una cubierta plástica, una capa de tepetate comprimido y asfalto en la superficie, fue construido en arcillas cuya conductividad hidráulica alcanza los 10^{-9} m/s

Para cada mecanismo de transporte se analizará las condiciones de la fuente, así como sus características físicas (Hazard Ranking System => HRS) tablas 8a-d y 9a-d.

Confinamiento Superficial	Peso
Diques o estructuras de separación seguras, bordos adecuados y la erosión no es evidente	0
Diques o estructuras separación seguras pero los bordos son inadecuados	1
Diques sin infiltraciones pero potencialmente inseguros	2
Diques inseguros, infiltraciones, o en peligro de colapsarse	3

Tabla 8a.- HRS de Confinamiento Superficial para transporte en agua superficial.

Contenedores	Peso
Contenedores sellados, en condiciones seguras y bordeados por separadores seguros o sistemas de confinamiento.	0
Contenedores sellados, en condiciones seguras y pero no estan rodeados por separadores seguros o sistemas de confinamiento.	1
Contenedores con fugas y separadores o estructuras de confinamiento potencialmente inseguras.	2
Contenedores con fugas y sin separadores, ni estructuras de confinamiento, ni estructuras de captacion de fugas o en peligro de colapso.	3

Tabla 8b.- HRS de Contenedores para transporte en agua superficial

Pila de Residuos	Peso
Pilas cubiertas y rodeadas por separadores seguros o sistemas de confinamiento	0
Pilas cubiertas, residuos sin consolidar, los separadores o sistemas de confinamiento son inadecuados	1
Pilas no cubiertas, residuos sin consolidar y con separadores o sistemas de confinamiento potencialmente inseguros.	2
Pilas no cubiertas, residuos sin consolidar y sin separadores, ni confinamiento, ni sistemas de captación de fugas o en peligro de colapso.	3

Tabla 8c.- HRS de Pila de Residuos para transporte en agua superficial

VULNERABILIDAD DE ACUÍFEROS Y RIESGO AMBIENTAL

Relleno Sanitario	Peso
La pendientes del Relleno Sanitario impide escurrimientos, relleno sanitario bordeado por sistemas de aislamiento seguros, o el relleno sanitario tiene una cubierta material adecuada.	0
Relleno Sanitario cubierto inadecuadamente y con sistemas de aislamiento seguros.	1
Relleno Sanitario descubierto y con sistemas de aislamiento potencialmente inseguros.	2
Relleno Sanitario descubierto y sin sistemas de aislamiento y con sistemas de aislamiento inseguros	3

Tabla 8d. - Valores de HRS de Contenedores para transporte en agua superficial.

Se asignan valores de 0 si 1) Todos los residuos del sitio son rodeados por diferentes estructuras de separacion que se encuentran en condiciones seguras y adecuadas para contener todos los escurrimientos, derrames o lixiviados de residuos, o 2) si la intervencion del terreno no permite escurrimientos en la entrada de agua superficial Por otro lado al evaluar los contenedores para cada uno de los diferentes formas de almacenamiento o disposicion en los sitios se asignan los siguientes valores.

Confinamiento Superficial	Peso
Estructuras de aislamiento para infiltraciones seguras, forradas con material impermeable (natural o artificial) compatible con los residuos y sistemas de coleccion de lixiviados adecuados.	0
Forradas con material impermeable (natural o artificial) compatible con los residuos y sin sistemas de coleccion de lixiviados o bordos inadecuados.	1
Estructuras de aislamiento para infiltraciones potencialmente inseguras o con cubierta moderadamente permeable compatible	2
Estructuras de aislamiento para infiltraciones inseguras, sin cubierta o cubierta incompatible.	3

Tabla 9a. - HRS de Confinamiento Superficial para transporte en agua subterránea.

Contenedores	Peso
Contenedores sellados, en condiciones seguras, sin cubierta o cubierta moderadamente permeable	1
Contenedores con fugas, cubierta moderadamente permeable	2
Contenedores con fugas y sin cubierta o cubierta incompatible	3

Tabla 9b. - HRS de Contenedores para transporte en agua subterránea.

Pilas	Peso
Pilas descubiertas y residuos estabilizados, o pilas cubiertas, residuos no estabilizados y cubierta esencialmente impermeable.	0
Pilas descubiertas, residuos no estabilizados, cubierta moderadamente permeable y sistemas de coleccion de lixiviados.	1
Pilas descubiertas, residuos no estabilizados, cubierta moderadamente permeable y sin sistemas de coleccion de lixiviados	2
Pilas descubiertas, residuos no estabilizados y sin cubierta.	3

Tabla 9c - HRS de Pila de Residuos para transporte en agua subterránea.

Repleno Sanitario	Peso
encialmente cubierta impermeable, cubierta compatible con los residuos, y adecuado sistema de coleccion de lixiviados.	0
Esencialmente cubierta impermeable compatible sin sistema de coleccion de lixiviados y la superficie del relleno sanitario evita estancamientos de agua.	1
Cubierta moderadamente permeable y compatible, y la superficie del relleno sanitario evita estancamientos	2
Sin cubierta o cubierta incompatible; cubierta moderadamente permeable compatible, la superficie del relleno sanitario facilita el estancamiento de agua; sin control de infiltraciones.	3

Tabla 9d.- Valores de HRS de Contenedores para transporte en agua subterránea.

Se asignan valores de 0 si 1) Las sustancias peligrosas, no tienen fácil acceso por la presencia de una superficie impermeable (natural o artificial) y sistemas de coleccion de lixiviados adecuados y con sistemas de aislamiento; 2) no hay agua subterránea cerca. El valor de "0" no indica que no haya riesgo, más bien indica un riesgo relativamente bajo, cuando es comparado con sitios más serios a nivel regional. Por otro lado al evaluar el confinamiento para cada uno de los diferentes formas de almacenamiento es más fácil al usar la anterior guía.

Para la ruta por aire, el método no proporciona ningún valor.

Para contacto directo, se refiere a accesibilidad de las sustancias al contacto directo. En el caso de que las sustancias sean accesibles al contacto directo como en las lagunas de desechos, pilas, tanques o rellenos sanitarios con una cubierta menor a 2 pies de profundidad o si ha sido depositada sobre el suelo y es fácilmente contactada en la superficie se le asigna un peso de

Para el caso de materiales que sean inaccesibles es decir no sean directamente contactada tan fácilmente, se le asigna un peso de 0

En la ruta de fuego/explosión se le asigna un peso de 1 para el caso de materiales que no sean explosivos y un peso de 3 si hay la presencia de gases explosivos y flamables

De las características anteriormente mencionadas para cada fuente se obtuvieron los pesos de la componente físicas para cada una de los mecanismos de transporte, como se muestra en las tabla 10

	ERIS (F1)
FUENTES	RELLENO SANITARIO
AGUA SUPERFICIAL	0
AGUA SUBTERRÁNEA	0
CONTACTO DIRECTO	0
FUEGO/EXPLOSION	1
HRS (MÁXIMO 69*) TOTAL	1

Tabla 10.- Valores de HRS (Hazard Ranking System) de la fuente para sus mecanismos de transporte * Si hay evidencia directa de una fuga se suma un peso de 45

RECONOCIMIENTO DE MECANISMOS DE CONTROL PRIMARIO (PCMRS)

El valor del PCMRS tiene una componente física y una componente humana, el valor de ambos componentes para cada una de las fuentes, se determino con base a las condiciones actuales y a la forma en que fueron construidas, el peso dado para cada una es mostrado en la tabla 11

ANÁLISIS DE MECANISMOS DE CONTROL PRIMARIO										
COMPONENTE FÍSICO						COMPONENTE HUMANO				PCMRS
FUENTE	CONDICIONES ACTUALES	t ₁	t ₂	t ₃	HRS VALOR	CAPACIDAD	ENTRENAMIENTO	EQUIPAMIENTO	DISCIPLINA	
F1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0.00046
TASA DE** CONVERSION	G/F/P 1/3/5	H/M/L 5/3/1	H/M/L 5/3/1	H/M/L 5/3/1		G/F/P 1/3/5	G/F/P 1/3/5	G/F/P 1/3/5	G/F/P 1/3/5	

Tabla 11.- Valores del PCMRS de la fuentes F1 (t₁ t₂ y t₃ representan probabilidades de fallas futuras, G/F/P => Good/Fair/Poor, H/M/L => High/Medium/Low).

El valor de reconocimiento de los mecanismos de control primario se obtiene mediante la siguiente expresión

$$PCMRS = \text{CONDICIONES ACTUALES} * \text{VALOR DEL HRS} * \text{CAPACIDAD} * \text{ENTRENAMIENTO} * \text{EQUIPAMIENTO} * \text{DISCIPLINA} * 0.00046$$

$$PCMRS(F1) = (1 * 1 * 1 * 1 * 1 * 100) / 215625 = 0.00046$$

MECANISMOS DE TRANSPORTE DE CONTROL SECUNDARIO

ERIS Agua Superficial

La precipitación media anual para la región varía de 680 a 700 mm, la evaporación potencial anual es de 2100 mm, el área se encuentra en una planicie, donde las pendientes topográficas son menores a 3%, las distancias de las fuentes a las aguas superficiales (presa) alcanzan poco más del rango de una milla en algunos casos, el estado físico del suelo puede considerarse como sólido consolidado, los pesos dados para estas características son dados en las tablas 12, 13, 14, 15 y 16

Cantidad de lluvia (Pulgadas)	mm	Peso
< 1.0	< 25.4	0
1.0 a 2.0	25.4 a 50.8	1
2.1 a 3.0	53.34 a 76.2	2
> 3.0	> 76.2	3

Tabla 12.- Peso para la lluvia.

Intervención del terreno					
Promedio de la pendiente del terreno					
Facilidad de pendiente	< 3 %*	3 - 5 %	5 - 8 %	> 8 %	Pendiente del agua**
Facilidad en cuenca cerrada	0	0	0	0	3
Facilidad con promedio de pendiente (< 3 %)	0	1	1	2	3
Promedio de pendiente (3 - 5%)	0	1	2	2	3
Promedio de pendiente (5 - 8%)	0	2	2	3	3
Promedio de pendiente (> 8%)	0	2	3	3	3

Tabla 13.- Peso para facilidad de pendiente e intervención del terreno

*Esta columna será usada tanto para terrenos que tienen una pendiente < 3 % ó para áreas de gran elevación que separa sitios de cuerpos de agua superficial.

**Esta columna será usada cuando hay distinto gradiente en corrientes de agua superficial al de la pendiente en la superficies cercanas, esto implica un rápido movimiento de la corriente

VULNERABILIDAD DE ACUÍFEROS Y RIESGO AMBIENTAL

Precipitación Neta(pulgadas) (precipitación – evaporación)	(mm)	Peso
< -10	< -254	0
-10 a +5	-254 a +127	1
+5 a +15	+127 a +381	2
> +15	> +381	3

Tabla 19 - Peso para precipitación neta.

Tipo de material	Rango de K (m/d)	Peso
Arcilla, till compacto, lutita; rocas ígneas y metamórficas no fracturadas	$< 8.64 \times 10^{-5}$	0
Limos, loess, arcillas limosas, margas limosas, margas arcillosas; calizas menos permeables, dolomías y areniscas, till moderadamente permeables	$< 8.64 \times 10^{-3} > 8.64 \times 10^{-5}$	2
Arenas finas, arenas limosas; margas, arenas margosas; calizas moderadamente permeables dolomías y calizas (no karsticas); rocas ígneas y metamórficas moderadamente fracturadas y algunos till gruesos.	$< 8.64 \times 10^{-1} > 8.64 \times 10^{-5}$	4
Gravas y arenas, rocas ígneas y metamórficas altamente fracturadas, lavas y basaltos permeables, dolomías y calizas karsticas.	$> 8.64 \times 10^{-1}$	6

Tabla 20.- Peso para conductividad hidráulica de algunos materiales geológicos

Distancia (millas y pies)	metros	Peso
> a 3 millas	4827.9	0
2 a 3 millas	3218.6 a 4827.9	1
1 a 2 millas	1609.3 a 3218.6	2
2001 ft a 1 milla	609.9 a 1609.3	3
< a 2001 ft	< 609.9	4

Tabla 21 - Peso por distancia a pozos cercanos a la fuente contaminante.

FUENTE	F1
PROFUNDIDAD DEL ACUÍFERO	2
PRECIPITACIÓN NETA	0
CONDUCTIVIDAD HIDRAULICA	0
ESTADO FÍSICO DEL SUELO	0
DISTANCIA A POZOS CERCANOS	2
VALOR TOTAL CRUDO	4
VALOR TOTAL NORMALIZADO *0.91	3.64

Tabla 22 - Valor de ERIS normalizado para aguas subterráneas de diferentes fuentes.

ERIS Aire

Dado que no hay sustancias incompatibles, tampoco se tiene reactividad del Cromo, por lo tanto se le asigno un peso de 0 como se muestra en las tablas 23, 24a-f, 25 y 26

VULNERABILIDAD DE ACUIFEROS Y RIESGO AMBIENTAL

Nivel NFPA	Peso
0 Materiales que normalmente son estables aún bajo condiciones de exposición al fuego en los cuales no reacciona con el agua.	0
1 Materiales en los cuales ellos mismos son normalmente estables, pero en los cuales pueden ser inestables a altas presiones y temperaturas o pueden reaccionar con agua liberando algo de energía pero no violentamente	1
2 Materiales en los cuales ellos mismos son normalmente inestables y sufren cambios químicos violentos pero no detonan. Incluyen materiales que pueden sufrir cambios químicos con liberación rápida de energía a presiones y temperaturas normales o los cuales pueden sufrir cambios químicos violentos a elevadas presiones y temperaturas También incluyen materiales que pueden reaccionar violentamente con agua o los cuales pueden formar mezclas potencialmente explosivas con agua	2
3 Materiales que ellos mismos son capaces de detonar o de una descomposición explosiva o de una reacción explosiva pero los cuales pueden ser inicialmente confinados y calentados. Incluye materiales que son termalmente sensibles o a choques mecánicos a temperaturas y presiones elevadas o los cuales reaccionan explosivamente con agua sin requerir de calor o confinamiento.	3
4 Materiales capaces de detonación o descomposición o reacción explosiva en condiciones normales de presión y temperatura. Incluye materiales sensibles a golpes mecánicos o choques térmicos	3

Tabla 23.- Peso para clasificación de reactividad de la NFPA (National Fire Protection Association)

Grupo 1-A	Grupo 1-B
Acetileno viscoso	Acido viscoso
Líquidos cáusticos alcalinos	Bateria ácida
Limpiadores alcalinos	Electrolito Acido
Líquidos corrosivos alcalinos	Solventes
Fluidos de baterías corrosivas alcalinas	Otros ácidos corrosivos
Aguas residuales cáusticas	Desgastadores ácidos
	Desgastadores mezclados con ácidos
Desgastador cáustico	Desgastadores de ácidos sulfúricos
Consecuencias potenciales: Generación de calor, reacción violenta	

Tabla 24a.- Materiales incompatibles del Grupo 1 de acuerdo a Departamento de salud de California, 1975

Grupo 2-A	Grupo 2-B
Aluminio	Algunos residuos concentrados de los Grupos 1-A o 1-B
Acido y agua	
Berilio	
Limpiadores químicos	Calcio
Litio	
Potasio	
Sodio	
Polvo de zinc	
Metales hidridos	Otros metales reactivos.
Secuencias potenciales Fuego o explosión, generación de gas hidrogeno flamable	

Tabla 24b.- Materiales incompatibles del Grupo 2 de acuerdo a Departamento de salud de California, 1975

Grupo 3-A	Grupo 3-B
Alcoholes	Algunos residuos concentrados de los Grupos 1-A o 1-B
Agua	Calcio
	Litio
	Metales hidridos
	Potasio
	SO ₂ Cl ₂ , SOCl ₂ , PCl ₂ , CH ₃ , SiCl ₃
	Otros residuos reactivos con agua
Consecuencias potenciales: Fuego, explosión, o generación de calor, generación de gas flamable o tóxico	

Tabla 24c.- Materiales incompatibles del Grupo 3 de acuerdo a Departamento de salud de California, 1975

Grupo 4-A	Grupo 4-B
Alcoholes	Residuos concentrados del Grupo 1-A o 1-B
Aldehidos	Residuos del Grupo 2-A
Hidrocarburos halogenados	
Hidrocarburos nitrados	
Hidrocarbonos no saturados	
Otros componentes reactivos orgánicos y solventes	
Consecuencias potenciales: Fuego, explosión o reacción violenta	

Tabla 24d.- Materiales incompatibles del Grupo 4 de acuerdo a Departamento de salud de California, 1975.

Grupo 5-A	Grupo 5-B
Limpiadores cianuros y soluciones sulfúricas	
Cloritos	
Consecuencias potenciales: Generación de cianuro hidrogenado tóxico o gas de hidrogeno sulfúrico	

Tabla 24e.- Materiales incompatibles del Grupo 5 de acuerdo a Departamento de salud de California, 1975

Grupo 6-A	Grupo 6-B
Cloratos	Acido acético y otros ácidos orgánicos
Cloruros	Concentrado de ácidos minerales
Residuos del Grupo 2-A	
Acido cromico	
Residuos del Grupo 4-A	
Hipocloritos	Otros residuos combustibles y flamables
Nitratos	
Acido nítrico	
Percloratos	
Permanganatos	
Peróxido	
Otros oxidantes fuertes	
Consecuencias potenciales: Fuego, explosión o reacciones violentas	

Tabla 24f - Materiales incompatibles del Grupo 6 de acuerdo a Departamento de salud de California, 1975

VULNERABILIDAD DE ACUÍFEROS Y RIESGO AMBIENTAL

Incompatibilidad	Peso
No se presentan sustancias incompatibles	0
Se presentan, pero no representan peligro	1
Se presentan, y pueden presentar peligro a futuro	2
Se presentan y poseen un peligro inmediato	3

Tabla 25 - Peso por incompatibilidad de químicos

FUENTE	F1
REACTIVIDAD	0
INCOMPATIBILIDAD	0
VALOR NORMALIZADO *6.67	0

Tabla 26.- Valor de ERIS normalizado para ruta aire, en diferentes fuentes

ERIS Contacto Directo

Dado que el relleno sanitario(F1), tiene barreras de seguridad y continuamente es monitoreado por medio de piezómetros, se le asigno un peso de 0 (Tabla 27), el resumen de las pesos es dado en la Tabla 28

Barreras	Peso
Sistema de vigilancia las 24 hrs., (monitores de TV o vigilantes que vigilen la entrada) los cuales continuamente controlan la entrada o barreras artificiales (por ejemplo una cerca combinada con un acantilado) la cual bordea totalmente el acceso (por ejemplo monitores de TV, candados en la entrada, o entrada de acceso controlado).	0
Guardias de seguridad, sin barreras.	1
Una barrera pero no separa	2
Barreras pero no bordean completamente el acceso	3

Tabla 27.- Peso para accesibilidad a la fuente de contaminación.

FUENTE	F1
ACCESIBILIDAD	0
VALOR NORMALIZADO* 6.67	0

Tabla 28 - Valor de ERIS normalizado para ruta contacto directo

ERIS Fuego/Explosión

Dado que el cromo no presenta reactividad con otras sustancias, no se localizan sustancias incompatibles y tiene un punto de ignición muy alto (>200°F) se le asignaron pesos de 0, como se ve en las tablas 29, 30 y 31

Nivel	NEFPA	Peso
4	Gases muy inflamables, líquidos inflamables muy volátiles, y materiales que en forma de polvo o vapor en forma de mezclas explosivas cuando se dispersan en el aire	3
3	Líquidos los cuales pueden ser encendidos bajo condiciones normales de temperatura. Algunos materiales que encienden espontáneamente a temperaturas normales en aire.	3
2	Líquidos que pueden ser moderadamente antes de ocurrir el encendido, así como sólidos que pueden producir vapores inflamables.	2
1	Materiales que pueden ser precalentados antes de que encienda Muchos combustibles sólidos tienen un rango de inflamabilidad de 1	1
0	Materiales que no encienden.	0

Tabla 29 - Niveles de ignibilidad NEFPA y pesos asignados

Ignibilidad	Peso
Punto de ignición > 200°F o Nivel NEFPA 0	0
Punto de ignición 140 - 200°F o Nivel NEFPA 1	1
Punto de ignición 80 - 140°F o Nivel NEFPA 2	2
Punto de ignición < 80°F o Nivel NEFPA 3 o 4	3

Tabla 30.- Peso para ignibilidad.

FUENTE	F1
IGNICION	0
REACTIVIDAD	0
INCOMPATIBILIDAD	0
VALOR NORMALIZADO *2.22	0

Tabla 31.- Valor de ERIS normalizado vía fuego/explosión en diferentes fuentes.

VALOR COMPUESTO DE RIESGO (CRS)

El CRS es una forma de valor esperado de que ocurra un evento adverso al humano o medio ambiente. Este puede ser calculado con la siguiente expresión.

$$\text{Valor esperado} = [(p_1) * (p_2) * \dots * (p_n) * v]$$

p_i = Probabilidad de que ocurra el evento y , n posible evento en la cadena de eventos para realizar v .

v = Valor del evento

Se calculó el CRS para cada fuente, para lo cual primero se obtuvo el valor de peso por mecanismo de transporte (TMRS), el cual se obtiene de la siguiente relación.

Si la probabilidad de uso es "0", no tiene sentido continuar con los calculos posteriores.

$$\text{TMRS} = \text{Probabilidad de uso (para cada mecanismo de transporte)} * \text{valor normalizado para cada ruta de transporte}$$

Una forma más práctica de probabilidad de uso de los diferentes mecanismos de transporte es usando la siguiente tabla, en donde la probabilidad puede ser alta (H), media (M), baja (L) y cero (0).

Valor H/M/L	Probabilidad Normal	Valor ERIS
H	0.83 - 1.00	5
M	0.17 - 0.82	3
L	0.01 - 0.16	1
0	0.00	0

Tabla 32.- Conversión de valores numéricos y relativos (H/M/L) a valores ERIS.

$$\text{RSCS} = (\text{Cantidad de la sustancia peligrosa} * \text{toxicidad/persistencia}) * 0.694$$

Usando las tablas 33, 34, 35, 36, 37, 38, 39 y 40 se obtiene el RSCS

Sustancia	Valor asignado
Componentes fácilmente biodegradables.	0
Cadenas fuertes de hidrocarburos.	1
Estructuras anilladas sustituidas.	2
Metales y componentes policíclicos e hidrocarburos halogenados	3

Tabla 33.- Factor de riesgo para persistencia

VULNERABILIDAD DE ACUÍFEROS Y RIESGO AMBIENTAL

Peso=3 Componentes altamente persistentes	Peso = 2, Componentes persistentes	Peso = 1, Componentes algo persistentes	Peso = 0, Componentes no persistentes
aldrin	acenaphthylene	acetylene dichloride	acetaldehyde
benzopyreno	atrazine	beheric acid, methyl ester	acetic acid
benzothiazole	(diethyl) atrazine	benzene	acetone
benzothiophene	barbital	benzene sulfonic acid	acetophenone
benzyl butyl phthalate	borneol	butyl benzene	benzoic acid
bromochlorobenzene	bromobenzene	butyl bromide	di-isobutyl carbinol
bromoform butanal	camphor	ε-caprolactam	docosane
bromophenyl phnyl ether	chlorobenzene	carbon-disulfide	eicosane
chlordane	1,2-bis-chloroethoxy ethane	o-cresol	ethanol
chlorohydroxy benzephenone	b-chloroethyl methyl ether	decane	ethylamine
bis-chlorosopropyl ether	chloromethyl ether	1,2-dichloroethane	hexadecane
m-chloronitrobenzene	chloromethyl ethyl ether	1,2-dimethoxy benzene	methanol
DDE	3-chloropyridine	1,3-dimethyl naphalene	methyl benzoate
DDT	di-t-butyl-p-benzoquinone	1,4-dimethyl phenol	3-methyl butanol
di-bromobenzene	dichloroethyl ether	dioctyl adipate	methyl ethyl ketone
dibutyl phthalate	dihydrocarvone	n-decane	2-methylpropanol
1,4-dichlorobenzene	dimethyl sulfoxide	ethyl benzene	octadecane
dichlorodifluoroethane	2,6-dinitrotoluene	2-ethyl-n-hexane	pentadecane
dieldrin	cis-2-ethyl-4-methyl-1,3-dioxolane	o-ethyltoluene	pentanol
diethyl phthalate	trans-2-ethyl-4-methyl-1,3-dioxolane	isodecane	propanol
di(2-ethylhexyl) phthalate	guaiacol	isopropyl benzene	propylamine
diethyl phthalate	2-hydroxyadiponitrile	limonene	tetradecane
di-isobutyl phthalate	isophorone	methyl ester of lignocenic acid	n-tridecane
dimethyl phthalate	indene	methane	n-undecane
4,6-dinitro-2-aminophenol	isoborneol	2-methyl-5-ethyl pyridine	
dipropyl phthalate	isopropbenyl-r-isopropyl benzene	methyl naphthalene	
endrin	2-methoxy biphenyl	methyl palmitate	
heptachlor	methyl biphenyl	methyl phenyl carbinol	
heptachlor epoxide	methyl chloride	methyl stearic, naphthalene	
1,2,3,4,5,7,7-heptachlorononoborene	methylindene	nonane	
hexachlorobenzene	methylindene chloride	octane	
hexachloro-1,3-butadiene	nitroanisole	octyl chloride	
hexachlorocyclohexane	nitrobenzene	pentane	
hexachloroethane	1,1,2-trichloroethylene	phenyl benzoate	
methyl benzothiazole	trimethyl-ti-oxo-hexahydrosiazine	phthalic anhydride	
pentachlorobiphenyl	isomer	propylbenzene	
pentachlorobiphenol		1-terpineol	
1,1,3,3-tetrachlorocetone		toluene	
tetrachlorophenyl		vinyl benzene	
thiomethylbenzothiazole		xylene	
trichlorobenzene			
trichlorobiphenyl			
trichlorodiuromethane			
2,4,6-trichlorophenol			
triphenyl phosphate			
bromodichloromethane			
bromoform			
carbon tetrachloride			
chloroform			
chloromochloromethane			
di-bromodichloroethane			
tetrachloroethane			
1,1,2-trichloroethane			

Tabla 34.- Persistencia (Biodegradabilidad) de algunos componentes orgánicos.

0 = No tóxico (Ninguno). Esta designación es dada para materiales que caen en una de las siguientes categorías:

- a) Materiales que no causan daño bajo condiciones normales de uso.
- b) Materiales que producen efectos tóxicos en humanos solo bajo condiciones poco usuales o por sobredosis.

1 = Ligeramente tóxico (Baja)

- a) Local agudo. Materiales que en solo unos segundos, minutos, u horas de exposición causan solo ligeros efectos sobre la piel o membranas mucosas sin tomar en cuenta lo extenso de la exposición.
- b) Sistemático agudo. Materiales que pueden ser absorbidos por el cuerpo por inhalación, ingestión o a través de la piel y pueden producir solo ligeros efectos en segundos, minutos u horas o después de una ingestión de una sola dosis sin tomar en cuenta la cantidad absorbida o el tiempo de exposición.
- c) Local crónico. Materiales que en continuas o repetidas tiempos de exposiciones en periodos de días, meses o años causan solo ligeras y generalmente daños reversibles en la piel o la membrana mucosa. El tiempo de exposición puede ser pequeños o largos.
- d) Sistemático crónico. Materiales que pueden ser absorbidos por el cuerpo por inhalación, ingestión o a través de la piel y puede producir solo ligeros y generalmente efectos reversibles en periodos de días, meses o años. La extensión de la exposición puede ser grande o pequeña.

En general la clasificación de estas sustancias sido de toxicidad ligera, produce cambios en el cuerpo humano que son reversibles y pueden desaparecer después de que termina la exposición con o sin tratamiento medico.

2 = Moderadamente tóxico (Media)

- a) Local agudo. Materiales que en solo unos segundos, minutos, u horas de exposición causan solo moderados efectos sobre la piel o membranas mucosas. Estos efectos pueden ser el resultado de intensas exposiciones en cuestiones de segundos o de una moderada exposición en cuestión de horas.
- b) Sistemático agudo. Materiales que pueden ser absorbidos por el cuerpo por inhalación, ingestión o a través de la piel y pueden producir moderados efectos en segundos, minutos u horas o después de una ingestión de una sola dosis.
- c) Local crónico. Materiales que en continuas o repetidas tiempos de exposiciones en periodos de días, meses o años causan moderados daños en la piel o la membrana mucosa
- d) Sistemático crónico. Materiales que pueden ser absorbidos por el cuerpo por inhalación, ingestión o a través de la piel y puede producir moderados efectos después de continuas o repetidas exposiciones en periodos de días, meses o años.

En general la clasificación de estas sustancias ha sido de toxicidad moderada, produce cambios tanto reversibles como irreversibles en el cuerpo humano. Estos cambios no son tan severos que pongan en peligro la vida o producir serios daños físicos.

3 = Toxicidad severa (Alta)

- a) Local agudo. Materiales que en solo segundos, minutos, u horas de exposición causan heridas a la piel o membranas mucosas de suficiente severidad como para poner en peligro la vida o causar permanentes daños físicos o deformación.
- b) Sistemático agudo. Materiales que pueden ser absorbidos por el cuerpo por inhalación, ingestión o a través de la piel y pueden producir daños de suficiente severidad como para poner en peligro la vida después de una sola exposición en cuestión de segundos, minutos u horas o después de una ingestión de una sola dosis.
- c) Local crónico. Materiales que en continuas o repetidas tiempos de exposiciones en periodos de días, meses o años causan fuertes daños en la piel o la membrana mucosa de suficiente severidad que pone en peligro la vida o causar daños permanentes o deformaciones o cambios irreversibles.

Sistemático crónico. Materiales que pueden ser absorbidos por el cuerpo por inhalación, ingestión o a través de la piel y pueden causar la muerte o serias heridas físicas después de continuas o repetidas en pequeños exposiciones, en periodos de días, meses o años

Tabla 35.- Rangos de toxicidad SAX

1. Materiales que al ser expuesto a condiciones de fuego, no puede ocurrir riesgo a la salud
2. Materiales con un ligero riesgo a la salud, es recomendable usar aparatos de respiración.
3. Materiales peligrosos a la salud, pero se puede ingresar libremente a las áreas con aparatos de respiración.
4. Materiales extremadamente peligrosos a la salud, pero se puede ingresar a las áreas con extremo cuidado Bien protegido, incluyendo aparatos de respiración, mascara protectora, botas, guantes, vendas alrededor de las piernas, brazos, cintura. La superficie de la piel no debe ser expuesta.
5. Unos cuantos soplos del gas o vapor pueden causar la muerte, o el gas, vapor o líquido podría ser fatal, normalmente cuando ingresan los bomberos, llevan ropa resistente al calor.

Tabla 36.- Rangos de Toxicidad NFPA.

Toxicidad	Peso
Sax o NFPA nivel 0	0
Sax o NFPA nivel 1	1
Sax o NFPA nivel 2	2
Sax o NFPA nivel 3	3

Tabla 37.- Conversión de factores de pesos SAX/NFPA.

Peso para persistencia				
Peso para toxicidad	0	1	2	3
0	0	0	0	0
1	3	6	9	12
2	6	9	12	15
3	9	12	15	18

Tabla 38 - Matriz de Persistencia vs Toxicidad.

Tons en yardas cubicas	Numero de drums	Peso
0	0	0
1 - 10	1 - 40	1
11 - 62	41 - 250	2
63 - 125	251 - 500	3
126 - 250	501 - 1,000	4
251 - 625	1,001 - 2,500	5
626 - 1,250	2,501 - 5,000	6
1,251 - 2,500	5,001 - 10,000	7
> 2,500	> 10,000	8

Tabla 39.- Conversión para peso por cantidad (1 ton = 1 yarda cubica = 4 drums; 1 drums = 50 galones

$$CRS = (TMRS + RSCS + PCMRS) / 3$$

Para el relleno sanitario (F1) se obtuvieron los siguientes valores y dado que se manejan diferentes valores de ERIS en aguas subterráneas debido al riesgo en función de la distancia, debido a esto se observa que los mayores valores de riesgo compuesto es por la ruta de agua subterránea y agua superficial se obtuvieron diferentes valores de TMRS, al igual que el CRS, como se muestra en la tabla 40.

VULNERABILIDAD DE ACUÍFEROS Y RIESGO AMBIENTAL

	PROBABILIDAD DE USO	ERIS FI	TMRS	RSCS	PCMRS	CRS
AGUA SUPERFICIAL	0	2.22	0	0	0	0
AGUA SUBTERRÁNEA	1	3.64	3.64	66.624	0.00046	23.42
AIRE	0	0	0	0	0	0
CONTACTO DIRECTO	1	0	0	0	0	0
FUEGO/EXPLOSIÓN	0	0	0	0	0	0

Tabla 40.- Valores de TMRS y CRS para el relleno sanitario (F1)

Como puede observarse los mayores valores del valor de riesgo compuesto se obtienen en mecanismos de transporte de agua subterránea.

RECEPTORES HUMANOS

Se hizo una evaluación de riesgo en receptores humanos, para cada una de las fuentes con cada uno de los mecanismos de transporte.

ERIS Agua Superficial–Receptor Humano

Los pesos para población por distancia se manejaron varios valores para diferente número de población (actual, para un tiempo de respuesta a la emergencia t_1 , t_2 y t_3) y distancia, como se muestra en las tablas 42, 43 y 44.

Población actual - Considera el número de población que puede ser afectada al momento de la fuga.

Población en t_1 .- Considera la población que puede ser afectada entre la fuga y tiempo de respuesta a la emergencia.

Población en t_2 .- Considera la población que puede ser afectada un año después de la fuga.

Población en t_3 .- Considera la población que puede ser afectada 10 años después de la fuga

Población	Distancia al o al pozo				
	> 4828 (m) > 3 millas	3218 - 4828 (m) 2 - 3 millas	1609 - 3218 (m) 1 - 2 millas	609 - 1609 (m) 2000 ft - 1 milla	0 - 609 (m) 0 - 2000 ft
0	0	0	0	0	0
1 - 100	0	4	8	8	10
101 - 1000	0	8	16	16	20
1001 - 3000	0	12	24	24	30
3001 - 10000	0	16	32	32	35
> 10000	0	20	35	35	40

Tabla 41 - Peso por Población vs Distancia para consumo de agua superficial o pozos de agua subterránea.

Uso de agua superficial (agua fresca o agua salada)	Valor asignado
Normalmente no usado	0
Comercial o industrial	3
Irrigación, fuente importante económicamente preparación de comida comercial o recreación (pesca, remo, balneario)	6
Agua potable	9

Tabla 42.- Peso para uso de agua superficial.

FUENTES	F1
POBLACIÓN ACTUAL	0
POBLACIÓN EN t1	0
POBLACIÓN EN t2	0
POBLACIÓN EN t3	0
POBLACIÓN TOTAL	0
USO DE AGUA SUPERFICIAL	3
POBLACIÓN/DISTANCIA	10
VALOR CRUDO TOTAL	13
VALOR NORMALIZADO X 2.043	26.56

Tabla 43.- Valores de ERIS de aguas superficiales - blanco humano para diferentes fuentes.

ERIS Agua Subterránea—Receptor Humano

Los resultados de ERIS aguas subterráneas - blanco humano son resumidos en la tabla 45 y 46.

Uso del agua subterránea.	Peso
Sin uso (acuifero extremadamente salino, extremadamente baja producción)	0
Comercial, industrial o irrigación y otras fuentes de agua disponibles no usadas pero podrían ser usadas	3
Fuentes alternas de agua potable con agua municipal sin tratar, siempre disponibles o comercial, industrial o para irrigación, sin otras fuentes disponibles.	6
Agua potable; sin agua municipal de fuentes alternas sin tratar siempre disponibles	9

Tabla 44.- Peso para uso de agua subterránea.

FUENTES	F1
POBLACIÓN ACTUAL	0
POBLACIÓN EN t1	0
POBLACIÓN EN t2	0.01
POBLACIÓN EN t3	0.07
POBLACIÓN TOTAL	0.08
USO DE AGUA SUBTERRÁNEA	3
POBLACIÓN/DISTANCIA	10
VALOR CRUDO TOTAL	13.08
VALOR NORMALIZADO X 2.043	26.72

Tabla 45.- Valores de ERIS para aguas subterráneas - blanco humano, en diferentes fuentes.

ERIS Aire—Receptor Humano

El valor del ERIS normalizado esta en función de la distancia y tipo de uso del suelo, como se muestra en las tablas 46 y 47

VULNERABILIDAD DE ACUÍFEROS Y RIESGO AMBIENTAL

Población	0 - 4 millas (6436 m)	0 - 1 milla (1609 m)	0 - ½ milla (804 m)	0 - ¼ milla (402 m)
0	0	0	0	0
1 - 100	9	12	15	18
101 - 1,000	12	15	18	21
1,001 - 3,000	15	18	21	24
3,001 - 10,000	18	21	24	27
> 10,000	21	24	27	30

Tabla 46.- Distancia de la población a la sustancia peligrosa.

Valor asignado	0	1	2	3
Distancia a comercios-industrias	> 1 milla (> 1609 m)	½ - 1 milla (804-1609 m)	¼ - ½ milla (402-804 m)	< ¼ milla (< 402 m)
Distancia a Parques nacionales/estatales, bosques, reservas ecológicas y áreas residenciales	> 2 millas (> 3212 m)	1 - 2 millas (1609-3212m)	¼ - 1 milla (402-1609m)	< ¼ milla (< 402 m)
Distancia a zonas agrícolas (en producción los 5 últimos años)	> 1 milla (> 1609 m)	½ - 1 milla (804-1609 m)	¼ - ½ milla (402-804 m)	< ¼ milla (< 402 m)
Zonas agrícolas principales	> 2 millas (> 3212 m)	1 - 2 millas (1609-3212m)	½ - 1 milla (804-1609m)	< ½ milla (< 804 m)
Distancia a sitios históricos				*

Tabla 47.- Peso para uso de suelo (ruta aire y fuego/explosión).

* Si el sitio es sujeto aun impacto importante.

Los valores de ERIS vía aire - blanco humano son resumidos en la tabla 48.

FUENTES	F1
POBLACIÓN ACTUAL	0
POBLACIÓN EN t1	0
POBLACIÓN EN t2	0
POBLACIÓN EN t3	0
POBLACIÓN TOTAL	0
POBLACIÓN/DISTANCIA	9
USO DEL SUELO a	3
b	2
c	1
VALOR CRUDO TOTAL a	12
b	11
c	10
VALOR NORMALIZADO X 3.03 a	36.36
b	33.33
c	30.30

Tabla 48.- Valores de ERIS aire-Receptor humano para diferentes fuentes

ERIS Contacto Directo—Receptor Humano

El valor del ERIS esta en función del numero de personas como se ve en la tabla 49. Los datos de ERIS de contacto directo son dados en la tabla 50

Población	Peso
0	0
1 - 100	1
101 - 1,000	2
1,001 - 3,000	3
3,001 - 10,000	4
> 10,000	5

Tabla 49.- Peso para población en un radio de una milla.

FUENTES	F1
POBLACIÓN ACTUAL	0
POBLACIÓN EN t1	0
POBLACIÓN EN t2	0
POBLACIÓN EN t3	0
POBLACION TOTAL	0
POBLACIÓN EN UNA MILLA	1
VALOR CRUDO TOTAL	1
VALOR NORMALIZADO X 20	20

Tabla 50 - Valores de ERIS vía contacto directo - blanco humano

ERIS Fuego/Explosión --Receptor Humano

Los valores de peso para población en un radio de 2 millas se da en la siguiente tabla.

Población	Peso
0	0
1 - 100	1
101 - 1,000	2
1,001 - 3,000	3
3,001 - 10,000	4
> 10,000	5

Tabla 51.- Peso para población en un radio de 2 millas

Los valores del ERIS vía fuego/explosión - blanco humano son resumidos en la tabla 52.

FUENTES	F1
POBLACIÓN ACTUAL	0
POBLACIÓN EN t1	0
POBLACIÓN EN t2	0
POBLACIÓN EN t3	0
POBLACIÓN TOTAL	0
POBLACIÓN EN DOS MILLAS	1
USO DEL SUELO	1
VALOR CRUDO TOTAL	2
VALOR NORMALIZADO X 12.5 a	25

Tabla 52.- Valores de ERIS vía fuego/explosión -- blanco humano, para diferentes fuentes.

Cabe hacer notar que el Cromo no representa riesgos de fuego y explosión, sin embargo se hace el análisis del escenario

AMBIENTES SENSIBLES RECEPTORES

ERIS Ruta de Agua Superficial-Sensibilidad Ambiental

Los posibles ambientes sensibles (hábitats críticos) se localizan a distancias entre 1 - 2 millas, por lo que se les asignó un peso de 1, como se muestra en las tablas 53 y 54.

Peso	0	1	2	3
Distancia a zonas húmedas (5 acres (20235 m ²) como mínimo) costeras.	> 2 millas (> 3212 m)	1 - 2 millas (1609-3212m)	½ - 1 milla (804-1609m)	< ½ milla (< 804 m)
Aguas dulces	> 1 milla (> 1609 m)	¼ - 1 milla (402-1609m)	100 ft - ¼ milla (30.48 m - 402 m)	< 100 ft (< 30 48 m)
Distancias a hábitats críticos (especies en peligro de extinción)	> 1 milla (> 1609 m)	½ - 1 milla (804-1609m)	¼ - ½ milla (402-804 m)	< ¼ milla (< 402 m)

Tabla 53.- Peso para ambientes sensibles (Agua superficial).

FUENTE	F1
SENSIBILIDAD AMBIENTAL	1
PESO NORMALIZADO X 33.33	33.33

Tabla 54.- Valores de ERIS vía agua superficial - ambientes sensibles receptores, para diferentes fuentes

ERIS Ruta Aire--Sensibilidad Ambiental

La sensibilidad ambiental se obtiene de la tabla 53. El resumen de los valores de ERIS vía aire - ambientes sensibles receptores se da en la tabla 55.

FUENTE	F1
SENSIBILIDAD AMBIENTAL	1
PESO NORMALIZADO X 33.33	33.33

Tabla 55.- Valores de ERIS vía aire - blanco ambientes sensibles

ERIS Ruta Contacto Directo--Sensibilidad Ambiental

La sensibilidad ambiental se obtiene de la tabla 56 La tabla 57 muestra los valores de ERIS contacto directo - sensibilidad ambiental.

Distancia	Peso
> 1 milla (1609 m)	0
½ - 1 milla (804-1609 m)	1
¼ - ½ milla (402-804 m)	2
< ¼ milla (< 402 m)	3

Tabla 56.- Peso para distancia a habitats criticos

FUENTE	F1
SENSIBILIDAD AMBIENTAL	1
PESO NORMALIZADO X 33.33	33.33

Tabla 57.- Valores de ERIS contacto directo - sensibilidad ambiental.

ERIS Ruta Fuego/Explosión--Sensibilidad Ambiental

Los valores de pesos para ambientes sensibles, número de construcciones y construcciones cercanas se obtienen de las tablas 58, 59 y 60.

Peso	0	1	2	3
Distancia zonas húmedas	> 100 ft (30.48 m)			< 100 ft (< 30.48 m)
Distancia a habitats criticos	> ½ milla (> 804 m)	1000 ft - ½ milla (304.8-804 m)	100-1000 ft (30.48-304.8 m)	< 100 ft (< 30 48 m)

Tabla 58.- Peso para ambientes sensibles (fuego/explosión)

Número de construcciones	Peso
0	0
1-26	1
27-260	2
261-790	3
791-2600	4
> 2600	5

Tabla 59.- Peso para número de construcciones (fuego/explosión).

Distancia	Peso
> ½ milla (> 804 m)	0
201 ft - ½ milla (61.26-804 m)	1
51 ft - 200 ft (15.54-61 m)	2
0-50 ft (0-15 24 m)	3

Tabla 60.- Peso para distancia a construcciones cercanas

FUENTE	F1
DISTANCIA A AMBIENTES SENSIBLES	0
NUMERO DE CONSTRUCCIONES	1
DISTANCIA A CONSTRUCCIONES CERCANAS	0
PESO NORMALIZADO X 33.33	33.33

Tabla 61.- Valores de ERIS contacto directo - sensibilidad ambiental

VALORES DE RIESGO HUMANO Y AMBIENTES SENSIBLES

Los valores de riesgo humano y riesgo a ambientes sensibles son resumidos para cada de las diferentes rutas, en la tabla 62.

RELLENO SANITARIO (F1)

POBLACIÓN ACTUAL	VALOR DE ERIS BLANCO HUMANO	CRS	BLANCO AMBIENTES SENSIBLES	RIESGO HUMANO	RIESGO AMBIENTAL	M.A.S
0.07	26.56	0	33.33	0	0	AGUA SUPERFICIAL
0.07	26.72	23.42		43.8		AGUA SUBTERRÁNEA
0.07	36.36	0	33.33	0	0	AIRE
0.07	33.33	0	33.33	0	0	AIRE
0.07	30.30	0	33.33	0	0	AIRE
0.07	20	0	33.33	0	0	CONTACTO DIRECTO
0.07	25	0	33.33	0	0	FUEGO/EXPLOSIÓN

Tabla 62.- Valores de riesgo humano y ambientes sensibles, para el relleno sanitario (F1), en la diferentes rutas de transporte.

En donde los valores de riesgo humano es analizado considerando diferentes factores, sin embargo debido a que tiene probabilidades de uso representa sólo riesgo humano.

Para riesgo ambiental se considera que no hay ningún riesgo, debido a la nula probabilidad de uso de los diferentes mecanismos de transporte y para el mecanismo de transporte de agua subterránea no es aplicable según el autor del método

METODOLOGÍA DE PUNTUACIÓN DE SITIOS (SRM)

La metodología de puntuación de sitios fue desarrollada para priorizar sitios de superfund en términos de acciones de remediación, en los Estados Unidos de Norteamérica (Kufs et al., 1980).

El SRM tiene tres elementos: (1) Sistema de Factor de Puntuación, (2) Sistema de puntuación adicional, (3) Sistema de marcación.

El primer término es usado para una puntuación inicial de un sitio de disposición de residuos, basado en una serie de 31 parámetros, a los cuales se le aplica un peso de acuerdo a los rangos considerados para cada uno, como se muestra en la tabla 63

Los 31 parámetros se dividen en 4 categorías de acuerdo a su enfoque: (1) receptores, (2) mecanismos de transporte, (3) características de los residuos y (4) prácticas en el manejo de residuos. Para cada factor se considera una escala de cuatro niveles (0 no presenta riesgo potencial a 3 que representa un alto riesgo potencial). Las escalas han sido definidas de tal manera que los factores de puntuación pueden ser evaluados típicamente sobre bases de información accesible en dependencias públicas o privadas, o datos obtenidos en visitas al sitio.

No todos los factores de puntuación se evalúan con la misma magnitud de impacto potencial ambiental. En consecuencia un valor numérico llamado multiplicador es asignado a cada factor de acuerdo con su relativa magnitud de impacto

Los multiplicadores originalmente definidos se basaron en resultados de pruebas de campo. Estos valores son multiplicados por factores de puntuación apropiado, resultando valores para cada uno de los parámetros.

VULNERABILIDAD DE ACUÍFEROS Y RIESGO AMBIENTAL

El sistema de puntuación adicional agrega factores especiales como facilidad de localización, diseño, operación que no puede ser manejada satisfactoriamente en los factores de puntuación.

Estos factores pueden presentar riesgo que pueden ser inusualmente serio, único del sitio o que no son evaluables por las escalas de puntuación, se pueden asignar puntos adicionales a cada categoría (Receptores, 50 puntos, Transporte, 25 puntos; Características de los residuos, 20 puntos; Prácticas en el manejo de residuos, 30 puntos). En la tabla 64 se da una guía de aplicación del método

Niveles de la escala de puntuación				
Factores de puntuación	0	1	2	3
	Receptores			
Población a 1000ft a la redonda	0	1 a 25	26 a 100	> 100
Distancia a pozos de agua potable	> 3 millas	1 a 3 millas	3001ft a 1 milla	0 a 3000ft
Zona de uso del suelo	Completamente remota (no es aplicable)	Agrícola	Comercial /industrial	Residencial
Ambientes críticos	No hay ambientes críticos	Áreas naturales vírgenes	Pantanos planicies de inundación, áreas de reserva	Hábitats mayores o especies en peligro de extinción
Rutas				
Evidencias de contaminación	Sin contaminación	Evidencia indirecta	Comprobación positiva de observación directa	Comprobación positiva de análisis de laboratorio
Nivel de contaminación	Sin contaminación	Niveles bajos, niveles traza o desconocidos	Niveles moderados o niveles que no pueden ser percibidos en una visita pero pueden ser confirmados con análisis de laboratorio	Niveles altos o niveles altos que pueden ser percibidos durante una visita al sitio
Tipo de contaminación	Sin contaminación	Sólo contaminación del suelo	Contaminación de la biota	Aire, agua, o contaminación de materia alimenticia
Distancia de agua superficiales cercanas	> 5 millas	1 a 5 millas	1001 ft a 1 milla	0 a 1000 ft
Profundidad al agua subterránea	> 100 ft	51 a 100 ft	21 a 50 ft	0 a 20 ft
Precipitación neta	< -10 in	-10 a +5 in	+5 a +20 in	> +20 in
Permeabilidad del suelo	> 50% de arcilla	30% a 50% de arcilla	15% a 30% de arcilla	0 a 15 % de arcilla
Permeabilidad de la roca fresca	Impermeable	Relativamente impermeable	Relativamente permeable	Muy permeable
Profundidad a la roca fresca	> 60 ft	31 a 60 ft	11 a 30 ft	0 a 10 ft
Características de los residuos				
Toxicidad	Nivel 0 del SAX o NEPPA	Nivel 1 del SAX o NEPPA	Nivel 2 del SAX o NEPPA	Nivel 3 del SAX o niveles 3 o 4 del NEPPA
Radioactividad	< niveles de fondo	1 a 3 veces los valores de fondo	3 a 5 veces los valores de fondo	+ de 5 veces los valores de fondo
Persistencia	Componentes fácilmente biodegradables	Fuertes cadenas de hidrocarburos	Forma anillos y es sustituido por otros componentes	Metales, componentes policíclicos hidrocarburos halogenados
Ignibilidad	Punto de ignición > 200°F o nivel 0 NEPPA	Punto de ignición de 140°F a 200°F o nivel 1 NEPPA	Punto de ignición de 80°F a 140°F o nivel 2 NEPPA	Punto de ignición de < 80°F o niveles 3 ó 4 NEPPA

VULNERABILIDAD DE ACUÍFEROS Y RIESGO AMBIENTAL

Corrosividad	pH de 6 a 9	pH de 5 a 6 ó 9 a 10	pH de 3 a 5 ó 10 a 12	pH de 1 a 3 ó 12 a 14
Solubilidad	Insoluble	ligeramente insoluble	Soluble	Muy soluble
Volatilidad	Presión de vapor < 0.1 mm Hg	Presión de vapor de 0.1 a 25 mm Hg	Presión de vapor de 25 a 78 mm Hg	> 78 mm Hg
Estado fisico	Sólido	Lodoso	Líquido	Gas
Practicas de manejo de residuos				
Seguridad del sitio	Cerca con candados	Guardia de seguridad pero sin cerca	Localización remota o cerca rota	Sin barreras
Cantidad de residuo peligroso	0 a 250 tons	251 a 1000 tons	1001 a 2000 tons	> 2000 tons
Cantidad total de residuos peligrosos	0 a 10 acres ft	11 a 100 acres ft	101 a 250 acres ft	> 250 acres ft
Incompatibilidad de residuos	No se presentan residuos incompatibles	Presentes pero no poseen un peligro	Presentes y poseen un peligro a futuro	Presentes y poseen un inmediato peligro
Usa cubiertas	Arcilla u otra cubierta resistente a componentes orgánicos	Cubierta sintética o concreto	Asfalto-cubierta en la base	No usa cubierta
Uso de sistemas de colección de lixiviados	Adecuado sistema de tratamiento y colección de lixiviados	Colección y llama controlada	Ventilación y tratamiento inadecuado	Sin colección sin tratamiento
Uso y condiciones del contenedor	Se usan contenedores y parece en buenas condiciones	Los contenedores son usados pero tiene pocas fugas	Los contenedores son usados pero tiene algunas fugas	No usa contenedores

Tabla 63. Evaluación de factores y escalas para la metodología de puntuación de sitios.

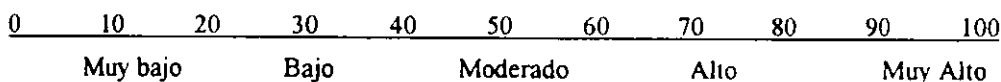
Ejemplo de posibles situaciones	Asignación de puntuación sugerida
Receptores (50 puntos máximo)	
<p>Sitio usado por residentes cercanos, especialmente niños (por ejemplo un sitio puede estar lejos y/o cercado, pero puede ser utilizado comúnmente por niños como área de juego o por adultos)</p> <p>Tipo de construcciones cercanas (escuelas vs almacén)</p> <p>Presencia de suministros de agua superficiales, acuiferos o areas de recarga de acuiferos cercanas al sitio</p> <p>Tipo de usos de suelo adyacentes (lecherias, plantas empacadoras de alimentos y plantas de tratamiento de aguas son casos extremos)</p> <p>Presencia de fuentes de recursos naturales económicamente importantes (tierras agrícolas, criaderos de pescados)</p> <p>Presencia de rutas de transporte importantes</p> <p>Población residencial con más de 100 gentes en 1000ft</p>	<p>0 a 4 puntos si es usado ocasionalmente por adultos, 4 a 10 puntos si es usado regularmente por adultos, de 10 a 20 puntos si es usado regularmente por niños</p> <p>0 a 6 puntos para construcciones de uso publico (tiendas de auto servicio), 5 a 15 puntos para escuelas y hospitales</p> <p>0 a 30 puntos dependiendo de la proximidad de suministros de agua potable y la extensión en la cual es usada.</p> <p>0 a 10 puntos para uso recreacional, 10 a 30 puntos para usos de comuda o relacionadas al agua.</p> <p>0 a 20 puntos dependiendo del número de gentes afectada.</p> <p>0 a 2 puntos para ferrocarriles, 2 a 6 puntos para carreteras y 4 a 10 puntos para rutas peatonales y vías para bicicletas</p> <p>1 a 10 puntos por 25 o mas gentes</p>
Rutas (25 puntos máximo)	
<p>Susceptibilidad erosionar y producir avenidas, e inestabilidad de pendientes</p> <p>Actividad sísmica</p>	<p>0 a 4 puntos si es un problema potencial, 4 a 8 puntos si es un problema moderado, 8 a 12 puntos si es un problema severo.</p> <p>0 a 10 puntos dependiendo de su susceptibilidad a efectos adversos.</p>
Características de los residuos (20 puntos máximo)	

VULNERABILIDAD DE ACUÍFEROS Y RIESGO AMBIENTAL

Sustancias que son cancerígenas, teratogénas o mutagénas Algunos niveles altos de residuos radiactivos Sustancias con un alto potencial de bioacumulación Sustancias que son infecciosas	4 puntos por sustancia 5 puntos si es mínima la cantidad, 15 puntos si son cantidades significativas 2 puntos por sustancia 0 a 5 puntos para residuos que contienen sustancias conocidas transmisible patógenas dependiendo de la potencialidad del residuo.
Prácticas de manejo de residuos (30 puntos máximo)	
No hay disciplina o medidas de seguridad del personal en sitios activos Incineradores abiertos (sitios activos) Sitio abandonado Residuos sin mapeo o registro Fuentes de calor o líneas de corriente cercanas a áreas con residuos explosivos o inflamables < 18 in de cubierta sobre rellenos sanitarios inactivos < 6 in de cubierta diaria sobre rellenos sanitarios activos Cantidad total de residuos > 250 acre-ft Cantidad total de residuos peligrosos > 2000 tons (2370 yardas cúbicas)	0 a 4 puntos dependiendo del número de personas y sus responsabilidades 0 a 10 puntos dependiendo de la regularidad, práctica y tipo de residuo incinerado 0 a 5 puntos dependiendo de las razones de su abandono 0 a 8 puntos dependiendo de la presencia de residuos incompatibles o peligrosos 0 a 8 puntos dependiendo de la proximidad y potencial de ignición 0 a 4 puntos para problemas no aparentes, 4 a 8 puntos para bolsas de aire, 6 a 12 puntos para vapores peligrosos. 0 a 8 puntos dependiendo de la proximidad y potencial de ignición 0 a 2 puntos para problemas no aparentes, 2 a 4 puntos para bolsas de aire, 3 a 6 puntos para vapores peligrosos 1 a 15 puntos por 10 acre-ft 1 a 25 puntos por 4000 tons (4750 yardas cúbicas)

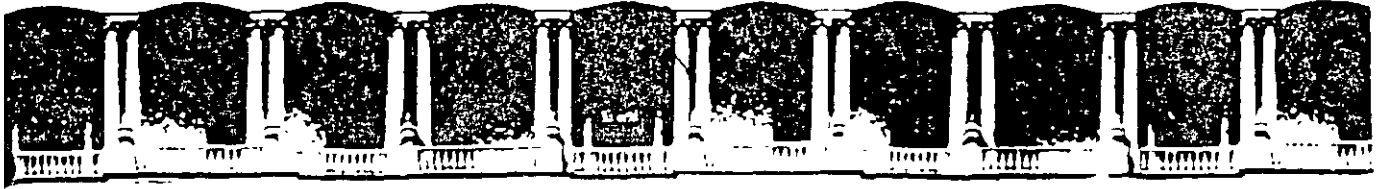
Tabla 64. Guía para el sistema de puntuación adicional en la metodología de puntuación de sitios

Una vez evaluado y sumados la puntuación de los diferentes parámetros, se ubica el valor total del sitio en una escala, cuyo rango va de 0 a 100, de esta manera se puede obtener los niveles de riesgo potencial para un sitio



BIBLIOGRAFÍA COMPLEMENTARIA

- Aller, L., T. Bennet, J.H. Lehr, R.J.Petty, and G. Hackett, 1985. DRASTIC: A Standar System for Evaluation Ground Water Pollution Potential Usin Hydrogeologic Setting". EPA/600/2-85/018, U.S. Enviromental Protection Agency, Robert S. Kerr Enviromental Research Laboratory, Ada, OK. (original no consultado, citado en Knox, Robert C ., Sabatini, David A. and Canter, Larry W., 1993).
- Armienta Hernández M.A., Contribución a los Mecanismos de Transporte del Cromo en el Acuífero de León Gto., Tesis Doctorado, Instituto de Geofísica-UNAM, 1992.
- Armienta Hernández Ma., Rodríguez Castillo R., "Investigación de Impacto Ambiental de la Dispersión de Compuestos de Cromo en el Area Occidente-Central del Valle de León Gto.", Reporte Interno, Instituto de Geofisica-UNAM, 1992.
- Foster, Stephen and Hirata, Ricardo, "Determinación del Riesgo de contaminación de aguas subterráneas". Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente (CEPIS), Lima, Perú, 1991, 81 pp.
- Kufs, C., D. Twedell, S. Paige, R. Wetzel, P. Spooner, R. Colonna, y M. Kilpatrick, 1980. "Ratun of the Hazard Potencial of Waste Disposal Facilities" en Proceeding of the National Conference on Manegement of Uncontrolled Hazardous Waste Sites, (Silver Spring, MD: Hazardous Material Control Research Institute.), pp30-41.
- Ramos-Leal, J.A., "Evaluación de Riesgo Ambiental para diferentes fuentes de Cromo en los alrededores de la Presa de San Germa, León, Gto.", Trabajo de Investigación, (Inédito), 1994
- Vrba, J., y Zaporozec, A., Guidebook on Mapping Grounwater Vulnerability. International Association of Hydrogeologists. Vol. 16, 1994, 131 p.
- Van Stempvoort, D., L. Ewert and L. Wassenaar, 1992. AVI: A method for Groundwater Protection Mapping in the Praire Province of Canada. PPWB Report No. 114, National Hydrology Research Institute, Saskatoon Saskatchewan, (original no consultado, citado en: Ronneseth, K. Wei, M. and Gallo, M., 1994 Evaluating methods of Aquifer vulnerability mapping for the prevention of groundwater contamination in British Columbia. Hydrology Branch, Ministry of Environment, Lands and Parks, Victoria, British Columbia, Canada).
- Voytek, J. : "Aplicacion of Downhole Geophysical Methods in Ground Water Monitoring"; The Second Symposium on Aquifer Restauration and Ground Water Monitoring., 1983; National Water Well Association, Worthington, ohio, pp 276-278 (original no consultado, citado en..Canter L., W. Knox, R. y Fairchild, D., M. (1988). Ground Water quality protection Lewis Publisher, Inc. 562 p.
- Wilson Albert, R., "Enviromental Risk: Identifcation and Management, Lewis Publisher Inc., 1991.



**FACULTAD DE INGENIERIA U.N.A.M.
DIVISION DE EDUCACION CONTINUA**

"Tres décadas de orgullosa excelencia" 1971 - 2001

CURSOS ABIERTOS

XIII CURSO INTERNACIONAL EN CONTAMINACIÓN DE ACUIFEROS

MODULO I: RESTAURACION DE SUELOS Y ACUÍFEROS CON CONTAMINANTES INORGANICOS

TEMA

CONCEPTOS BASICOS

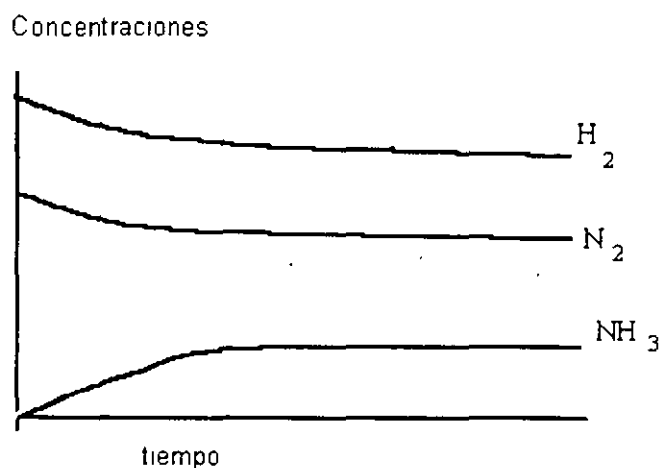
**EXPOSITOR: DRA. MA. AURORA ARMIENTA H.
PALACIO DE MINERIA
SEPTIEMBRE DEL 2001**

CONCEPTOS BASICOS

EQUILIBRIO QUÍMICO

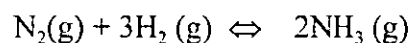
Cuando reaccionan dos o más sustancias decrecen sus concentraciones a lo largo del tiempo para dar lugar a la formación de productos. Algunas reacciones proceden hasta su terminación, en forma cuantitativa, aunque hay muchas que no lo hacen. En estas últimas la reacción se produce hasta que llega una momento en que las concentraciones de productos y reactivos así como las propiedades físicas del sistema permanecen constantes. se dice entonces que el sistema químico ha llegado a un estado de equilibrio.

En el equilibrio las reacciones directa e inversa ocurren a la misma velocidad, por lo que se trata de un equilibrio dinámico. La siguiente figura muestra como varían respecto al tiempo las concentraciones de N_2 , H_2 y NH_3 en una mezcla que se mantiene a $500^\circ C$.



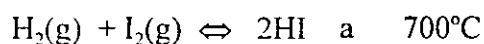
Fritz Haber al estudiar esta reacción observó que al principio la concentración de NH_3 aumentaba continuamente, pero que a partir de un cierto momento alcanzaba un valor constante. De manera análoga, al iniciar la reacción disminuían las concentraciones de N_2 y de H_2 hasta que ya no decrecían más. A partir de un tiempo, que se conoce como el tiempo de equilibrio la composición de la mezcla se mantiene constante a pesar de la presencia de

ciertas cantidades de N_2 y de H_2 . La composición final de la mezcla de reacción corresponde a un equilibrio dinámico en el cual el amoníaco formado se descompone tan rápido como se produce, la ecuación química del equilibrio se expresa como:



Las letras entre paréntesis indican el estado físico de las especies reaccionantes, en este caso estado gaseoso (g). La doble flecha implica que la velocidad de la reacción de izquierda a derecha es igual que la de derecha a izquierda.

En la siguiente tabla se presentan los resultados de un experimento llevado a cabo para la determinación de las concentraciones de equilibrio de la reacción siguiente:



Concentraciones iniciales (moles/l)			Concentraciones en equilibrio (moles/l)			
H_2	I_2	HI	H_2	I_2	HI	$[HI]_{eq}^2/[H_2]_{eq}[I_2]_{eq}$
0	0	4.49	0.48	0.48	3.53	54.4
11.15	9.95	0	2.91	1.71	16.48	54.7
11.34	7.51	2.53	4.77	0.94	15.67	54.6
11.34	7.51	0	4.56	0.74	13.54	54.5

Como se puede observar en la última columna de la tabla anterior, existe una relación constante entre los productos y los reactivos que no depende de las concentraciones iniciales. Esta relación se denomina constante de equilibrio, la cual es característica de la composición en equilibrio de una mezcla de reacción. La expresión de esta constante resulta de la ley de acción de masas.

Constante de Equilibrio

De manera general para una reacción en equilibrio:



La velocidad de izquierda a derecha es:

$$v_{i-d} = k_i(A)^a(B)^b$$

La velocidad de derecha a izquierda:

$$v_{d-i} = k_d(C)^c(D)^d$$

En el equilibrio:

$$v_{i-d} = v_{d-i} \text{ por lo que: } k_i(A)^a(B)^b = k_d(C)^c(D)^d$$

De aquí:

$$\frac{k_i}{k_d} = K = \frac{(C)^c(D)^d}{(A)^a(B)^b}$$

Donde K es la constante de equilibrio de la reacción. Los productos C y D están en el numerador y los reactivos A y B en el denominador. Los paréntesis indican concentración. Cada concentración está elevada a una potencia igual al coeficiente estequiométrico de la ecuación balanceada. Cabe señalar que estrictamente en la constante de equilibrio deben incluirse las actividades de productos y reactivos, pero para los fines de estos apuntes consideraremos soluciones diluidas en las que la actividad se puede igualar a la concentración.

Cada reacción tiene su propia constante de equilibrio cuyo valor depende de la reacción específica y de la temperatura. El valor de la constante de equilibrio no depende de las concentraciones iniciales de los reactivos e indica el grado en que se verifica una reacción. Por ejemplo si una reacción tiene un valor de $K = 160$ quiere decir que el numerador es 160 veces mayor que el denominador en el equilibrio. Por tanto esta reacción

y otras para las que $K > 1$ son procesos que favorecen la formación de los productos, y se dice que están desplazadas a la derecha porque las concentraciones de los productos en el equilibrio son mayores que las de los reactantes (considerando los coeficientes estequiométricos). Las reacciones cuya $K < 1$ son reacciones que favorecen a los reactantes. Las unidades de la constante de equilibrio dependen de las unidades en que se expresen las concentraciones y de la reacción en particular.

Para hacer cálculos que involucren la constante de equilibrio deben seguirse las siguientes reglas:

- 1.- La reacción debe estar escrita mediante una ecuación química balanceada.
- 2.- Los coeficientes estequiométricos de la ecuación química pasan a ser exponentes de las respectivas concentraciones en la expresión de la constante de equilibrio.
- 3.- Las concentraciones de equilibrio de los productos se colocan en el numerador y las de los reactivos en el denominador
- 4.- Las concentraciones de un líquido o un sólido puros (que no se encuentren en solución) no se incluyen en la expresión de la constante de equilibrio.

ACTIVIDAD

La expresión correcta de la constante de equilibrio debe efectuarse en función de las actividades de las especies químicas. La actividad se relaciona con la concentración por:

$$a = \gamma c$$

donde a =actividad, γ = coeficiente de actividad y c = concentración.

El coeficiente de actividad (γ) es función de la concentración, de la carga y naturaleza de todos los iones en una solución, de la carga del ión, y de la temperatura del agua.

Para determinar el coeficiente de actividad, es necesario conocer la fuerza iónica de la solución (**I**).

$$I = \frac{1}{2} \sum (C_i Z_i^2)$$

Donde C es la concentración de cada ión y Z es la carga respectiva.

Para el cálculo del coeficiente de actividad generalmente se utiliza la teoría de Debye-Hückel, la cual se expresa por las siguientes ecuaciones para diferentes rangos de fuerza iónica:

Cuando $I < 5 \times 10^{-3}$

$$-\log \gamma_i = 0.5 Z_i^2 I^{1/2}$$

Cuando $I < 0.1$

$$-\log \gamma_i = AZ_i^2 I^{1/2} / (1 + Ba_i I^{1/2})$$

Cuando $I > 0.1$

$$-\log \gamma_i = AZ_i^2 I^{1/2} / (1 + Ba_i I^{1/2}) + bI$$

Donde A = Constante que se relaciona con el disolvente, la presión y la temperatura

B = Constante que se relaciona con el disolvente, la temperatura y la presión.

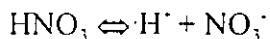
a = Constante que se relaciona con el diámetro del ion hidratado.

b = Puede ser una constante general o puede ser una constante específica del ion individual.

ACIDOS Y BASES

Aspectos generales.

A fines del siglo XIX Svante Arrhenius definió un ácido como un compuesto de hidrógeno que produce iones H^+ al disolverse en agua, y una base como un compuesto que contiene oxhidrilos y que forma iones OH^- en solución acuosa. De esta manera la disolución de un ácido en agua se podría expresar como:



y la de una base como: $\text{NaOH} \rightleftharpoons \text{Na}^+ + \text{OH}^-$

En la década de 1920, casi simultáneamente J.N. Brønsted y T.M. Lowry definieron un ácido como una sustancia capaz de donar protones y una base como una sustancia capaz de aceptarlos. De esta manera al disolverse un ácido en agua se produciría la transferencia de protones, por ejemplo para el ácido nítrico:



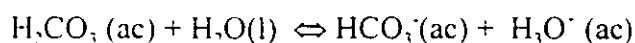
En la reacción anterior el ácido HNO_3 dona protones a la base H_2O . Como producto de la reacción se forman la base conjugada NO_3^- y el ácido conjugado H_3O^+ . El HNO_3 y NO_3^- constituyen una pareja conjugada y el H_2O con el H_3O^+ forman otra pareja conjugada.

Si se disuelve una base en el agua se tendrá por ejemplo para el amoníaco:



En esta reacción el ácido H_2O cede un protón a la base NH_3 para formar el ácido conjugado NH_4^+ y la base conjugada OH^- . Los pares ácido base son: H_2O (ácido 1) y OH^- (base conjugada 1) y NH_3 (Base 2) y NH_4^+ (ácido conjugado 2). Se les llama conjugados para subrayar el hecho de que están relacionados entre sí, no porque muestren alguna diferencia de comportamiento respecto a otros ácidos o bases.

Muchos ácidos se ionizan completamente al disolverse en agua, estos ácidos se conocen como ácidos fuertes. Existen otros ácidos que solamente forman iones en una cierta proporción y parte de los mismos permanece en forma molecular, estos ácidos son ácidos débiles o ácidos de fuerza media. Al disolverse los mismos se establece un equilibrio químico con el agua de la manera siguiente:



Un ácido débil como el ácido carbónico establece un equilibrio con el agua, en estas condiciones la relación entre las concentraciones de los productos y los reactivos se expresa por la constante de equilibrio.

$$K = \frac{(\text{HCO}_3^-)(\text{H}_3\text{O}^+)}{(\text{H}_2\text{CO}_3)(\text{H}_2\text{O})}$$

De manera general:



$$K = \frac{(\text{Base 1})(\text{Acido 2})}{(\text{Acido 1})(\text{Base 2})}$$

Constante de acidez

En general para la disolución de un ácido débil en agua:



$$K = \frac{(\text{H}_3\text{O}^+)(\text{A}^-)}{(\text{H}_2\text{O})(\text{HA})}$$

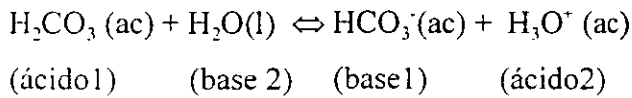
Comúnmente el número de moles de agua prácticamente no cambia al verificarse la reacción de manera que se puede escribir:

$$K_a = K(\text{H}_2\text{O}) = \frac{(\text{H}_3\text{O}^+)(\text{A}^-)}{(\text{HA})}$$

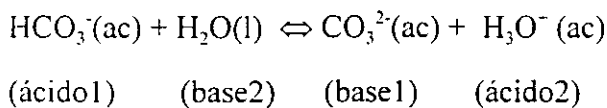
Donde K_a se conoce como constante de acidez. Su valor indica que tan fuerte es un ácido, mientras mayor sea el valor de K_a el ácido tendrá mayor fuerza (Se ionizará de forma más

completa). Existen tablas reportadas de constantes de acidez en condiciones normales donde se puede conocer la fuerza relativa de diferentes ácidos.

Algunas sustancias son capaces de comportarse como ácidos y como bases por ejemplo:

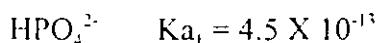
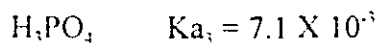


El $\text{HCO}_3^-(\text{ac})$ puede a su vez disolverse en agua para dar:



El HCO_3^- se comporta en la primera reacción como base y en la segunda como ácido. Una sustancia con estas características se conoce como anfótero.

Según el número de hidrógenos (o protones) que puede donar un ácido, éstos se clasifican como monopróticos (cuando pueden donar un protón), dipróticos (2 protones), tripróticos (3 protones), polipróticos (en general más de un protón). La constante de acidez irá decreciendo con cada transferencia de protones, esto es tendrá un mayor valor para la transferencia del primer protón, menor para la del segundo (ya que la especie ácida queda con una carga negativa) y su valor será todavía menor para la transferencia del tercer protón (ya que es más difícil que el ácido con dos cargas negativas pierda una carga positiva). Por ejemplo para el ácido fosfórico:



La ionización del agua.

El agua es uno de los anfóteros más abundantes en la naturaleza. Según la teoría de Bronsted Lowry el equilibrio ácido-base o de autoionización del agua puede expresarse como:



Con la constante de equilibrio:

$$K = \frac{(\text{H}_3\text{O}^+) (\text{OH}^-)}{(\text{H}_2\text{O}) (\text{H}_2\text{O})}$$

El equilibrio de auto-ionización del agua siempre debe satisfacerse, sin importar si otros ácidos o bases están presentes en la solución. Como la concentración del agua permanece prácticamente constante en soluciones diluidas se puede considerar:

$$K_{\text{dis}} = K_i = K_w = (\text{H}_3\text{O}^+) (\text{OH}^-)$$

$K_{\text{dis}} = K_w$ es la constante de ionización o de disociación del agua, su valor como todas las constantes de equilibrio depende de la temperatura por ejemplo:

<u>T °C</u>	<u>K_w</u>
10	2.92 X 10 ⁻¹⁴
25	1.00 X 10 ⁻¹⁴
50	5.46 X 10 ⁻¹⁴

En el agua pura las concentraciones de H_3O^+ y de OH^- son iguales, por lo que se define una solución neutra como aquella en la que $(\text{H}_3\text{O}^+) = (\text{OH}^-)$. Una solución ácida es aquella en la que $(\text{H}_3\text{O}^+) > (\text{OH}^-)$, y una solución básica aquella en la cual $(\text{H}_3\text{O}^+) < (\text{OH}^-)$.

pH

La concentración de iones hidrógeno de las soluciones acuosas se da convencionalmente en términos de pH. El pH de una solución se define como el logaritmo negativo de la actividad del ión hidrógeno. Continuando con la suposición de que actividad es igual a concentración, se puede considerar que el pH es el logaritmo negativo de la concentración de iones hidrógeno:

$$\text{pH} = -\log(\text{H}_3\text{O}^+)$$

El símbolo p significa logaritmo negativo, se puede también hablar de $\text{pOH} = -\log(\text{OH}^-)$.

$$\text{pKa} = -\log K_a$$

$$\text{pK}_w = \text{pH} + \text{pOH}.$$

El pH del agua pura a una temperatura de 25°C es de 7. Este valor no es arbitrario sino que resulta del valor de la constante de ionización del agua a esta temperatura, así:

$$K_w = 1 \times 10^{-14} = (\text{H}_3\text{O}^+)(\text{OH}^-)$$

Como en el agua pura por cada mol de H_3O^+ se tiene una de OH^- se puede escribir:

$$K_w = 1 \times 10^{-14} = (\text{H}_3\text{O}^+)(\text{OH}^-) = (Y)(Y) = Y^2$$

$$Y = \sqrt{1 \times 10^{-14}} \quad Y = 1 \times 10^{-7} \quad Y = (\text{H}_3\text{O}^+) = 1 \times 10^{-7} \quad \text{pH} = -\log(\text{H}_3\text{O}^+) = -\log(1 \times 10^{-7}) \\ = 7$$

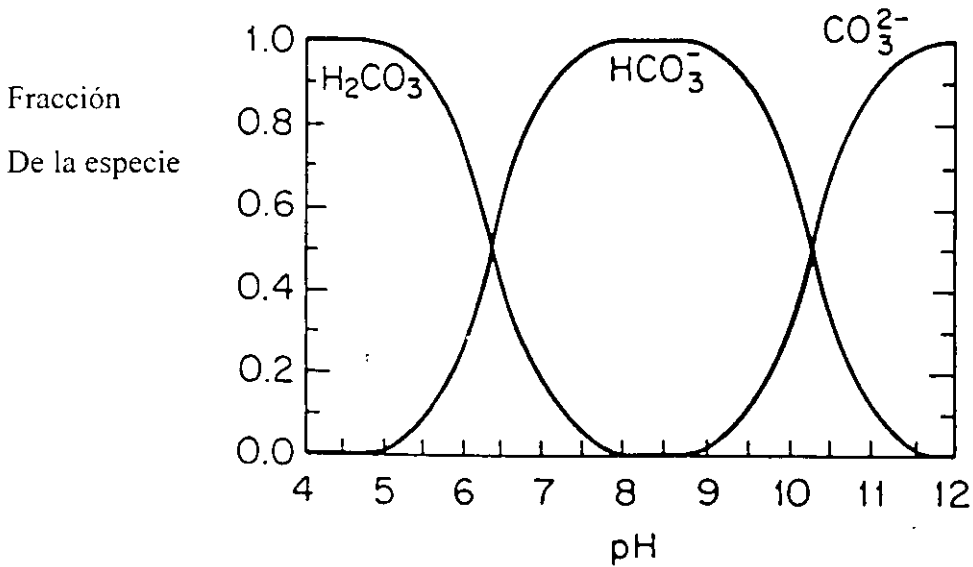
$$\text{Y también } Y = (\text{OH}^-) = 1 \times 10^{-7} \quad \text{pOH} = -\log(1 \times 10^{-7}) = 7$$

Al disolver un ácido en agua se incrementa la concentración de iones hidronio respecto a la del agua pura por lo que el pH será menor que 7. Al disolver una base en agua la concentración de iones OH^- aumenta y en consecuencia la concentración de iones

hidronio disminuye para preservar el valor de K_w , y el pH será mayor que 7. En una solución neutra las concentraciones de iones hidronio y OH^- son iguales y el pH es igual a 7.

Especiación de los Acidos:

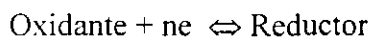
En las aguas naturales tanto los ácidos monopróticos como los polipróticos pueden existir en diferentes especies en función del pH del agua y de las constantes de acidez para la pérdida de cada protón. En la siguiente figura se muestra el diagrama de predominio de especies para el ácido carbónico a 25°C.



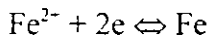
Según este diagrama a un pH de 8.5 el ácido carbónico estará presente en el agua como HCO_3^- , pero a un pH de 11 predominará el CO_3^{2-} .

OXIDANTES Y REDUCTORES

Se define la oxidación como la pérdida de electrones y la reducción como la ganancia de electrones. Los oxidantes son especies químicas capaces de fijar electrones. Los reductores son capaces de cederlos. Una reacción de óxido-reducción puede expresarse por el siguiente par oxido-reductor:



Ejemplo:



El Fe es un reductor que puede ceder electrones

Los iones ferrosos, Fe^{2+} , son oxidantes pues son capaces de ganar electrones.

El Fe se oxida y el Fe^{2+} se reduce.

En el agua pueden ocurrir diferentes reacciones de óxido-reducción. Cada reacción de oxidación se acompaña por una de reducción y viceversa, de manera que se mantiene un balance electrónico.

El potencial que se produce por cada par óxido-reductor se expresa mediante la Ecuación de Nernst:

$$E = E^{\circ} + \frac{RT}{nF} \ln \frac{(\text{Ox})}{(\text{Red})}$$

Donde E° es el potencial normal de la reacción (en Volts), esto es el que tendría la reacción si todas las especies participantes tuvieran actividad unitaria. R es la constante universal de los gases (8.314×10^{-3} kJ/K.mol), F es la constante de Faraday (96.484 kJ por volt equivalente gramo). T es la temperatura absoluta (en °Kelvin), (Ox) y (Red) son las actividades de la especie oxidada y la especie reducida respectivamente. A 20°C la reacción puede escribirse como:

$$E = E^{\circ} + \frac{0.058}{n} \log \frac{(\text{Ox})}{(\text{Red})}$$

El potencial de una reacción en que intervengan varias especies oxidantes y reductoras puede expresarse como:

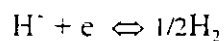
$$E = E^{\circ} + \frac{RT}{nF} \ln \frac{(\text{Producto de las actividades de las especies oxidadas})}{(\text{Producto de las actividades de las especies reducidas})}$$

La actividad de los electrones en solución p_e se calcula por la siguiente ecuación:

$$p_e = \frac{F}{2.303RT} E_h$$

$$\text{A } 25^{\circ}\text{C } p_e = 16.9 E_h$$

Los potenciales normales para diversos elementos se determinan respecto al electrodo normal de hidrógeno, al cual se le ha asignado un $E^{\circ} = 0.0$ volts. Para determinar el potencial normal de una reacción de óxido-reducción se conecta una barra del elemento (electrodo) al cual se desea determinar el potencial normal, sumergida en una solución 1M de los iones de este elemento, por medio de un alambre metálico al electrodo normal de hidrógeno, el potencial normal del elemento en cuestión se mide a través de un voltímetro. El electrodo normal de hidrógeno está formado por una lámina de platino sumergida en una solución de HCl 1M a 25°C , por la cual se hace pasar hidrógeno gaseoso puro, en la cual se produce la reacción:



Al conectarse con otro electrodo el H_2 se puede oxidar o bien el H^+ reducirse.

De esta manera se han determinado los potenciales normales de diferentes elementos.

CICLO DEL NITRÓGENO

1. Aspectos Generales

En el medio ambiente el nitrógeno existe en diferentes especies químicas y en más de un estado de oxidación. Se conoce como **ciclo del nitrógeno** a la circulación de las varias formas de nitrógeno a través de la litósfera, atmósfera, hidrósfera y biósfera, por medio de procesos químicos y biológicos. La forma más abundante del nitrógeno se encuentra en el aire, en el cual se presenta en su forma molecular (como N_2) y constituye alrededor del 79% en volumen (aproximadamente 39×10^{20} g de nitrógeno)

El N_2 gaseoso cambia su estado de oxidación y se convierte en compuestos químicos que contienen nitrógeno a través de procesos que se conocen como "fijación de nitrógeno". Para ello se requiere una gran cantidad de energía debido al triple enlace que une los dos átomos de nitrógeno ($N \equiv N$). La fijación biológica natural se lleva a cabo por las algas azul-verde y ciertos organismos relacionados que tienen la capacidad de la fotosíntesis, y por ciertas especies de bacterias que usan la materia orgánica como fuente de energía. Además, actualmente la producción de abono, la combustión y los cultivos de leguminosas han duplicado la cantidad fijada anualmente.

Existen pocas especies capaces de transformar el nitrógeno atmosférico en formas útiles para los organismos vivos. Estos organismos pueden recuperar y utilizar nuevamente el nitrógeno biodisponible siendo una parte fundamental del ciclo del nitrógeno (Figura 1).

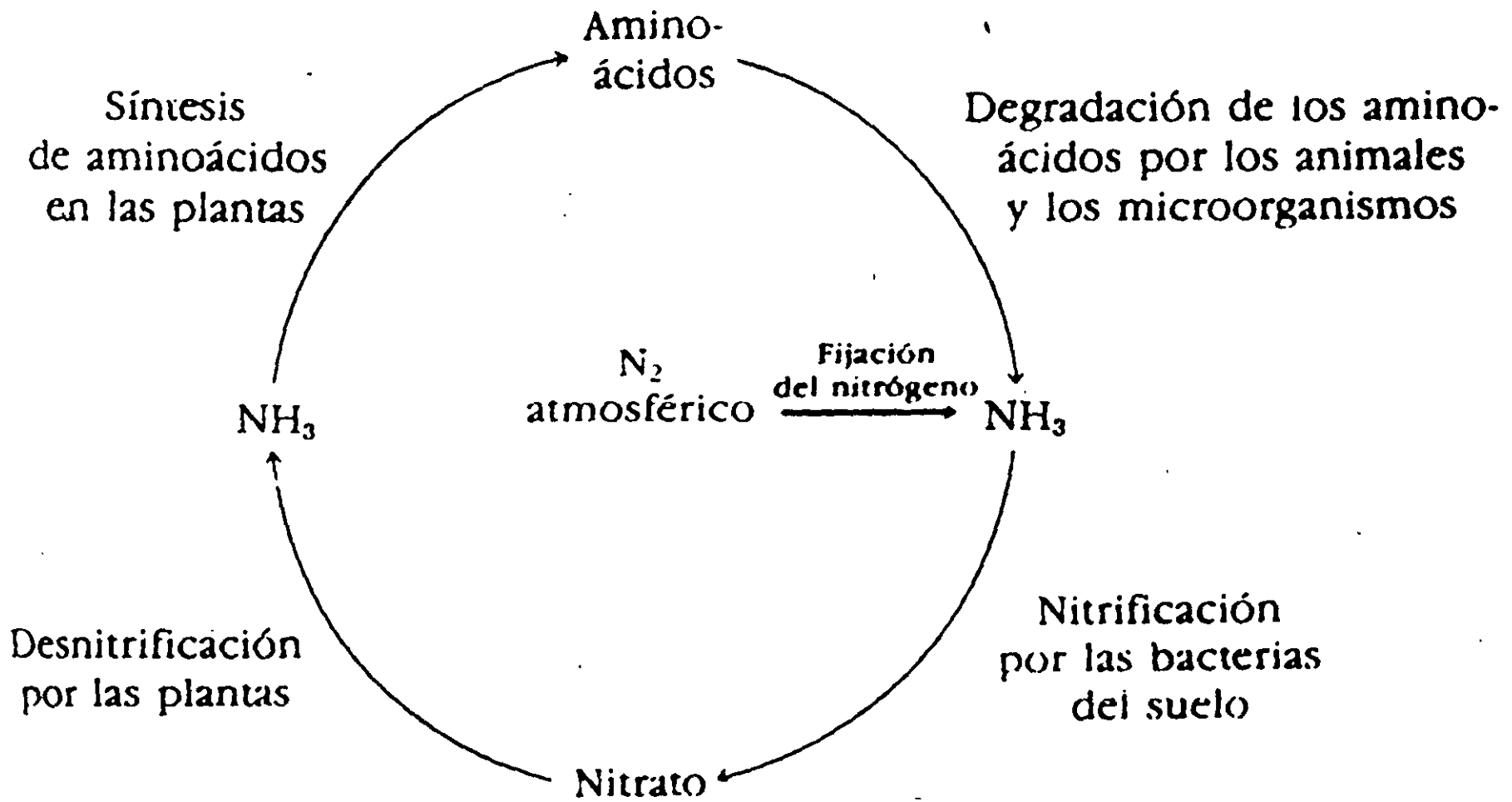


Figura 1

La primera etapa de este ciclo, la fijación del nitrógeno, en la cual el nitrógeno atmosférico se convierte en compuestos de nitrógeno inorgánico, es efectuada principalmente (90%) por ciertas bacterias y algas azules. Una cantidad mucho menor de Nitrógeno libre es fijada por medios abióticos (rayos, radiación uv, equipo eléctrico) y por conversión a amoniaco a través del proceso Haber-Bosch.

Se reconocen 2 clases de bacterias fijadoras de Nitrógeno: bacterias de vida libre (no-simbióticas), incluyendo la ciano bacteria (alga azul-verde) Anabaena y Nostoc y tales géneros como Azotobacter, Beijerinckia, y Clostridium, y bacterias mutualistas (simbióticas) tales como Rhyzobium, asociada con las plantas leguminosas, y Spirillum lipoferum, asociada con los pastos de cereales. Las bacterias simbióticas invaden las raíces de las plantas anfitrionas, donde se multiplican y estimulan la formación de nódulos de las raíces, que son crecimientos de células de plantas y bacterias en asociación íntima. Dentro de los nódulos las bacterias convierten el Nitrógeno libre en nitratos, que la planta anfitriona utiliza para su desarrollo.

El nitrógeno queda así en forma útil para la mayoría de los organismos vivos. Además existen bacterias del suelo que obtienen su energía oxidando el amoniaco para formar nitrito (NO_2^-) y posteriormente, nitrato (NO_3^-). A este proceso se le conoce como **nitrificación**. El nitrógeno que usan las plantas está en su mayoría en su forma oxidada. Debido a la abundancia y actividad de las bacterias nitrificantes, casi todo el amoniaco que llega al suelo se oxida a nitrato. Por otro lado, las plantas y muchas bacterias son capaces de reducir el nitrato a óxido nitroso o a nitrógeno gaseoso. A este proceso se le conoce como **denitrificación**. La bacteria responsable de la denitrificación usa nitrato en lugar de oxígeno para su proceso respiratorio en condiciones anaerobias. Esta transformación requiere una fuente de carbono orgánico para que la bacteria metabolice y se produzca CO_2 como resultado de este metabolismo. El proceso de conversión del nitrógeno orgánico a NH_4^+ se conoce como **amonificación**. Los restos de todos los seres vivientes- y sus

productos residuales- son descompuestos por microorganismos en el proceso de amonificación .

El amoniaco formado se incorpora a los aminoácidos de las plantas que luego sirven de alimento a los animales proporcionándoles los aminoácidos con los que se construyen las proteínas animales. Cuando los animales mueren las proteínas se degradan por la acción de los microorganismos y de esta manera, devuelven amoniaco al suelo donde las bacterias nitrificantes lo convierten nuevamente en nitrito y en nitrato.

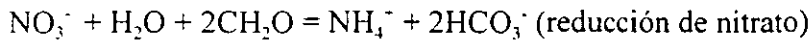
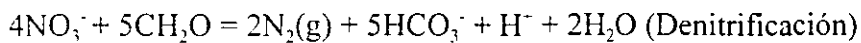
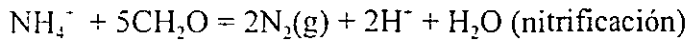
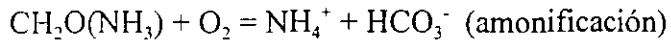
2. El Nitrógeno en las Aguas Subterráneas.

El nitrógeno disuelto, principalmente en forma de nitrato, es el contaminante más común en las aguas subterráneas.

El nitrógeno presente en los acuíferos puede provenir de diversas fuentes, tanto naturales como antropogénicas. En la atmósfera existen óxidos de nitrógeno que se forman por los procesos de combustión de carbón y productos de petróleo (que contienen por lo general cerca de 1 % de nitrógeno), y por la acción de los rayos. Los óxidos de nitrógeno de la atmósfera se transforman a nitratos que se solubilizan en el agua de lluvia, la cual contiene también amoniaco.

El nitrógeno se encuentra en el agua subterránea en forma aniónica como nitrito (con grado de oxidación III +) o nitrato (con grado de oxidación V +), o en forma catiónica como amonio, NH_4^+ (con grado de oxidación III -), también puede encontrarse en estados intermedios de oxidación formando parte de solutos orgánicos. Algunas otras formas tales como los cianuros, CN^- (con grado de oxidación III-), pueden presentarse en aguas afectadas por contaminación.

Los procesos de transformación de una especie en otra se llevan a cabo a través de estas reacciones principales:



La influencia del hombre en el ciclo del nitrógeno incluye la producción y el uso de fertilizantes sintéticos como el amoníaco y otros compuestos de nitrógeno, además del riego con aguas negras y la utilización de estiércol como fertilizante.

En la Tabla 1 se presentan las especies más importantes en las que se encuentra el nitrógeno en las aguas naturales:

TABLA 1. Principales formas del nitrógeno en las Aguas Naturales

Grado de Oxidación	Especies
V	NO_3^-
III	HNO_2 y NO_2^-
0	N_2
-III	NH_4^+ y NH_3

El pH del agua determinará las especies predominantes para cada grado de oxidación.

Debido a las distintas formas químicas en que existe en el agua, el nitrógeno puede comportarse de manera diversa en los acuíferos (Figura 2). Los iones amonio son

adsorbidos fuertemente en las superficies minerales. Las especies aniónicas como el nitrato son fácilmente transportadas por el agua y se mantienen estables en un amplio rango de condiciones. Las especies orgánicas y el nitrito son inestables en agua que contiene oxígeno y se consideran como indicadores de contaminación debida a la disposición de drenaje o basuras orgánicas. La presencia de nitrato o de amonio también puede ser indicativa de este tipo de contaminación pero en un lugar o tiempo alejado del punto de muestreo del agua. Los iones amonio y cianuro son capaces de formar complejos solubles muy estables con ciertos iones metálicos, que pueden estar presentes en algunos tipos de efluentes industriales.

En la áreas rurales puede haber concentraciones excesivas de nitratos debido al estiércol y/o a fosas sépticas. Esto ocurre principalmente donde se tiene una gran concentración de ganado o donde se utiliza el estiércol como fertilizante.

El NO_3^- contenido en el agua subterránea puede introducirse como tal a partir de residuos o fertilizantes aplicados al suelo, o bien, originarse por la oxidación del nitrógeno orgánico o NH_4^+ . Los procesos de amonificación y nitrificación normalmente ocurren arriba del nivel freático, generalmente en la zona de suelo, donde abunda la materia orgánica y el oxígeno. El nitrato es estable en presencia de oxígeno, en los suelos aireados de cultivo. Las concentraciones de NO_3^- que se encuentran normalmente en las aguas subterráneas no están limitadas por su solubilidad. Los NO_3^- puedan transportarse a grandes distancias en acuíferos someros en sedimentos con alta permeabilidad o roca fracturada, debido a que la concentración de O_2 disuelto es por lo general alta. Sin embargo, una disminución en el potencial redox del agua puede, en algunas situaciones causar la denitrificación, produciendo N_2O o N_2 . Si en estas condiciones el agua se mueve hacia la zona no saturada, una parte del N_2O o del N_2 se pierde por degasamiento en el suelo. La denitrificación se ha observado en numerosos estudios de sistemas de suelo en el laboratorio y en el campo. Bajo condiciones reductoras la materia orgánica decaerá a amoníaco. Por ejemplo, los efluentes de fosas sépticas normalmente tienen altas

concentraciones de amoníaco y poco de nitrato. Si el agua subterránea a la que se descargan tiene condiciones reductoras, el nitrógeno permanecerá en forma de amoníaco. Si, por el contrario prevalecen condiciones oxidantes, las bacterias convertirán el amoníaco a nitrato. Este proceso aunque es posible que se desarrolle en el agua subterránea, se realiza en condiciones no favorables debido a la ausencia de materia orgánica adecuada para el crecimiento de las bacterias denitrificantes. Además el tipo de suelo, la velocidad de descarga de los efluentes y el espesor de la zona no saturada influyen en las transformaciones de las especies del nitrógeno y por lo tanto en la calidad del agua subterránea.

El nitrógeno se presenta en la naturaleza en forma de dos isótopos ^{14}N y ^{15}N . El ^{14}N es el más abundante de los dos en la atmósfera. Por medio de la relación $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ en los nitratos es posible distinguir si éste procede de residuos humanos y animales o de fertilizantes minerales. La relación $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ se expresa comúnmente como el valor $\delta^{15}\text{N}$, que se define por:

$$\delta^{15}\text{N} (\text{‰}) = \frac{(^{15}\text{N}/^{14}\text{N})_{\text{muestra}} - (^{15}\text{N}/^{14}\text{N})_{\text{estándar}}}{(^{15}\text{N}/^{14}\text{N})_{\text{estándar}}} \times 1000$$

donde ‰ significa partes por mil. Si el valor de $\delta^{15}\text{N}$ es positivo, entonces el nitrato de la muestra ha sido enriquecido en ^{15}N respecto al estándar. Para el nitrógeno el estándar es la composición atmosférica. El nitrato procedente de residuos animales y humanos generalmente tiene un $\delta^{15}\text{N}$ en exceso de + 10 ‰. Los valores de $\delta^{15}\text{N}$ para nitratos procedentes de fertilizantes minerales se espera que sean inferiores a aquellos de residuos animales. Sin embargo, la interpretación debe ser cuidadosa ya que puede ocurrir fraccionación isotópica debido a procesos de transformación del nitrógeno. Los procesos

que afectan la composición isotópica de los nitratos en las aguas subterráneas incluyen la denitrificación y la mezcla de aguas.

Los contenidos excesivos de nitrato en el agua potable en concentraciones mayores de 45 mg/L son capaces de ocasionar metahemoglobinemia en los niños pequeños. Es por ello que la concentración máxima permisible en el agua potable en México es de 5 mg/l como N de NO_3^- . La metahemoglobinemia es una condición en la cual se reduce la capacidad de los glóbulos rojos para acarrear el oxígeno. Esta afectación es causada por los nitritos que se forman por reducción de los nitratos generalmente a través de la acción microbiana dentro o fuera del organismo. La persona intoxicada toma una coloración azul debido a la reducción del oxígeno en la sangre. La población de mayor riesgo la constituyen los niños menores a 6 meses de edad.

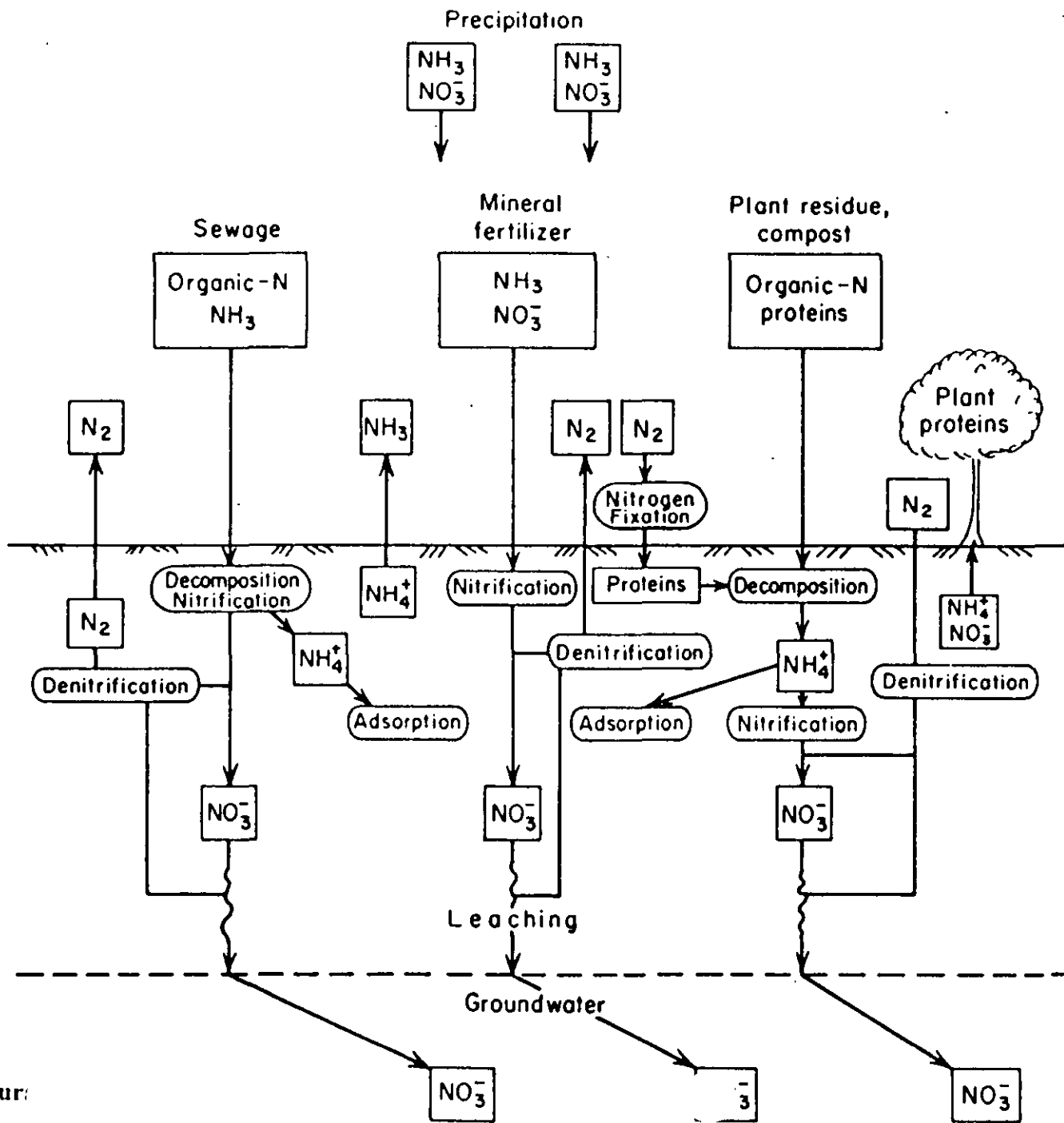


Figure:

CICLO DEL FIERRO

1. Aspectos Generales

El hierro es un elemento abundante y ampliamente distribuido en rocas y suelos. En forma de Fe_2O_3 constituye el 1.5 % de la corteza continental y como FeO el 3.5%.

Los minerales de rocas ígneas con contenidos de hierro relativamente altos incluyen los piroxenos, anfíboles, biotita, magnetita y olivino. En la mayoría de ellos el hierro se encuentra en forma ferrosa con grado de oxidación (II+). Cuando estos minerales son atacados por el agua, el hierro puede disolverse y generalmente se reprecipita como especies sedimentarias. Bajo condiciones reductoras cuando existe azufre disponible se puede formar polisulfuros ferrosos como pirita o marcasita. Cuando el azufre es menos abundante puede formarse la siderita. En medios oxidantes las especies sedimentarias del hierro son los óxidos u oxihidróxidos como hematita o goetita. El hierro recién precipitado se presenta como hidróxido férrico con una estructura poco cristalina.

La disponibilidad del hierro para pasar a la solución acuosa está afectada fuertemente por las condiciones ambientales, especialmente por cambios en el grado o intensidad de las reacciones de oxidación o reducción. Se pueden presentar altas concentraciones de hierro ferroso disuelto en lugares donde se produzca la reducción de oxihidróxidos ferrosos o la oxidación de sulfuros ferrosos.

El hierro está presente en los residuos orgánicos en los suelos. En los procesos de oxidación y reducción del hierro juegan un papel muy importante los microorganismos, algunos de los cuales usan estas reacciones como fuentes de energía.

2. El Hierro en las Aguas Subterráneas

2. El Hierro en las Aguas Subterráneas

El diagrama potencial-pH para el Fe en las aguas subterráneas es uno de los más importantes y estudiados. En el rango típico de pH de los sistemas acuíferos el $\text{Fe}(\text{OH})_3$ precipitado es termodinámicamente estable a potenciales moderados o altos. La principal especie disuelta es el Fe(II). Arriba de pH 9.5 el monihidróxido ferroso FeOH^+ puede ser la forma predominante del Fe (II). Arriba de pH 11 los aniones $\text{Fe}(\text{OH})_3^-$ o HFeO_2^- pueden existir en el agua en concentraciones apreciables, aunque este valor de pH es muy raro en el agua subterránea. El par iónico FeSO_4 puede ser importante en soluciones conteniendo unos cuantos miligramos de sulfato por litro. Muchas moléculas orgánicas complejan al hierro ferroso, y los complejos formados pueden ser muchos más resistentes a la oxidación que los iones ferrosos libres. Cuando las aguas contienen cantidades apreciables de carbono inorgánico y azufre a bajos valores de Eh se favorece la formación de FeCO_3 y FeS_2 que precipitan. La solubilidad del Fe puede cambiar de manera importante ante pequeñas modificaciones en el pH o el Eh del agua.

El hierro férrico puede presentarse en soluciones ácidas como Fe^{3+} , FeOH^{2+} y $\text{Fe}(\text{OH})_2^+$ la forma predominante y la concentración dependen del pH

El ión férrico forma complejos con sustancias orgánicas y con los iones Cl^- , F^- , SO_4^{2-} y PO_4^{3-} . Aunque generalmente los complejos orgánicos son los más importantes. El hierro férrico asociado con coloides orgánicos o material tipo húmico da a algunas aguas un color amarillo o café. Otro efecto de la materia orgánica es la reducción del ión férrico a ferroso.

Las superficies del óxi-hidróxido férrico tienen una gran capacidad de adsorción que puede afectar la concentración de constituyentes menores en aguas en las que se presente este tipo de material. En tales condiciones pueden ocurrir procesos redox de coprecipitación que controlen la solubilidad de otros metales en solución. Este proceso puede reducir la concentración de metales tóxicos en el agua y utilizarse como un método de tratamiento de las aguas naturales.

La presencia de bacterias puede aumentar o disminuir la concentración de Fe disuelto.

3. Diagrama de Predominio de Especies para el Hierro

El comportamiento químico del hierro puede predecirse teóricamente como función del pH, Eh y actividad de otros iones en solución. El diagrama Eh-pH del hierro es una gráfica bidimensional en la cual el pH se grafica en la abscisa y el potencial redox en la ordenada. La aplicación de la ley de Nernst y de balances de masas permite expresar las relaciones entre las especies químicas presentes como puntos o líneas en el diagrama.

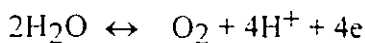
Este tipo de diagramas potencial-pH fue desarrollado por Pourbaix en Bélgica en años anteriores a la segunda Guerra Mundial. Aunque se trata de un diagrama teórico, las predicciones respecto al comportamiento del hierro se ajustan bastante a su comportamiento real.

Para la construcción de este diagrama se asumen condiciones estándar (25 °C y 1 atmósfera) y se realizan los cálculos en función de actividades.

El rango de condiciones esperadas en los sistemas acuosos está limitado obviamente por el dominio de estabilidad Eh-pH del agua.

Los límites del diagrama están dados por las reacciones de oxidación y de reducción del agua.

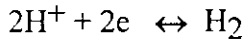
El agua se oxida según la reacción:



Para la cual la ley de Nernst será:

$$E = 1.23 + (0.06/4) \cdot \log p\text{O}_2 [\text{H}^+]^4 = 1.23 - 0.06\text{pH}$$

El agua se reduce según la reacción:



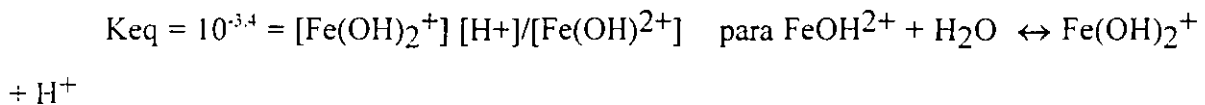
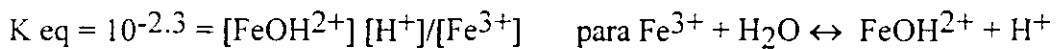
Para la cual:

$$E = 0.00 + (0.06/2) \log \frac{[\text{H}^+]^2}{p\text{H}_2}$$

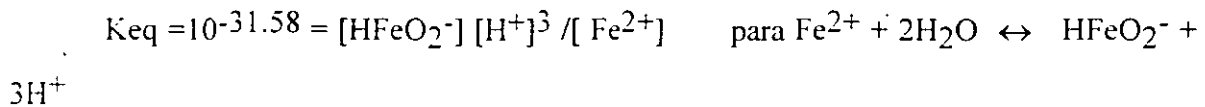
$$E = -0.06 \text{ pH}$$

El diagrama Eh-pH para el hierro considerando la formación de hidróxidos, para una concentración de $\text{Fe(III)} = \text{Fe(II)} = 10^{-6}\text{M}$, se elaboraría como se explica a continuación. Las actividades de las fases sólidas y del agua se consideran igual a 1.

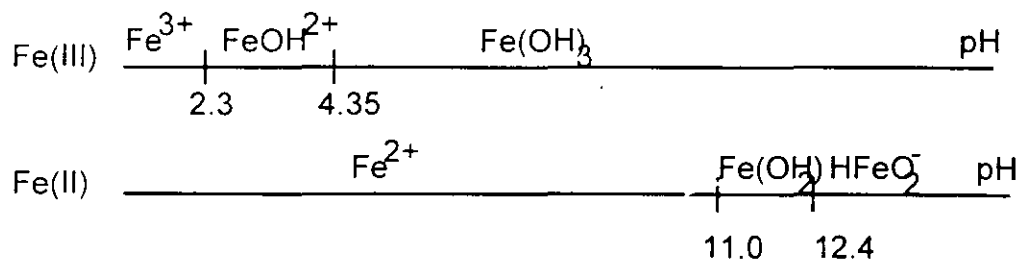
$$E_{\text{Fe}^{3+}/\text{Fe}^{2+}} = 0.78\text{V}$$

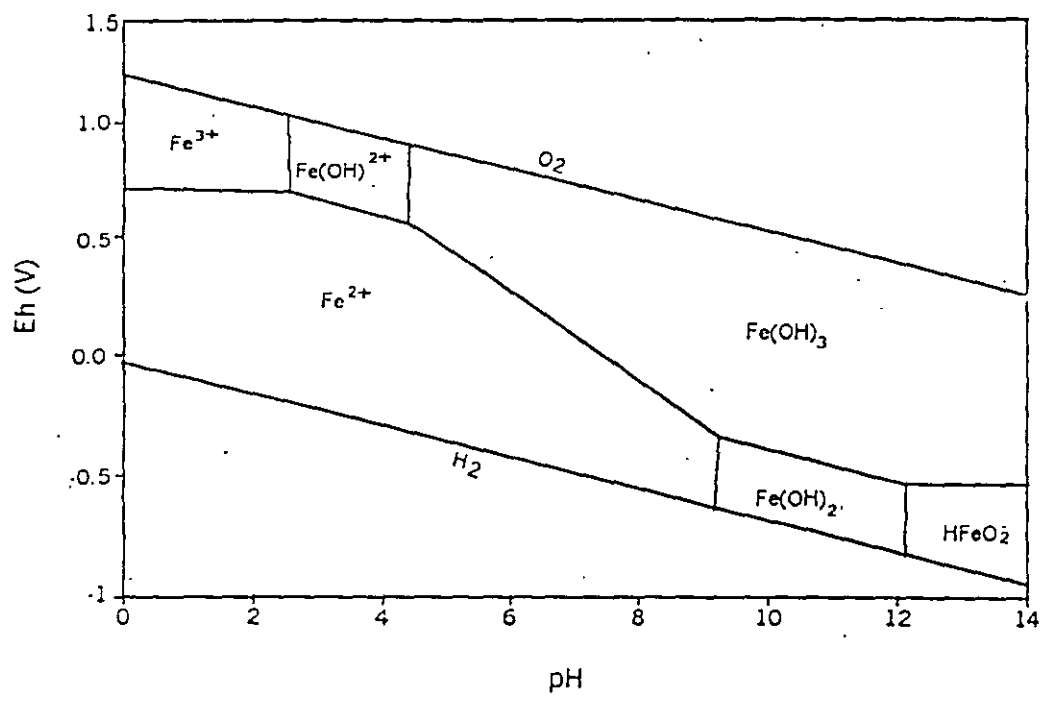


$$pK_s \text{Fe(OH)}_2 = 15.1$$



Por facilidad se puede iniciar la construcción del diagrama especificando las especies de Fe^{2+} y de Fe^{3+} en los diversos rangos de pH:





Evolución del sistema Fe(III)/Fe(II) en función del pH

Para $\text{pH} < 2.3$:

El sistema es independiente del pH. El potencial es igual a 0.77V

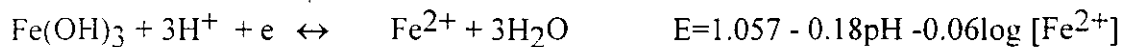
Para $2.3 < \text{pH} < 4.3$:

El sistema $\text{FeOH}^{2+} / \text{Fe}^{2+}$ depende del pH según



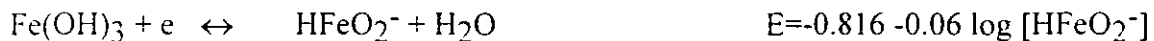
Para $4.3 < \text{pH} < 11.0$:

El sistema $\text{Fe}(\text{OH})_3 / \text{Fe}^{2+}$ es función del pH según



Para $\text{pH} > 12.4$:

El sistema $\text{Fe}(\text{OH})_3 / \text{HFeO}_2^-$ es independiente del pH según



Para construir el diagrama Eh-pH con base en estas reacciones y ecuaciones se dibujan las líneas correspondientes y se delimitan de esta manera los campos de estabilidad de cada una de las especies químicas (Figura 3). Para interpretar el diagrama, la ubicación del punto que corresponda para ciertos valores de pH y Eh definirá la forma química predominante en la que se encuentra el Fe en el agua.

4. Papel de las Bacterias en la Precipitación del Hierro

Termodinámicamente las bacterias pueden influir el comportamiento del hierro en el agua por los siguientes procesos:

Procesos en los cuales las bacterias ejercen un efecto catalítico para acelerar las reacciones que son termodinámicamente favorables pero que ocurrirían muy lentamente en ausencia de las mismas. En este tipo de procesos participan bacterias tales como Gallionella, Crenothrix y Peptothrix que oxidan el hierro ferroso. Estos géneros requieren oxígeno, por lo tanto viven en ambientes en los que el hierro ferroso es inestable.

Procesos que requieren la contribución de energía de otra fuente para alterar el status del hierro y pueden ser promovidos por las bacterias que consumen alguna otra sustancia como fuente de energía.

Además, las bacterias oxidantes del azufre es muy importante tienen un papel muy importante en la producción del drenaje ácido de minas, que involucra la disolución del hierro a través de la aceleración de la reacción de oxidación de minerales tales como piritita y arsenopiritita.

REFERENCIAS

Alpers C.N., Blowes D.W., 1994. Environmental Geochemistry of Sulfide Oxidation, ACS Symposium Series. Washington D.C.

Andres A.S., 1993. Nitrate contamination of Ground and Surface Watersm Coastal Sussex County, Delaware. Hydrological Science and technology, AIH, 9pp 106-128.

Armienta M.A., 1988. La Contaminación de las Aguas Subterráneas. Comunicaciones Técnicas IGF, UNAM. Serie Investigación No. 76, 40 pp.

Chapelle F.H. and D.R. Lovley, 1992. Competitive Exclusion of Sulfate Reduction by Fe(III)-Reducing Bacteria: a Mechanism for Producing Discrete zones of High-Iron Ground Water. Groundwater, 30, pp 29-36.

Charlot G., 1980. Curso de Química Analítica General, Toray-masson, Barcelona, 282 pp.

Cherry J.A., 1984. Groundwater Contamination, MAC Short Course Handbook 10. Ed. M. A. Fleet Cap. 11 pp 269-306.

Cherry J.A., R.W. Gillham and J.F. Barker, 1984, contaminants in Groundwater: Chemical Processes, en: Studies in Geophysics, Groundwater Contamination, National Academy Press, Washington D.C., pp 46-64.

Drever J.I., 1997, The Geochemistry of natural Waters, Prentice-Hall, N.J., 435 pp.

Fetter C.W., 1993, Contaminant Hydrogeology, Macmillan Publ. Co., NY.

Foster S.S.D.. 1989, Diffuse Pollution of groundwater by Agriculture-Lessons learnt and Future Prospects. in: J.E. Moore, A.A. Zaporozec, S.C. Csallany and T. C. Varney (eds.) Recent Advances in Groundwater Hydrology, AIH, pp 185-194.

Freeze R.A., J.A. Cherry, 1979, Groundwater, Prentice Hall, Inc., Englewood Cliffs, N.J., 604 pp.

Garrels R.M. and C.L. Christ, 1965, Solutions, Minerals and Equilibria, Harper& Row, N.Y., 450 pp.

Garrels R.M., 1976, A survey of low Temperature Water-Mineral Relations. en: Interpretation of Environmental Isotope and Hydrochemical Data in Groundwater hydrology. Proceedings of and Advisory group Meeting, Vienna, Austria, 27-31 Junio, 1975. AIEA.

Gillham R.W. and L.R. Webber, 1969. Nitrogen Contamination of Groundwater by Barnyard Leachates. Journal WPCF, pp 1752-1762.

Gillham R.W. and J.A. Cherry, 1978. Field Evidence of denitrification in Shallow Groundwater flow Systems. Water Poll. Res. Canada, 13, pp 53-70.

Gshwend P. M. and M.D. Reynolds. 1987. Monodisperse Ferrous Phosphate colloids in and Anoxic Groundwater Plume, J. of Contaminant Hydrology, 1, pp 309-327.

Hem J.D.. 1992. Study and Interpretation of the chemical Characteristics of Natural Water. Geological Survey Water Supply Paper 2254, Washington D.C., 264 pp.

Hiscock K.M., Dennis P.F., Feast N.A., Fairbairn J.D., 1997. Experience in the use of stable nitrogen isotopes to distinguish groundwater contamination from leaking sewers in urban areas. En: Groundwater in the Urban Environment, Chilton et al.s (eds), Balkema, Rotterdam, p 427-432.

Lloyd J.W., J.A. Heathcote, 1985, Natural Inorganic hydrochemistry in relation to groundwater, Clarendon Press Oxford, n.Y., 296 pp.

Mariotti A., 1986. La dénitrification dans les eaux Souterraines, Principes et Méthodes de son identification: Une Revue. J. of Hydrology, 88, pp 1-23.

Mariotti A., 1998, Nitrate: un polluant de longue durée, *Pour la Science*, 249, p 60-65.

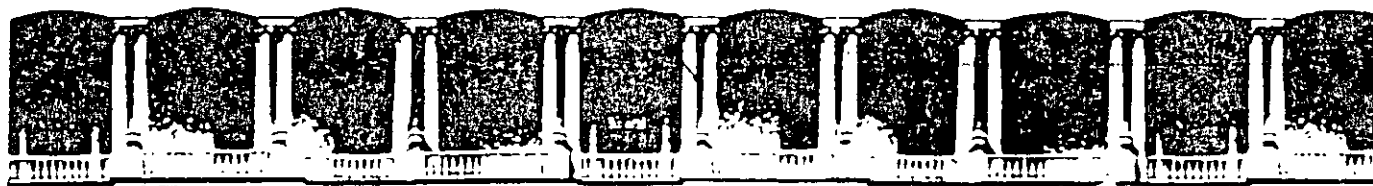
Pankow J.F., 1991, *Aquatic Chemistry Concepts*, Lewis Publishers, Chelsea, 683 pp.

Riversa C.N., Barrett M.H., Hiscock K.M., Dennis P.F., Feast N.A., Lerner D.N., 1996. Use of nitrogen isotopes to identify nitrogen contamination of the Serwood sandstone aquifer beneath the city of Nottingham, United Kingdom, *Hydrogeology Journal*, 4, 1996.

Snoeyink V.L., D. Jenkins. 1987, *Química del Agua*, Limusa. México D.F., 508 pp.

Stumm W. and J.J. Morgan. 1981. *Aquatic Chemistry*, John Wiley & Sons, N.Y., 780 pp.

Thornton I., 1983. *Applied Environmental Geochemistry*, Academic Press. N.Y.. 501 pp.



**FACULTAD DE INGENIERIA U.N.A.M.
DIVISION DE EDUCACION CONTINUA**

"Tres décadas de orgullosa excelencia" 1971 - 2001

CURSOS ABIERTOS

XIII CURSO INTERNACIONAL EN CONTAMINACIÓN DE ACUIFEROS

MODULO I: RESTAURACION DE SUELOS Y ACUÍFEROS CON CONTAMINANTES INORGANICOS

TEMA

GEOQUÍMICA AMBIENTAL DEL CROMO

**EXPOSITOR: DRA. MA. ARMIENTA H.
PALACIO DE MINERIA
SEPTIEMBRE DEL 2001**

X Congreso Nacional de Geoquímica
16-20 de octubre, 2000, Temixco, Mor.

CENTRO DE INVESTIGACIÓN EN ENERGÍA, UNAM
INSTITUTO NACIONAL DE GEOQUÍMICA, A.C

Sobretiro del trabajo:

GEOQUÍMICA AMBIENTAL DEL CROMO

M. A. Armienta H

Actas INAGEQ (2000), vol 6, no 1, 41-51.

GEOQUÍMICA AMBIENTAL DEL CROMO

M. A. Armienta H

Instituto de Geofísica, UNAM, México D.F. 04510, México. E-mail: victoria@tonatiuh.igeofcu.unam.mx

1. Introducción

El cromo es un metal necesario para el metabolismo de plantas y animales. Sin embargo, en concentraciones elevadas es dañino para la salud. Este elemento se encuentra en el ambiente principalmente en dos estados de oxidación, Cr(III) y Cr(VI), cada uno tiene propiedades tóxicas y comportamiento geoquímico ambiental diferente. El Cr(VI) es la forma más móvil y nociva del elemento (alrededor de 100 a 1000 veces más tóxica que el cromo trivalente), mientras que el Cr(III) es necesario para el metabolismo de la glucosa (Mertz, 1974; Barrett et al., 1985; Richard y Bourgh, 1991) La ingestión de pequeñas dosis de Cr(VI) durante largo tiempo puede provocar erosión y color amarillo de los dientes, irritación gastrointestinal, úlcera gastroduodenal, hepatitis y nefritis. La vía más expedita de ingreso del cromo al organismo es la respiratoria. La inhalación de polvos de cromo hexavalente es capaz de ocasionar irritación en las mucosas, afección nasofaríngea, faringitis, perforación del tabique nasal, laringitis, bronquitis crónica, fibrosis y cáncer pulmonar. El contacto de compuestos de Cr(VI) con la piel induce alergias dérmicas, dermatitis, necrosis y corrosión dérmica (Galvao y Corey, 1987, Hamilton and Wetterhan, 1988; Kotás y Stasicka, 2000)

La mayoría de las rocas y suelos contienen pequeñas cantidades de cromo. El mineral más común es la cromita (FeCr_2O_4), en la cual el metal se presenta en su forma trivalente. En la Tabla 1 se listan los principales minerales de cromo. En su estado natural los minerales de cromo son muy insolubles, pero los procesos de intemperización y la acción bacteriana pueden incrementar su solubilidad y por lo tanto influir en su movilidad ambiental

Las concentraciones de cromo en las rocas ígneas aumentan conforme el contenido de sílice disminuye y muestran una fuerte correlación positiva con los contenidos de níquel y magnesio. El cromo en estas rocas se presenta principalmente en la cromita. Las rocas sedimentarias arcillosas también tienden a concentrar grandes cantidades de cromo, principalmente las fosforitas, bauxita y minerales lateríticos de hierro, formados por la alteración de rocas ultrabásicas (Mertz, 1974). En la tabla 2 se presentan los contenidos usuales de cromo en diferentes tipos de rocas

Durante el intemperismo de las rocas, el cromo tiende a oxidarse produciendo aniones complejos solubles. De esta manera aunque las concentraciones usuales en el suelo varían de 10 a 150 mg/kg, algunos suelos pueden alcanzar contenidos altos de cromo, principalmente aquellos derivados de basaltos o serpentinas

Tabla 1 Principales Minerales de Cromo

Cromita	FeCr_2O_4
Donatita	$(\text{Fe}^{2+}, \text{Mg}, \text{Zn})(\text{Cr}, \text{Fe}^{3+}, \text{Al})_2\text{O}_4$
Eskolaita	Cr_2O_3
Guyanaita	CrOOH
Bracewalita	CrOOH
Grimaldiita	CrOOH
Stictita	$\text{Mg}_{18}\text{Cr}_6(\text{OH})_{48}[\text{CO}_3]_3 \cdot 12\text{H}_2\text{O}$
Barbertonita	$\text{Mg}_6\text{Cr}_2(\text{OH})_{16}[\text{CO}_3] \cdot 4\text{H}_2\text{O}$
Daubr�elita	FeCr_2S_4
Brezinaita	Cr_3S_4
Heideita	$(\text{Fe}, \text{Cr})_{1+x}(\text{Ti}, \text{Fe})_2\text{S}_4$
Carlsbergita	CrN
Tarapacaita	$\text{K}_2[\text{CrO}_4]$
Lopezita	$\text{K}_2[\text{Cr}_2\text{O}_7]$
Cromatita	$\text{Ca}[\text{CrO}_4]$
Crocoita	$\text{Pb}[\text{CrO}_4]$
Santanaita	$\text{Pb}_{11}\{\text{CrO}_4\}\text{O}_{12}$
Vauquelinita	$\text{Pb}_2\text{Cu}[\text{CrO}_4][\text{PO}_4]\text{OH}$
Fornacita	$(\text{Pb}, \text{Cu})_3[(\text{Cr}, \text{As})\text{O}_4]_2(\text{OH})$
Hemihedrita	$\text{ZnF}_2\text{Pb}_{10}[\text{CrO}_4]_6[\text{SiO}_4]_2$
Knorringita	$\text{Mg}_3\text{Cr}_2[\text{SiO}_4]_3$
Uvarovita	$\text{Ca}_3\text{Cr}_2[\text{SiO}_4]_3$
Ureyita	$\text{NaCr}[\text{Si}_2\text{O}_6]$
Krinovita	$\text{NaMg}_2\text{Cr}[\text{Si}_3\text{O}_{10}]$
Kotchubeita	$(\text{Mg}, \text{Al}, \text{Fe})_6[(\text{Si}, \text{Al}, \text{Cr})_4\text{O}_{10}](\text{OH})_8$

(A partir de Nriagu, 1988)

El cromo se encuentra en concentraciones comprendidas entre 0.01 y 0.02 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en la atmósfera. La contaminación de origen industrial por fábricas de cemento, asbesto y por los gases procedentes de vehículos con motor de combustión puede elevar las concentraciones de cromo en el aire hasta valores peligrosos

En el agua las concentraciones naturales de cromo son bajas. Normalmente en los ríos varía de 0.1 a 5 $\mu\text{g}/\text{l}$, en los océanos es inferior a 5 $\mu\text{g}/\text{l}$ (Mertz, 1974, Galvao y Corey, 1987)

En el ambiente ocupacional, las industrias que presentan mayor riesgo de contaminación ambiental por la presencia de cromo en sus procesos y residuos son las del cemento, colorantes, construcción, curtidurías, galvanoplastia, material fotográfico, material refractario, metalurgia, y

pinturas (principalmente las anticorrosivas). Su uso en las plantas hidroeléctricas es otra fuente de contaminación ambiental (Galvao y Corey, 1987).

Tabla 2. Concentraciones de cromo en diferentes tipos de rocas

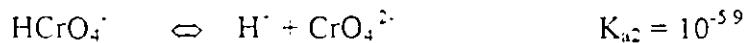
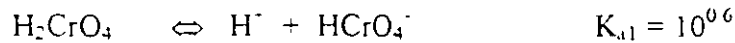
Tipo de Roca	Concentración Usual (ppm)
Ultramáficas y serpentinas	1100-3400
Basaltos y Gabros	60-420
Andesitas, dioritas	10-200
Rocas graníticas	2-60
Calizas y dolomitas	11 (promedio)
Areniscas	35 (promedio)
Arcillas y lutitas	1-200

(A partir de Mertz, 1974)

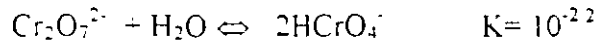
2. Química del cromo

El cromo existe en varios grados de oxidación con diferente grado de estabilidad (Cr^{2+} , Cr^0 , Cr^{2+} , Cr^{3+} , Cr^{4+} , Cr^{5+} y Cr^{6+}) En la naturaleza se encuentra principalmente como Cr(III) y Cr(VI)

El Cr(VI) es fuertemente oxidante y existe solamente como especies oxo en forma de iones cromato (CrO_4^{2-}) y dicromato ($Cr_2O_7^{2-}$). En el agua los iones cromato pueden formar las especies ácidas H_2CrO_4 y $HCrO_4^-$ con las siguientes constantes de acidez.



Cuando las concentraciones de Cr(VI) exceden a 10^{-2} M el ión $HCrO_4^-$ dimeriza y forma el ión dicromato



En el agua el Cr^{3+} se encuentra rodeado por dos esferas de coordinación ligadas fuertemente entre sí. La hidrólisis del Cr(III) produce las especies mononucleares $CrOH^{2+}$, $Cr(OH)_2^+$ y $Cr(OH)_3$, existen también las especies polinucleares $Cr_2(OH)_2^{4+}$ y $Cr_3(OH)_4^{5+}$ (Baes y Mesmer, 1976), aunque en condiciones ambientales la formación de complejos polinucleares está poco favorecida. El $Cr(OH)_3$ ac es un compuesto con baja solubilidad en el rango de pH 5.5 a 12. Las formas dominantes del Cr(III) en el ambiente son los complejos $CrOH^{2+}$ ac y $Cr(OH)_3$ ac, (Richard y Bourg, 1991, Kotas y Stasicka, 2000).

El Cr(III) forma complejos octaédricos hexacoordenados con una amplia variedad de ligandos orgánicos e inorgánicos, en los cuales el punto de unión puede ser el átomo de oxígeno (agua, ácidos carboxílicos, fosfatos), de nitrógeno (amoníaco, piridinas, aminas) o de azufre (grupos sulfhidrilo) del ligando, puede también formar complejos con halogenuros y sulfato. La mayoría de los equilibrios se establecen lentamente, los compuestos son no lábiles y el intercambio de los ligandos es lento (Cotton y Wilkinson, 1978)

3. Hidrogeoquímica

El potencial de óxido-reducción (Eh) y el pH del agua determinan las especies en que se encuentre este elemento. A los valores de pH comunes en las aguas naturales (6 a 8) el Cr(VI) en forma de HCrO_4^- y CrO_4^{2-} predomina en condiciones oxidantes, es decir a valores altos de Eh, y el Cr(III) en forma de $\text{Cr}(\text{OH})^{2+}$ y de $\text{Cr}(\text{OH})_3$ en condiciones más reductoras, esto es a valores menores de Eh. Los equilibrios en solución acuosa para las diferentes especies del cromo en función del Eh y pH del agua han sido graficados por Pourbaix (1963), Hem (1977) y Kotás y Stasicka (2000). Sin embargo, para aplicar este tipo de diagramas a los medios naturales se debe considerar la cinética de los equilibrios.

El Cr(III) precipita en el rango de pH de las aguas naturales, en forma de $\text{Cr}(\text{OH})_3$ con una Kps de 10^{-30} . En presencia de Fe(III) se puede formar el precipitado $(\text{Cr}_x\text{Fe}_{1-x})(\text{OH})_3$, donde x es la fracción-mol-de-Cr, cuyo producto-de-solubilidad-es-menor-al-correspondiente-al $\text{Cr}(\text{OH})_3$ (Rai et al., 1987; Sass y Rai, 1987).

Por otro lado, el Cr(III) puede formar complejos con sustancias orgánicas presentes en las aguas superficiales y subterráneas como resultado de procesos naturales o de contaminación. La formación de complejos cuando los ligandos son moléculas discretas o iones incrementa la solubilidad del Cr(III). Sin embargo, si se liga a sistemas macromoleculares tales como los ácidos húmicos, los complejos formados son relativamente inmóviles (Kotás y Stasicka, 2000).

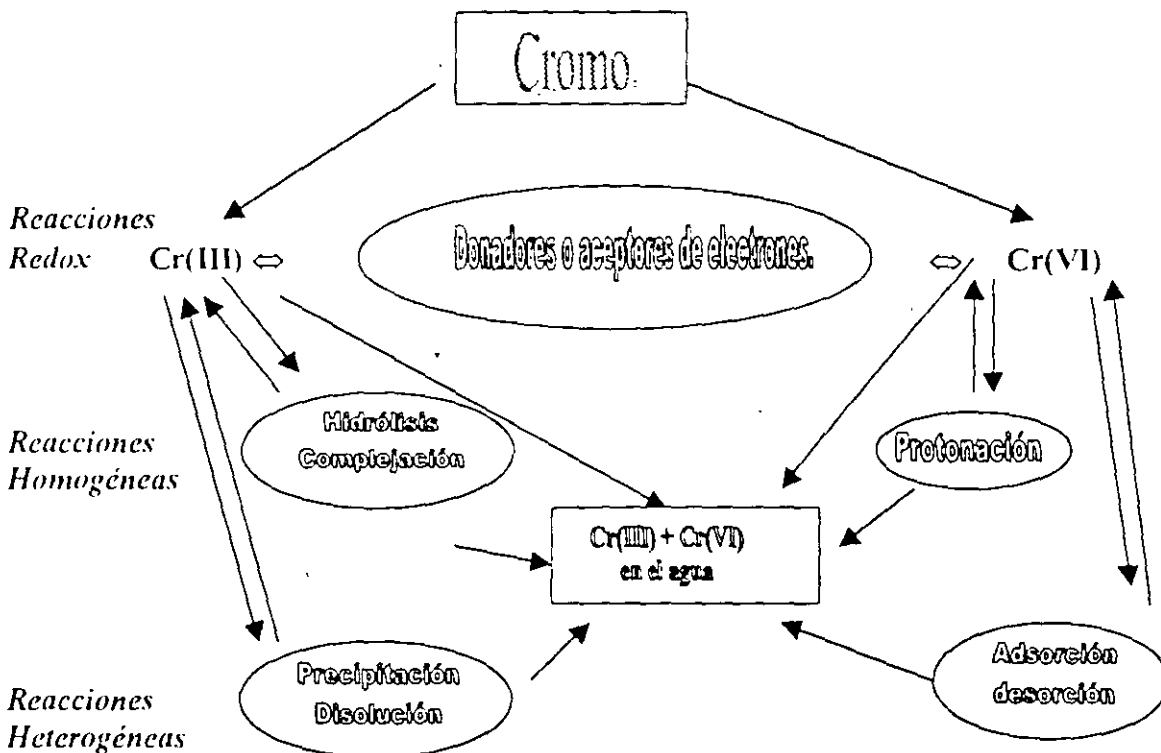
El cromo puede cambiar su grado de oxidación a través de reacciones de óxido-reducción con otras especies presentes comúnmente en el agua. El Cr(VI) puede reducirse principalmente al reaccionar con Fe(II), materia orgánica, y especies del azufre. El Cr(III) puede oxidarse al reaccionar con O_2 y MnO_2 (Schroeder y Lee, 1975, Bartlett y James, 1979, Kotás y Stasicka, 2000). Se ha encontrado que la velocidad de reducción del Cr(VI) con ácido fúlvico se incrementa fuertemente al decrecer el pH (Wittbrodt y Palmer, 1995). La reducción de Cr(VI) con ácido mandélico es catalizada por el TiO_2 , para lo cual se requiere la adsorción del Cr(VI) sobre el óxido de titanio (Deng y Stone, 1996). Por otro lado, se ha observado que la oxidación del Cr(III) en presencia de MnO_2 no se modifica por las concentraciones de O_2 y que su velocidad no es lineal con el tiempo en soluciones ácidas, mientras que en soluciones ligeramente ácidas y básicas, la oxidación del Cr(III) es muy lenta y está limitada por la baja solubilidad del $\text{Cr}(\text{OH})_3$ (Eary y Rai, 1987).

Tanto el Cr(III) como el Cr(VI) pueden adsorberse en material aluvial, en arcillas, así como en óxidos e hidróxidos de Fe, Mn y Al, presentes en los acuíferos (James y Bartlett, 1983; Stollenwerk y Grove, 1985; Rai et al., 1987; Zachara et al., 1987; Koppelman y Dillard, 1980). El comportamiento de la adsorción con el pH es diferente para ambas especies de cromo. La adsorción del Cr(VI) decrece al aumentar el pH del agua debido a la disminución en la carga positiva del medio adsorbente. Por otro lado la adsorción de Cr(III) aumenta con el contenido de materia orgánica del suelo y a valores más básicos de pH ya que las superficies se cargan más negativamente (Calder, 1988; Richard y Bourg, 1991). La adsorción del Cr(VI) es una reacción de complejación entre los cromatos acuosos y los sitios hidroxilo-específicos, cada complejo superficial de Cr(VI) ocupa 3-4 sitios superficiales de hidroxilo (Richard y Bourg, 1991). A mayor fuerza iónica decrece la adsorción del cromato lo que se debe a la disminución de la actividad del CrO_4^{2-} , a la reducción de la atracción coulombica por las especies de cromato en las superficies sólidas o a la presencia de otros aniones que compiten con el cromato (Richard y Bourg, 1991).

La movilidad del cromo en el agua subterránea depende de su solubilidad y de su tendencia a adsorberse por el material acuífero. Estos factores a su vez son función de las características químicas del agua y del material sólido del acuífero (Calder, 1988)

3.1 Ciclo Hidrogeoquímico del cromo

Los diferentes procesos que se producen en el agua se pueden resumir en el siguiente ciclo hidrogeoquímico del cromo:



(Modificado de Richard y Bourg, 1991)

4. Geoquímica del cromo en el suelo

La principal fuente del cromo en los suelos es el intemperismo del material parental. La especie principal del cromo es el $\text{Cr}(\text{OH})_3$ ac o $\text{Cr}(\text{III})$ adsorbido. La forma dominante del $\text{Cr}(\text{III})$ depende del pH; los productos de hidrólisis que se forman son especies catiónicas, las cuales se adsorben fácilmente en arcillas (Bartlett y Kimble, 1976; Kotás y Stasicka, 2000). La formación de complejos de $\text{Cr}(\text{III})$ con ácidos húmicos lo hace insoluble y lo inmoviliza en el suelo. En contraste, ligandos móviles tales como el ácido cítrico, ácido dietilen-triamino-pentaacético y ácido fúlvico forman complejos solubles de $\text{Cr}(\text{III})$, que posibilitan su movimiento y oxidación a $\text{Cr}(\text{VI})$ (James, 1996). Por otro lado, la solubilidad de estos complejos disminuye a medida que el pH aumenta (Bartlett y James, 1988).

En condiciones neutras a alcalinas, el $\text{Cr}(\text{VI})$ existe principalmente en forma soluble aunque también puede estar como cromatos moderadamente solubles. En suelos más ácidos el HCrO_4^- es la forma predominante. Los iones CrO_4^{2-} y HCrO_4^- son las formas más móviles del cromo, las cuales pueden ser fácilmente absorbidas por las plantas así como lixiviarse a capas profundas del suelo. Sin embargo, ciertas proporciones de $\text{Cr}(\text{VI})$ pueden ligarse al suelo en función de la composición y del pH. Como ya se ha señalado, el ion CrO_4^{2-} puede adsorberse en goetita, $\text{FeO}(\text{OH})$, óxidos de aluminio y otros coloides del suelo cuya superficie esté cargada positivamente (Richard y Bourg, 1991).

El cromo puede oxidarse, reducirse y formar complejos constituyendo un ciclo geoquímico en el suelo, en el cual intervienen los óxidos de manganeso, los óxidos de hierro, las especies de azufre y los compuestos orgánicos (Kotás y Stasicka, 2000). Se ha encontrado que el $\text{Cr}(\text{VI})$ se puede reducir a $\text{Cr}(\text{III})$ solamente en la capa superficial del suelo y que la velocidad de reducción depende del pH y del contenido de ácidos húmicos. No se ha observado oxidación significativa del $\text{Cr}(\text{III})$ en suelos arenosos y chernozem (Prokisch et al., 1997).

El pH del suelo determina tanto la especiación del cromo como la carga de las superficies con las cuales reacciona. Al aumentar el pH del suelo decrece la adsorción de aniones conforme disminuye la carga positiva y también disminuye la remoción de $\text{Cr}(\text{VI})$ por reducción. La formación de complejos también influye en la adsorción de $\text{Cr}(\text{III})$; se ha encontrado que la cantidad del ion acomplejado que se adsorbe en clorita, caolinita e illita depende del tipo de arcilla así como del ligante. El complejo, una vez adsorbido sufre un proceso de hidrólisis en el cual se intercambia el ligante por moléculas de agua (Koppelman y Dillard, 1980).

La absorción del cromo por los vegetales que se desarrollan en suelos contaminados depende de diversos factores como las características del suelo, la concentración y especiación del cromo en la solución del suelo, el transporte del metal de la superficie de la raíz hacia la raíz, y la translocación de la raíz al tallo y a otras partes de la planta (Alloway, 1995).

5. Geoquímica ambiental del cromo en León, Guanajuato

A partir de la detección de concentraciones altas de cromo en algunos pozos del valle de León, Guanajuato se inició a una serie de estudios en el Instituto de Geofísica, UNAM, para identificar las fuentes del contaminante y estudiar su comportamiento ambiental. Se desarrolló un programa interdisciplinario que incluyó el muestreo y análisis químicos de parámetros físico-químicos, Cr total y Cr(VI) de pozos ubicados en todo el valle, además de un reconocimiento geológico, estudio hidrogeológico e interpretación hidrogeoquímica, lo que permitió determinar las fuentes y los niveles de cromo aportados por cada una de ellas. Los análisis de cromo se efectuaron por espectrofotometría de absorción atómica para cromo total y por espectrofotometría uv-visible a través de formación de un complejo con difenil-carbacida para Cr(VI). El análisis de algunas muestras se efectuó también por polarografía impulsional. La presencia de cromo se ha debido tanto a la influencia humana como a procesos geoquímicos naturales. El uso de compuestos de cromo en el curtido de pieles en más de 600 pequeñas empresas de León, hacía suponer que las aguas residuales de las curtidurías ocasionaban la contaminación del agua subterránea. El desarrollo de la investigación permitió rechazar esta hipótesis e identificar el origen real del cromo en el sistema acuífero. Al suroeste del valle se localizó un área aproximadamente de 8 km² con altas concentraciones de Cr(VI), que alcanzaron en uno de los pozos 50 mg/L, en el entorno de una fábrica de cromatos (QC). Las características químicas generales del agua y el análisis químico de los materiales residuales producidos, permitieron identificar a la lixiviación de uno de los residuos como el origen de la contaminación en esta área. Por otro lado, al sur de la ciudad de León se detectaron concentraciones hasta 0.04 mg/L de Cr(VI), en pozos ubicados en un área aproximada de 180 km². Estos niveles han resultado de la lixiviación e infiltración de las cenizas de las ladrilleras diseminadas en esta parte del valle, las cuales se producían al quemar el cuero residual que se utilizaba como combustible. Debido al proceso de curtido, los cueros presentan cromo, principalmente Cr(III), pero al quemarse, el cromo se oxida a Cr(VI) lo que incrementa la movilidad de este elemento. La acción del riego y la lluvia sobre las cenizas permitió su infiltración hacia el acuífero. Finalmente el reconocimiento geológico, el análisis de las rocas ultramáficas que afloran al este del valle, y las características hidrogeoquímicas generales del agua, permitieron identificar a los procesos de intemperización de estas rocas como el origen del cromo (hasta 0.015 mg/L de Cr(VI)) en el agua subterránea de sus inmediaciones (Armienta et al., 1993, Rodríguez y Armienta, 1995).

Para conocer los procesos geoquímicos del cromo en el área con mayores concentraciones se efectuó una investigación que incluyó la perforación de piezómetros de 30 metros de profundidad y la obtención de los núcleos resultantes sin utilizar lodos que pudieran alterar las muestras. Los piezómetros se ubicaron en sitios para los cuales se esperaba diferente grado de influencia de la fuente contaminante (residuos de la fábrica QC). En los núcleos se efectuó el análisis de cromo total, Cr(VI), Fe y Mn a intervalos de 60 cm. Se determinaron las concentraciones de Cr(VI) y de Cr total en el agua de los piezómetros a 3 profundidades, y se obtuvieron las características litológicas de los núcleos. Los resultados indicaron que la reducción de Cr(VI) por el hierro de la matriz sólida, en las zonas saturada y no saturada, es un proceso geoquímico importante en esta área. Se observó una adsorción significativa de Cr(VI) por las capas de arcillas y limos, y

despreciable por las capas de arenas y gravas. Se determinó una distribución preferencial del Cr(VI) en la fase acuosa en la zona saturada. Por otro lado no se detectó que ocurriera el proceso de oxidación del Cr(III) por el manganeso (Armienta y Queré, 1995).

En esta misma zona se investigó la movilidad del cromo en suelos. El estudio incluyó el análisis de Cr(VI) y cromo total en muestras superficiales y a 30 cm de profundidad en una malla de 200 m de lado. Se analizaron también algunas muestras mediante el procedimiento de extracción secuencial selectiva (Tessier et al., 1979). Las determinaciones de cromo total se realizaron por espectrofotometría de absorción atómica con horno de grafito. Se encontró que alrededor de 0.9 km² están contaminados con cromo, con concentraciones que alcanzan los 12960 mg/kg, principalmente como Cr(III). Los contenidos de Cr(VI) fueron bajos (inferiores a 0.5 mg/kg) en la mayoría de los sitios, con excepción de un punto en el que la concentración fue de 65 mg/kg. Se determinó que la contaminación del suelo se produjo principalmente por la emisión de polvos de la fábrica de cromatos. Las mayores concentraciones de Cr(VI) resultaron del almacenamiento temporal de agua con altas concentraciones de Cr(VI) utilizada por la empresa en un aljibe aledaño a la misma. En algunos sitios, el cromo se acumuló por el desagüe de efluentes de curtidurías y por el mal manejo de la materia prima y productos de QC. Las determinaciones por extracción secuencial selectiva mostraron que en los suelos más contaminados el cromo se fija principalmente en los óxidos de Fe y Mn. En los suelos menos contaminados el Cr se encuentra principalmente en la fracción de materia orgánica y sulfuros. Se observó además que el Cr(III) se retiene preferencialmente en la capa superficial del suelo (Armienta-Hernández y Rodríguez-Castillo 1995; Armienta et al., 1996)

Las investigaciones han incluido también la evaluación de los contenidos de cromo en plantas que se desarrollan en el área de Q.C. y en la zona irrigada con aguas residuales de la ciudad de León, contiguas a la presa El Mastranzo. En esta última zona se encontraron las mayores concentraciones de cromo total en los sedimentos del fondo de la presa. En ninguna de las muestras de suelo se detectó Cr(VI). Los valores de pH del suelo variaron de ligeramente ácidos hasta ligeramente básicos (8.33). Algunas muestras analizadas por extracción secuencial selectiva presentaron las mayores proporciones de cromo en la fracción de materia orgánica y sulfuros. Las concentraciones de cromo en los vegetales analizados para las dos áreas variaron entre las diferentes especies y órganos de las plantas, siendo mayores en las raíces. Se encontró que a pesar de que el cromo se encuentra como Cr(III) en el área de El Mastranzo, su asociación con la materia orgánica del suelo posibilita su absorción por los vegetales.

Se profundizó en el estudio de los procesos geoquímicos que aportan cromo a las aguas superficiales y subterráneas al este del valle de León. La investigación incluyó un reconocimiento geológico a detalle y la obtención de muestras de aguas superficiales y subterráneas. Además, se identificaron y se tomaron muestras de las principales unidades litológicas con posibilidades de liberar al cromo. En las muestras de roca se efectuaron estudios mineralógicos por petrografía, minerografía y difracción de rayos X, y se determinaron las concentraciones totales de cromo. Se efectuaron experimentos con algunas rocas seleccionadas que incluyeron el estudio por microscopía electrónica de barrido antes y después de un ataque ácido. Se analizaron también las concentraciones de cromo, hierro, magnesio, aluminio y calcio en los lixiviados obtenidos en este ataque. Con base en las observaciones y experimentos realizados se concluyó que el cromo

procede principalmente de las unidades ultramáficas y sus productos de alteración, ubicados en la Sierra de Guanajuato. Los eventos hidrotermales y tectónicos que han ocurrido en esta Sierra han incrementado la liberación del contaminante. Las serpentinitas fueron las rocas que presentaron un mayor potencial contaminante. Los arreglos texturales y mineralógicos juegan un papel importante en el proceso de liberación del cromo. Se propuso que la desintegración de los bordes de exsolución de las cromitas es el principal proceso geoquímico de aporte natural del cromo (Robles-Camacho y Armienta, 2000).

6. Conclusiones

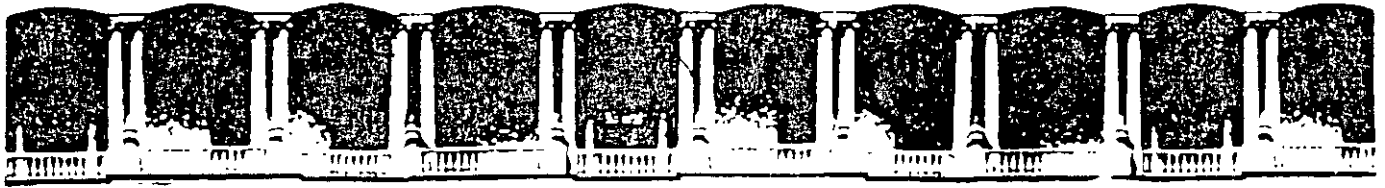
La cuantificación de las concentraciones totales de cromo no es suficiente para determinar los procesos geoquímicos ambientales de este elemento. Para ello, es necesario considerar las especies en las que se encuentra en los diversos compartimentos ambientales. Aunque en general la movilidad del Cr(VI) es mayor que la del Cr(III), diferentes condiciones fisico-químicas pueden influir en la misma. Para determinar las formas químicas en que se encuentre el cromo se requieren métodos analíticos específicos tales como la espectrofotometría de absorción atómica con tratamientos específicos de las muestras, la polarografía, la cromatografía de iones y la espectrofotometría uv-visible, entre otros. El estudio de las muestras sólidas mediante extracción secuencial selectiva provee información indispensable para conocer la situación de estabilidad permanente o lábil del cromo en los suelos. En las investigaciones de contaminación ambiental por metales pesados debe tenerse siempre en cuenta la posibilidad tanto de un aporte natural como del ocasionado por la actividad humana.

Referencias

- Alloway B. J., 1995. Soil processes and the behaviour of metals. En: BJ Alloway (ed) Heavy metals in soils. Blackie Academic and Professional, London, pp 11-37
- Armienta M. A., R. Rodríguez, A. Quere, F. Juárez, N. Ceniceros, A. Aguayo, 1993. Groundwater Pollution with chromium in Leon Valley México. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry* 54, 1-13.
- Armienta-Hernández M.A. and Rodríguez-Castillo R., 1995. Environmental Exposure to Chromium Compounds in the Valley of Leon, México. *Environmental Health Perspectives* 103, 47-51
- Armienta M.A., Quere A., 1995. Hydrogeochemical Behavior of Chromium in the Unsaturated Zone and in the Aquifer of Leon Valley, México. *Water, Air & Soil Pollution*, 84, 11-29.
- Armienta M.A., Rodríguez R., Ceniceros N., Juárez F., Cruz O., 1996. Distribution, Origin and Fate of Chromium in Soils in Guanajuato, México. *Environmental Pollution* 91, 391-397
- Baes Ch.F., Mesmer R.E., 1976. The hydrolysis of cations. John Wiley & Sons, N.Y.
- Barrett J., O'Brien P., Pedrosa de Jesús J., 1985. Chromium(III) and the glucose tolerance factor. *Polyhedron*, 4, 1-14

- Bartlett R.J., James B.R., 1979. Behavior of chromium in soils:III. Oxidation. *J. Environ. Qual.* 8, 31-34.
- Bartlett R.J., James B.R., 1988. Mobility and bioavailability of chromium in soils. En: J. O. Nriagu y E. Nioeber (eds.) *Chromium in the Natural and Human Environments*. John Wiley & Sons, N.Y., pp 268-304.
- Bartlett R.J., Kimble J.M., 1976. Behavior of chromium in soils. I. Trivalent Form. *J. Environ. Qual.* 5, 379-382.
- Calder L.M., 1988. Chromium contamination of groundwater. En: J. O. Nriagu y E. Nioeber (eds.) *Chromium in the Natural and Human Environments*. John Wiley & Sons, N.Y., pp 215-229.
- Cotton F.A., Wilkinson G., 1978. *Química Inorgánica Avanzada*, Limusa, México.
- Deng B., Stone A.T., 1996. Surface-catalyzed Chromium(VI) reduction. The TiO₂-CrVI-Mandelic Acid System, 1996. *Environ. Sci. Technol.* 30, 463-472.
- Eary E.L., Rai D., 1987. Kinetics of Cr(III) oxidation to Chromium (VI) by reaction with manganese dioxide, *Environ. Sci. Technol.* 21, 1187-1193.
- Galvão L.A.C., Corey G., 1987. Cromo, Serie Vigilancia 5, Centro Panamericano de Ecología Humana y Salud, Metepec, México.
- Hamilton J.W., Wetterhahn, K.E., 1988 Chromium. En: H.G. Seiler, H. Sigel, A. Sigel (eds.) *Handbook on toxicity of inorganic compounds*, Marcel Dekker Inc., N.Y. and Basel, pp. 239-250.
- Hem J.D., 1977. Reactions of metal ions at surfaces of hydrous iron hydroxide, *Geochim. Cosmochim. Acta.* 41, 527-538.
- James B.R., 1996. The challenge of remediating chromium-contaminated soil. *Environ. Sci. Technol.* 30, 248-251.
- James B.R. y Bartlett R.J., 1983. Behaviour of chromium in soils:VII. Adsorption and reduction of hexavalent forms. *J. Environ. Qual.* 12, 169-172
- Koppelman M.H., Dillard J.G., 1980. Adsorption of Cr(NH₃)₆³⁺ and Cr(en)₃³⁺ on clay minerals and the characterization of chromium by X-Ray photoelectron spectroscopy. *Clays and Clay Minerals.* 28, 211-216.
- Kotás J., Stasicka Z., 2000 Chromium occurrence in the environment and methods of its speciation. *Environmental Pollution*, 107:263-283.
- Mertz W., 1974, Chromium En: *Geochemistry and the environment* National Academy of Sciences, Washington D.C., V 1, pp 29-35
- Nriagu J.O., 1988, Production and uses of chromium. En J. O. Nriagu y E. Nioeber (eds.) *Chromium in the Natural and Human Environments*. John Wiley & Sons, N.Y., pp 81-103.
- Pourbaix M., 1963, *Atlas d'Equilibres Electrochimiques* Gauthiers-Villars, Paris, pp 256-271.
- Prokisch J., Katz S.A., Kovács B., Gyori Z., 1997. Speciation of chromium from industrial wastes and incinerated sludges. *J. of Chromatography.* 774,363-371
- Rai C., Sass B.M., Moore D.A., 1987 Chromium(III) Hydrolysis constants and solubility of Chromium(III) Hydroxide. *Inorg. Chem.* 26, 345-349.
- Richard F.C. y Bourg A.C.M., 1991 Aqueous geochemistry of chromium: a review, *Wat. Res.* 25:807-816
- Robles-Camacho J., Armienta M.A., 2000 Natural chromium contamination of groundwater at León Valley, México *Journal of Geochemical Exploration.* 68,167-181

- Rodríguez-C. R., and Armienta-H M.A., 1995. Groundwater chromium pollution in the Río Turbio Valley, Mexico: Use of pollutants as chemical tracers. *Geofísica Internacional*. 34, 417-426.
- Sass B.M., Rai D., 1987. Solubility of Amorphous Chromium(III)-Iron(III) Hydroxide Solid solutions. *Inorg. Chem.* 26,2228-2232.
- Schroeder D.C., Lee G.F., 1975. Potential transformation of chromium in natural waters. *Water, Air and Soil Pollution*. 4, 355-365.
- Stollenwerk K.G., Grove D.B., 1985. Adsorption and desorption of hexavalent chromium in an alluvial aquifer near telluride Colorado, *J. Environ. Qual.* 14, 150-155.
- Tessier A., Campbell P.G.C., Bisson M., 1979. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate metals. *Anal. Chem.* 51, 844-851.
- Wittbrodt P.R., Palmer C.D., 1995. Reduction of Cr(VI) in the presence of excess soil fulvic acid, *Environ Sci. Technol.* 29, 255-263.
- Zachara J M., Girvin D.C., Schmidt R.L., Resch C.T., 1987. Chromate adsorption on amorphous iron oxyhydroxide in the presence of major groundwater ions. *Environ. Sci. Technol.* 21, 589-594



**FACULTAD DE INGENIERIA U.N.A.M.
DIVISION DE EDUCACION CONTINUA**

"Tres décadas de orgullosa excelencia" 1971 - 2001

CURSOS ABIERTOS

XIII CURSO INTERNACIONAL EN CONTAMINACIÓN DE ACUIFEROS

MODULO I: RESTAURACION DE SUELOS Y ACUIFEROS CON CONTAMINANTES INORGANICOS

TEMA

ANEXO

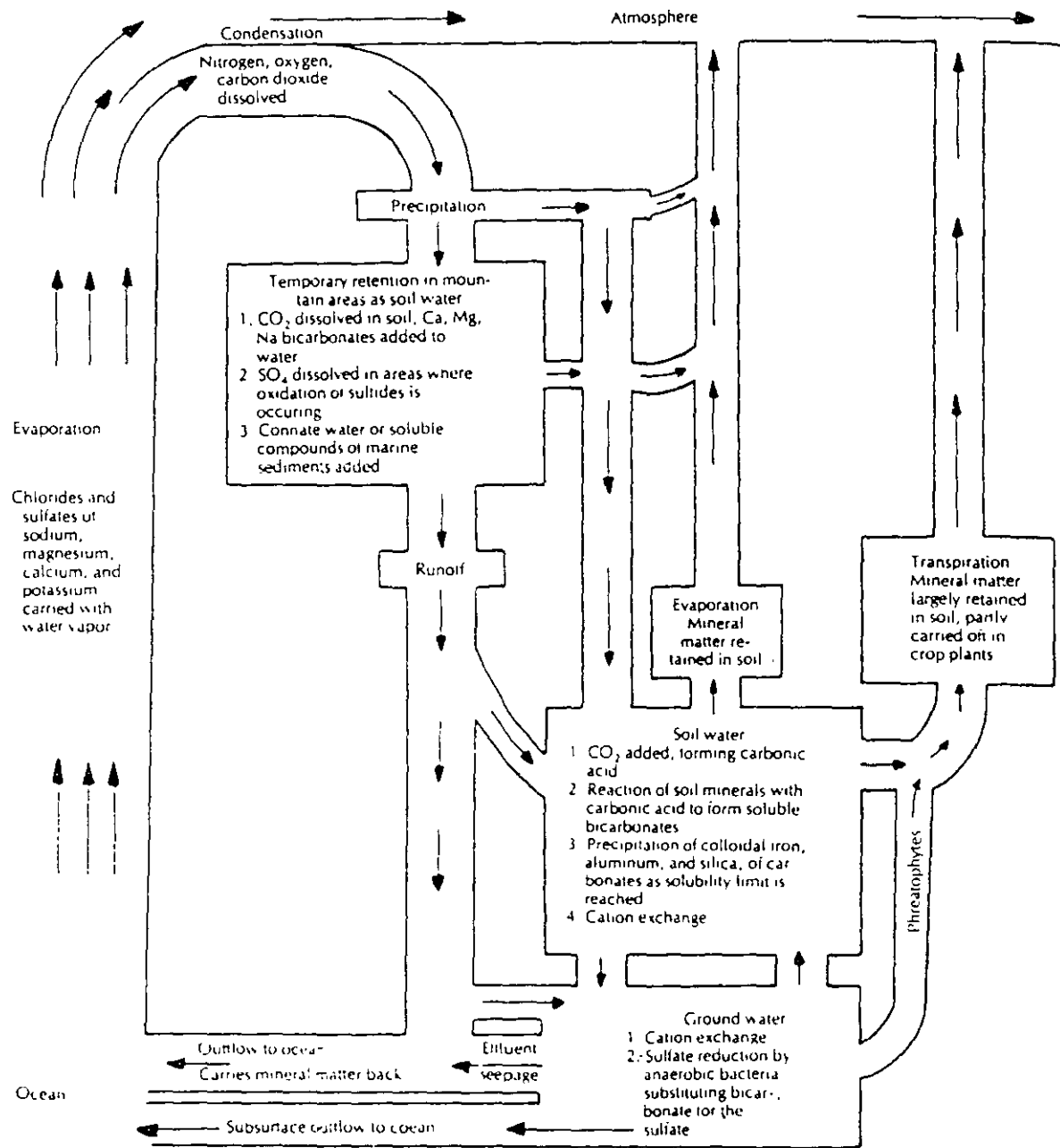
**EXPOSITOR: DRA. MA. AURORA ARMIENTA H.
PALACIO DE MINERIA
SEPTIEMBRE DEL 2001**

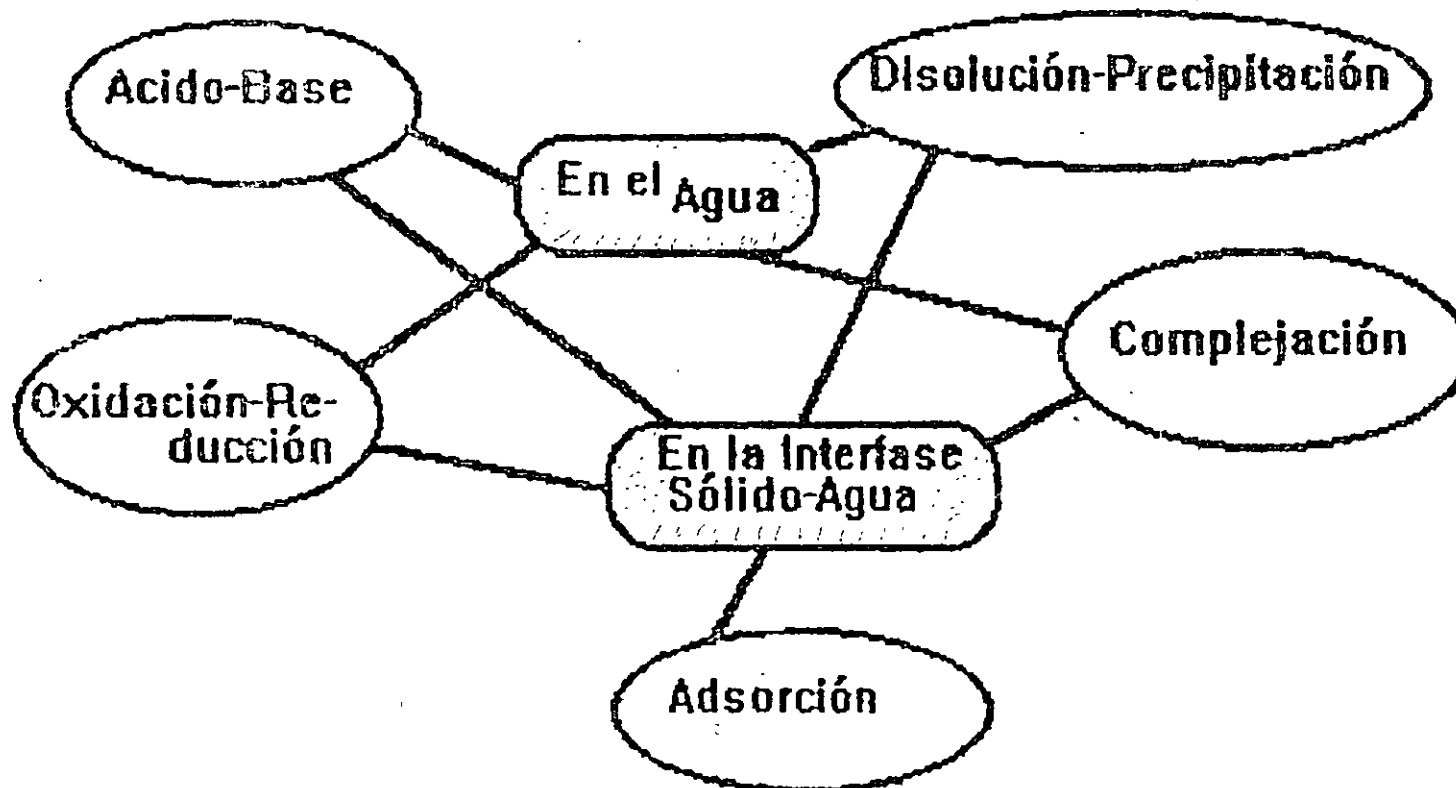
**XI CURSO INTERNACIONAL DE CONTAMINACION DE
ACUIFEROS**

**QUIMICA DE LAS AGUAS SUBTERRANEAS
(ACETATOS)**

Dra. Ma. Aurora Armienta H.
Septiembre 1999

FIGURE 6-3. GEOCHEMICAL CYCLE OF SURFACE AND GROUND WATER





Unidades para expresar la concentración
de una disolución

Nombre	Definición	Unidades más frecuentes
Por ciento en Peso (%) P / p)	Unidades en peso de soluto contenidas en 100 unidades en peso de disolución	$\frac{\text{gramos de soluto}}{100 \text{ g de disolución}}$
Concentración en Peso	Peso de soluto contenido en una unidad de volumen de disolución	$\frac{\text{gramos de soluto}}{\text{litro de disolución}}$
Partes por millón ppm	Unidades en Peso _o de soluto contenidos en 10 ⁶ unidades en peso de disolución	$\frac{\text{miligramos de soluto}}{\text{kg de disolución}}$
% peso en volumen (% p/v)	Unidades en peso de soluto contenidas en 100 unidades en volumen de disolución	$\frac{\text{gramos de soluto}}{100 \text{ ml de disolución}}$
Molaridad (M)	Número de moles de soluto contenidas en 1 litro de disolución	$\frac{\text{moles de soluto}}{\text{litro de disolución}}$
Normalidad (N)	Número de equivalentes de soluto contenidos en 1 litro de disolución	$\frac{\text{equivalentes de soluto}}{\text{litros de disolución}}$
Formalidad (F)	Número de pesos fórmula gramo de soluto por litro de disolución	$\frac{\text{pesos fórmula g de soluto}}{\text{litro de disolución}}$
Molalidad (m)	Número de moles de soluto por kg de disolvente	$\frac{\text{moles de soluto}}{\text{kg de disolvente}}$
Fracción molar de sustancia A (X)	Número de moles de A contenidos en el número total de moles	Adimensional

TABLA 9.2: SOLUBILIDAD DEL OXIGENO EN AGUA A 25°C:

<i>P</i> , Torr	Solubilidad, moles O ₂ por litro de H ₂ O = <i>M</i>	$\frac{M}{P} \times 10^6 \approx \text{const}$
175	0,000307	1,75
300	0,000500	1,67
414	0,000688	1,66
610	0,00100	1,64
760	0,00128	1,68

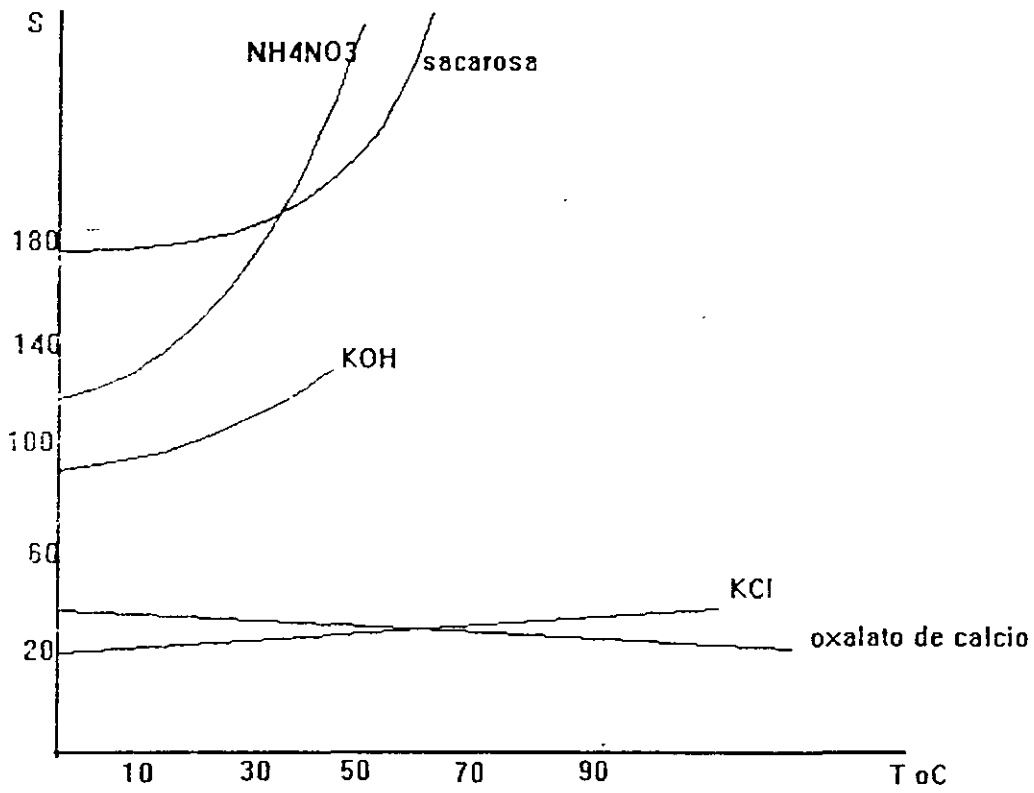
9.6 PROPIEDADES COLIGATIVAS 171

**TABLA 9.3: EFECTO DE LA TEMPERATURA SOBRE LA SOLUBILIDAD*
DE LOS GASES EN AGUA****

<i>Gas</i>	<i>Temperatura, °C</i>				
	0	10	25	50	100
H ₂	0,000960	0,000873	0,000783	0,000717	0,000715
N ₂	0,00105	0,000830	0,000647	0,000485	0,000423
O ₂	0,00212	0,00170	0,00128	0,000933	0,000758
CO ₂	0,0765	0,0533	0,0343	0,0194	

* La solubilidad se expresa en moles de gas disueltas por litro de agua

** La presión del gas encima de la solución es 1 atm.

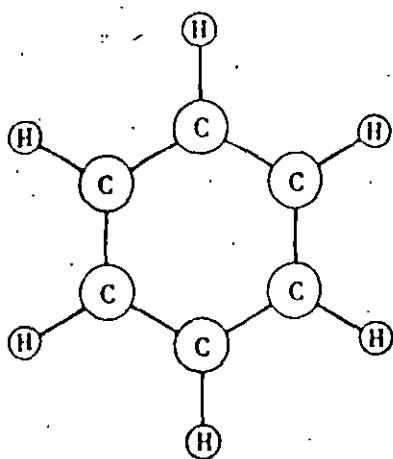


Solubilidad en Agua

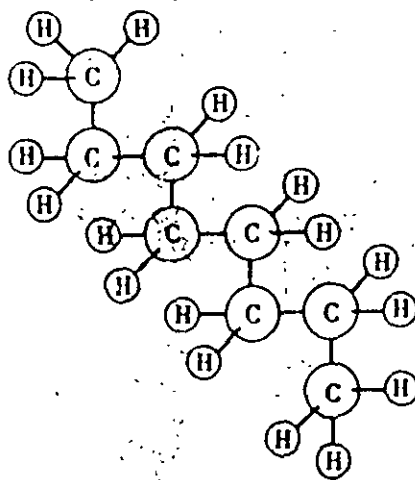
9.5 FACTORES QUE AFECTAN LA SOLUBILIDAD

FIGURA 9.4

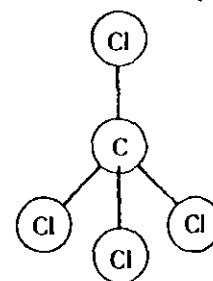
Algunas moléculas no polares



Benceno, C_6H_6
(Hexágono plano)



Octano, C_8H_{18}
(Cadena escalonada de 8 átomos de carbono)

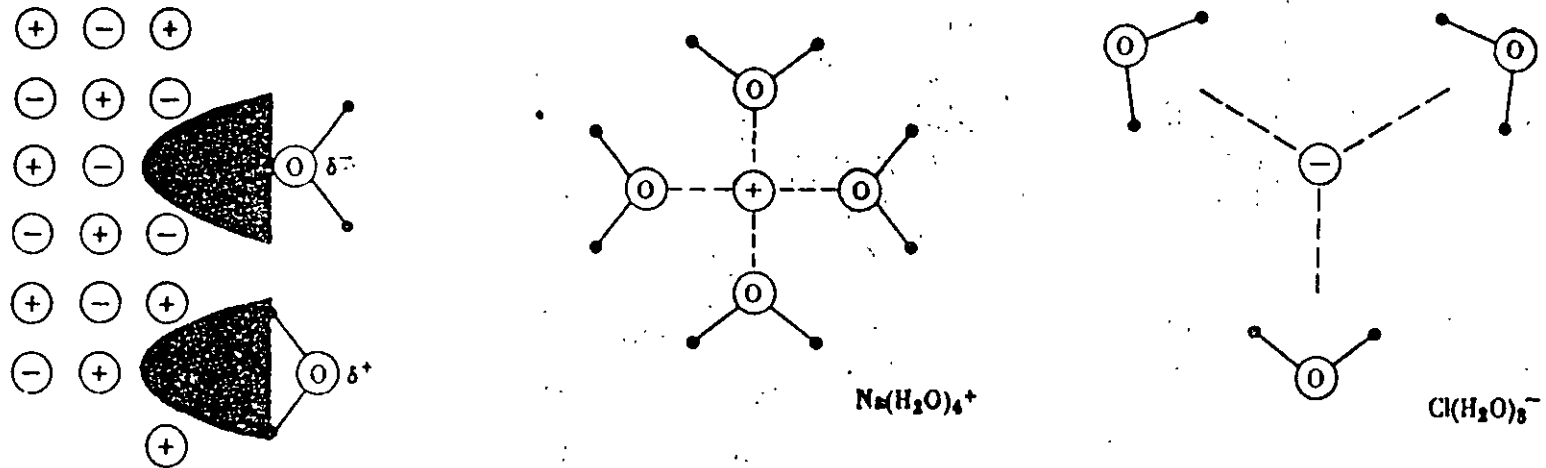


Tetracloruro de carbono, CCl_4
(Tetraedro regular de átomos de cloro)

EL ESTADO DE DISOLUCION

FIGURA 9.5

Mecanismo de disolución de un cristal iónico por un disolvente polar.



Debye-Hückel

Debye-Hückel

$$I = 1/2 \sum m_i z_i^2$$

$$\log \gamma_i = -A z_i^2 \sqrt{I} \quad I < 10^{-2.3}$$

$$\log \gamma_i = -A z_i^2 \sqrt{I} / (1 + B a_0 \sqrt{I}) \quad I < 10^{-1}$$

$$\log \gamma_i = -A z_i^2 \sqrt{I} / (1 + B a_0 \sqrt{I}) + cI$$

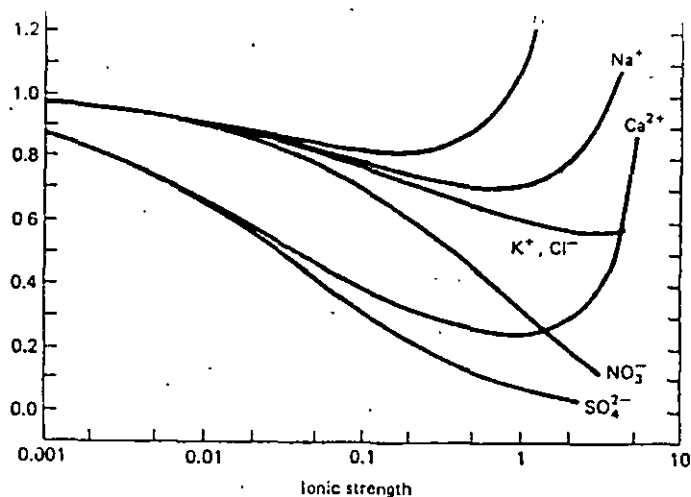


Figure 2-2 Approximate variation of activity coefficients with ionic strength (after Garrels and Christ 1965).

At higher ionic strengths the simple model fails because it requires an impossibly high concentration of anions around each cation, and vice versa. The equation can be modified to take account of the finite size of the ions, giving the equation

$$\log \gamma_i = \frac{-Az_i^2 \sqrt{I}}{1 + Ba_0 \sqrt{I}} \quad (2-6)$$

B is a constant depending only on P and T , and a_0 is, in theory, the hydrated radius of the particular ion. In practice, the value of a_0 is chosen to give the best fit to experimental data. Some values for the parameters in the Debye-Hückel equation are given in Table 2-1. Equation (2-6) is reasonably accurate up to ionic strengths of about 10^{-1} .

Table 2-1 Parameters for the Debye-Hückel equation at 1 atmosphere pressure (adapted from Manov et al. 1943; Klotz 1950).

$T(^{\circ}\text{C})$	A	$B(\times 10^{-8})$	$a_0(\times 10^8)$	Ion
0	0.4883	0.3241	2.5	NH_4^+
5	0.4921	0.3249	3.0	$\text{K}^+, \text{Cl}^-, \text{NO}_3^-$
10	0.4960	0.3258	3.5	$\text{OH}^-, \text{HS}^-, \text{F}^-$
15	0.5000	0.3262	4.0	$\text{SO}_4^{2-}, \text{PO}_4^{3-}, \text{HPO}_4^{2-}$
20	0.5042	0.3273	4.0-4.5	$\text{Na}^+, \text{HCO}_3^-, \text{H}_2\text{PO}_4^-$
25	0.5085	0.3281	4.5	CO_3^{2-}
30	0.5130	0.3290	5	$\text{Sr}^{2+}, \text{Ba}^{2+}, \text{S}^{2-}$
40	0.5221	0.3305	6	$\text{Ca}^{2+}, \text{Fe}^{2+}, \text{Mn}^{2+}$
50	0.5319	0.3321	8	Mg^{2+}
60	0.5425	0.3338	9	$\text{H}^+, \text{Al}^{3+}, \text{Fe}^{3+}$

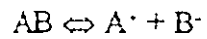
For higher ionic strengths, Eq. (2-6) can be modified by adding a further term,

$$\log \gamma_i = \frac{-Az_i^2 \sqrt{I}}{1 + Ba_0 \sqrt{I}} + CI \quad (2-7)$$

where C is another constant (Davies 1962). The additional term can be justified on theoretical grounds, or it can be justified as an empirical fit to experimental data. An important consequence of the additional term is that it predicts that activity coefficients should increase with increasing ionic strength at high ionic strengths, in accord with experimental observations (Fig. 2-2). Wood (1975) was able to use an expression similar to Eq. (2-7) to predict the solubilities of evaporite minerals in highly saline brines. He considered the mean activity coefficients of salts rather than single-ion activity coefficients, and used experimental data from simple systems to calculate an expression corresponding to the constant C .

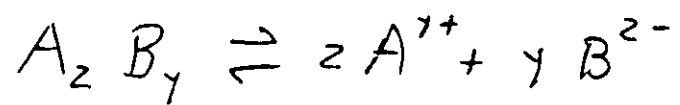
Other methods for calculating activity coefficients in concentrated solutions, such as the mean salt theory and Harned's rule, are given in the readings at the end of the chapter.

DISOLUCION-PRECIPITACION



Constante del Producto de Solubilidad

$$K_{ps} = [A^+] [B^-]$$



$$K_{ps} = [A^{y+}]^2 [B^{2-}]^y$$

TABLA 6-1 Constantes del producto de solubilidad a 25°C°

Sólido	pK_{so}	Sólido	pK_{so}
Fe(OH) ₃ (amorfo)	38	BaSO ₄	10
FePO ₄	17.9	Cu(OH) ₂	19.3
Fe ₃ (PO ₄) ₂	33	PbCl ₂	4.8
Fe(OH) ₂	14.5	Pb(OH) ₂	14.3
FeS	17.3	PbSO ₄	7.8
Fe ₂ S ₃	88	PbS	27.0
Al(OH) ₃ (amorfo)	33	MgNH ₄ PO ₄	12.6
AlPO ₄	21.0	MgCO ₃	5.0
CaCO ₃ (calcita)	8.34	Mg(OH) ₂	10.7
CaCO ₃ (aragonita)	8.22	Mn(OH) ₂	12.8
CaMg(CO ₃) ₂ (dolomita)	16.7	AgCl	10.0
CaF ₂	10.3	Ag ₂ CrO ₄	11.6
Ca(OH) ₂	5.3	Ag ₂ SO ₄	4.8
Ca ₃ (PO ₄) ₂	26.0	Zn(OH) ₂	17.2
CaSO ₄	4.59	ZnS	21.5
SiO ₂ (amorfo)	2.7		

* Constantes de equilibrio para la reacción $A_xB_{y(s)} \rightleftharpoons zA^{r+} + yB^{s-}$.

Table 12.1 Solubility Product Constants for Different Salts at 25°C

		pK^{*b}
<i>Carbonates</i>		
Ag_2CO_3		11.09 (L)
$BaCO_3$	witherite	8.3 (K) ^c
$CaCO_3$	calcite	8.35 (K)
$CaCO_3$	aragonite	8.22 (K)
$CaCO_3 \cdot 6H_2O$	idrite	6.38 (L)
$CdCO_3$	oculite	13.7 (K), 12.0 (L)
$CoCO_3$	sphaerocobaltite	10.0 (K)
$CuCO_3$		9.63 (L)
$Cu_2(OH)_2CO_3$	malachite	13.8 (K), 13.2 (L)
$Cu_3(OH)_2(CO_3)_2$	azurite	66.5 (L)
$Cu_4(OH)_2(CO_3)_3$	siderite	10.7 (K), 10.2 (L)
$FeCO_3$		22.6 (L)
$HgCO_3$		14.0 (L)
Hg_2CO_3	$[Hg_2^{2+}][CO_3^{2-}]$	
$MgCO_3$	magnesite	7.5 (K), 7.46 (L)
$MgCO_3 \cdot 3H_2O$	tasquehonite	5.6 (K), 4.67 (L)
$MgCO_3 \cdot 5H_2O$	landfordite	4.54 (L)
$MgCa(CO_3)_2$	dolomite	17.9 (L)
$MnCO_3$	rhodochrosite	9.3 (K), 10.1 (L)
$NiCO_3$		6.9 (K)
$PbCO_3$	cerussite	13.1 (K), 13.5 (L)
$Pb_2CO_3Cl_2$	phosgenite	20.0 (L)
$Pb_3(CO_3)_2(OH)_2$		46.8 (L)
$SrCO_3$	strontianite	9.0 (K) ^c
UO_2CO_3	$[UO_2^{2+}][CO_3^{2-}]$	10.6 (K)
$ZnCO_3$	smithsonite	10.0 (20°C, K), 10.2 (L)
<i>Sulfates</i>		
Ag_2SO_4		4.81 (K, L)
$KAl_3(SO_4)_3(OH)_6$	alunite	80.95 (L)
$BaSO_4$	barite	10.0 (K)
$CaSO_4$	anhydrite	4.5 (K), 4.41 (L)
$CaSO_4 \cdot 2H_2O$	gypsum	4.6 (K), 4.61 (L)
$CdSO_4$		0.044 (L)
$CdSO_4 \cdot 2H_2O$		1.59 (L)
$CuSO_4$		-3.72 (L)
$CuSO_4 \cdot 5H_2O$		2.61 (L)
$Cu_4(OH)_6SO_4$	brochantite	68.6 (L)
$FeSO_4$		-2.65 (L)
$FeSO_4 \cdot 7H_2O$		2.46 (L)
$Fe_2(SO_4)_3$		-2.89 (L)
$KFe_3(SO_4)_2(OH)_6$	jarosite	96.5 (L)
$HgSO_4$		3.34 (L)
Hg_2SO_4		6.20 (L)
$MgSO_4$		-8.18 (L)

Table 12.1 (continued)

		pK^{*b}
$MnSO_4$		-3.43 (L)
$MnSO_4 \cdot H_2O$		-0.47 (L)
$Mn_2(SO_4)_3$		11.6 (L)
$PbSO_4$	anglesite	7.8 (K), 7.79 (L)
$SrSO_4$	celestite	6.5 (K)
$ZnSO_4$	zinkosite	-3.41 (L)
<i>Sulfides</i>		
α - Ag_2S		49.01 (L)
β - Ag_2S		48.97 (L)
As_2S_3		50.1 (K)
Bi_2S_3	bismutlunite	100.0 (K)
CdS	oldhamite	0.78 (L)
CdS	greenockite	27.0 (K, L)
$CoS(\alpha)$		21.3 (K)
$CoS(\beta)$		25.6 (K)
Cu_2S	chalcocite	48.5 (K, L)
CuS	covelite	36.1 (K)
α - $Fe_{0.95}S$	pyrrhotite	17.4 (L)
α - FeS	troilite	16.2 (L)
FeS	troilite	18.1 (K)
FeS_2	pyrite	42.5 (L)
FeS_2	marcasite	41.8 (L)
Fe_7S_8		88.0 (L)
α - HgS	cinnabar (red)	53.0 (K), 52.0 (L)
β - HgS	metacinnabar (black)	52.7 (K), 51.7 (L)
Hg_2S	$[Hg_2^{2+}][S^{2-}]$	54.8 (L)
MgS		-5.59 (L)
MnS	(green)	13.5 (K), 11.7 (L)
MnS	(pink) alabandite	10.5 (K), 12.8 (L)
MnS_2	hauerite	81.4 (L)
MoS_2	molybdenite	?
α - NiS		19.4 (K)
γ - NiS		26.6 (K)
PbS	galena	17.5 (K, L)
Sb_2S_3	stibnite	90.8 (K)
SnS		25.9 (K) ^c
α - ZnS	sphalerite	24.7 (K, L)
β - ZnS	wurtzite	22.5 (K, L)
<i>Phosphates</i>		
Ag_3PO_4		16.0 (L)
$AlPO_4$	berlimite	19.0 (L)
$AlPO_4 \cdot 2H_2O$	variscite	22.1 (K, L)

Table 12.1 (continued)

		pK ^{a,b}
H ₈ K ₃ Al ₂ (PO ₄) ₆ · 18H ₂ O	K-taranakite	178.7 (L)
CaHPO ₄ · 2H ₂ O	brushite	6.57 (K, L)
CaHPO ₄	monelite	6.89 (L)
2-Ca ₃ (PO ₄) ₂		25.5 (L)
β-Ca ₃ (PO ₄) ₂	whitlockite	28.7 (K), 28.9 (L)
Ca ₈ H ₂ (PO ₄) ₆ · 5H ₂ O	octacalcium phosphate	80.6 (L)
Ca ₁₀ F ₂ (PO ₄) ₆	fluorapatite	119.2 (L)
Ca ₁₀ (OH) ₂ (PO ₄) ₆	hydroxyapatite	116.4 (L)
Ca ₃ (PO ₄) ₂		38.1 (L)
Cu ₃ (PO ₄) ₂		36.9 (K, L)
Co ₃ (PO ₄) ₂ · 2H ₂ O		38.8 (L)
FePO ₄ (amorph)		21.6 (K)
FePO ₄ · 2H ₂ O	strengite	26.4 (K, L)
Fe ₃ (PO ₄) ₂ · 8H ₂ O	vivianite	36.0 (L)
Hg ₂ HPO ₄		12.4 (L)
KH ₂ PO ₄		9.21 (L)
K ₂ HPO ₄		-3.60 (L)
MgHPO ₄ · 3H ₂ O	newberrite	5.82 (L)
MgKPO ₄ · 6H ₂ O		10.6 (L)
MgNH ₄ PO ₄ · 6H ₂ O	struvite	13.2 (L)
Mg ₃ (PO ₄) ₂		25.2 (K), 14.6 (L)
Mg ₃ (PO ₄) ₂ · 8H ₂ O	babierite	25.0 (L)
Mg ₃ (PO ₄) ₂ · 22H ₂ O		23.1 (L)
MnHPO ₄		12.9 (L)
Mn ₃ (PO ₄) ₂		27.4 (L)
PbHPO ₄		11.4 (K), 11.5 (L)
Pb ₂ (H ₂ PO ₄) ₂		114.7 (L)
Pb ₃ (PO ₄) ₂		43.5 at 38°C (K), 44.4 (L)
Pb ₃ (PO ₄) ₂ · Br	bromopyromorphite	78.2 (L)
Pb ₃ (PO ₄) ₂ · Cl	chloropyromorphite	83.7 (L)
Pb ₃ (PO ₄) ₂ · F	fluoropyromorphite	71.6 (L)
Pb ₃ (PO ₄) ₂ · OH	hydroxypyromorphite	76.8 (L)
(UO ₂) ₃ (PO ₄) ₂	[UO ₂ ²⁺] ³ [PO ₄ ³⁻] ²	49.7 (K)
UO ₂ HPO ₄	[UO ₂ ²⁺][HPO ₄ ²⁻]	12.2 (K)
Zn ₃ (PO ₄) ₂ · 4H ₂ O	hopeite	35.3 (L)
Zn ₃ (PO ₄) ₂		35.3 (K)

-Molybdates

Ag ₂ MoO ₄		11.55 (L)
CaMoO ₄	powellite	7.94 (L)
CuMoO ₄		6.48 (L)
FeMoO ₄		7.70 (L)
MgMoO ₄		0.62 (L)
MnMoO ₄		4.13 (L)

Table 12.1 (continued)

		pK ^{a,b}
PbMoO ₄	wulfenite	16.0 (L)
ZnMoO ₄		4.49 (L)
Chlorides		
AgCl	cerargyrite	9.75 (K, L)
CuCl		6.7 (K)
PbCl ₂	cotunnite	4.8 (K)
Hg ₂ Cl ₂	{Hg ₂ ²⁺ }[Cl ⁻] ²	17.9 (K)
Fluorides		
AgF		100.0 (L)
BaF ₂		5.8 (K)
CaF ₂	fluorite	10.4 (K)
MgF ₂	sellate	8.2 (K) ^c
PbF ₂		7.5 (K)
SnF ₂		8.5 (K)

^a Expressed as -log K_{sp}.^b K = Krauskopf (1979), pp. 552-553, L = Lindsay (1979), calculated from standard free energies.^c Uncertain by more than 0.8 (Krauskopf, 1979).

Substituting into equation 12.8 yields

$$(500 \times 10^{-2} - x)(7.00 \times 10^{-3} - x) = 10^{-4.6} \quad (12.11)$$

which reduces to a quadratic equation

$$x^2 - (5.7 \times 10^{-2})x + 3.25 \times 10^{-4} = 0 \quad (12.12)$$

We solve this equation by means of the quadratic formula (equation 11.18) and obtain two roots, $x_1 = 5.05 \times 10^{-2}$ and $x_2 = 6.45 \times 10^{-3}$. We choose x_2 because x_1 reduces $[\text{SO}_4^{2-}]$ in equation 12.10 to a negative value. Therefore, the amount of gypsum that will precipitate per liter of solution is $6.45 \times 10^{-3} \times 172.17 = 1.11$ g. When equilibrium has been established after gypsum has precipitated, the IAP $(500 - 0.645) \times 10^{-2} \times (7.00 - 6.45) \times 10^{-3} = 10^{-4.6}$, as required for equilibrium. Note that the $[\text{Ca}^{2+}]/[\text{SO}_4^{2-}]$ ratio has increased by

more than a factor of 10 from its initial value of $(500 \times 10^{-2})/(7.00 \times 10^{-3}) = 7.1$ to $(4.35 \times 10^{-2})/(0.055 \times 10^{-2}) = 79.2$. Evidently, the precipitation of a salt from a supersaturated solution not only reduces the concentrations of the ions but actually changes the chemical composition of the remaining solution.

If gypsum continues to precipitate from this solution, the activity of SO_4^{2-} approaches zero and the $[\text{Ca}^{2+}]/[\text{SO}_4^{2-}]$ ratio rises toward infinity. This phenomenon, which is illustrated in Figure 12.1, occurs during the evolution of brines by evaporative concentration and constitutes a geochemical divide. The solution we have been discussing is depleted in sulfate and is enriched in Ca^{2+} by the progressive precipitation of gypsum because its initial molar $\text{Ca}^{2+}/\text{SO}_4^{2-}$ ratio was greater than one. If $\text{Ca}^{2+}/\text{SO}_4^{2-} < 1.0$, precipitation of gypsum causes depletion in Ca^{2+} and enrichment in sulfate. Therefore, the value of the molar

TABLE 1-5.

**COMMON REACTIVE MINERALS
IN SOIL AND AQUIFER ENVIRONMENTS**

Carbonates

Calcite [CaCO₃]
 Dolomite [CaMg(CO₃)₂]
 Siderite [FeCO₃]
 Rhodochrosite [MnCO₃]
 Magnesian Calcite [(Ca,Mg)CO₃]

Sulfates

Gypsum [CaSO₄·2H₂O]
 Alunite [KAl₃(SO₄)₂(OH)₆]
 Jarosite [KFe₃(SO₄)₂(OH)₆]
 Turbanite [AlSO₄(OH)₆]

Silica

Chalcedony
 Amorphous silica

Oxides/hydroxides

Ferrihydrite [Fe(OH)₃]
 Goethite [FeCOH]
 Gibbsite [Al(OH)₃]
 Nsutite [MnO₂]

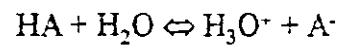
Sulfides

Pyrite [FeS₂]
 Mackinawite [FeS]
 Orpiment [As₂S₃]

Silicates

Clays
 Zeolites

REACCIONES ACIDO-BASE



$$K_a = \frac{[\text{H}_3\text{O}^+][\text{A}^-]}{[\text{HA}]}$$

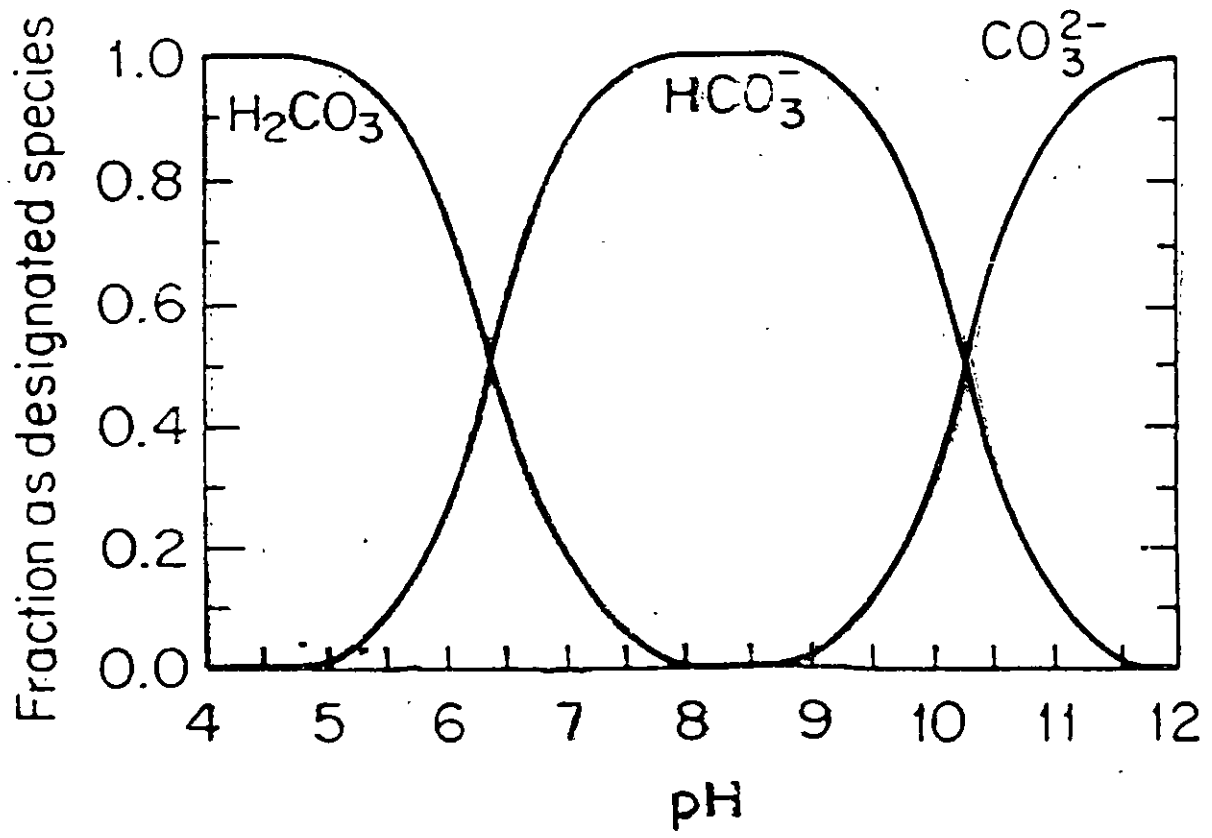
$$\text{pH} = -\log [\text{H}_3\text{O}^+]$$

$$\text{pK}_a = -\log K_a$$

Cuando $\text{pH} = \text{pK}_a$

$$[\text{HA}] = [\text{A}^-]$$

Predominio de Especies



Constantes de los pares ácido-base usuales en el agua

NOMBRE DEL ÁCIDO	FÓRMULA DEL ÁCIDO	FÓRMULA DE LA BASE	pK _a
Ácido acético	CH ₃ CO ₂ H	CH ₃ CO ₂ ⁻	4,75
Ion aluminio	Al ³⁺ , H ₂ O	AlOH ²⁺	5,0
Ion amonio	NH ₄ ⁺	NH ₃	9,25
Ion anilino	C ₆ H ₅ NH ₃ ⁺	C ₆ H ₅ NH ₂	4,6
Ácido arsenioso	H ₂ AsO ₃	H ₂ AsO ₃ ⁻	9,2
Ácido arsénico	H ₂ AsO ₄	H ₂ AsO ₄ ⁻	2,2
	H ₂ AsO ₄ ⁻	HAsO ₄ ²⁻	7,0
	HAsO ₄ ²⁻	AsO ₄ ³⁻	~11,5
Ácido benzoico	C ₆ H ₅ CO ₂ H	C ₆ H ₅ CO ₂ ⁻	4,2
Ácido bórico	HBO ₂	BO ₂ ⁻	9,2
Ácido carbónico	CO ₂ , aq	HCO ₃ ⁻	6,4
	HCO ₃ ⁻	CO ₃ ²⁻	10,3
Ácido crómico	H ₂ CrO ₄	HCrO ₄ ⁻	0,8
	HCrO ₄ ⁻	CrO ₄ ²⁻	6,5
Ácido cítrico	H ₃ A	H ₂ A ⁻	3,1
	H ₂ A ⁻	H ₂ A ²⁻	4,8
	H ₂ A ²⁻	HA ³⁻	6,4
	HA ³⁻	A ⁴⁻	16,0
Cupferrón	H Cup	Cup ⁻	4,2
Ácido cianhídrico	HCN	CN ⁻	9,3
Ácido dicloroacético	Cl ₂ CHCO ₂ H	Cl ₂ CHCO ₂ ⁻	1,3
2,2'-dipiridilo	HA ⁺	A	4,4
Ácido etilendiaminotetracético	H ₄ A	H ₃ A ⁻	2,0
	H ₃ A ⁻	H ₂ A ²⁻	2,7
	H ₂ A ²⁻	HA ³⁻	6,2
	HA ³⁻	A ⁴⁻	10,3
Ácido fluorhídrico	HF	F ⁻	3,2
Ácido fórmico	HCO ₂ H	HCO ₂ ⁻	3,8
Ion hexametilentetraminio	HA ⁺	A	5,1
Ion hidroxilamonio	NH ₂ OH ⁺	NH ₂ OH	6,1
Ácido hipocloroso	HClO	ClO ⁻	7,5
Ácido hipofosforoso	H ₂ PO ₂	H ₂ PO ₂ ⁻	1,0
Ácido monocloroacético	ClCH ₂ CO ₂ H	ClCH ₂ CO ₂ ⁻	2,9
Ácido nitroso	HNO ₂	NO ₂ ⁻	3,3
Ácido ortofosfórico	H ₂ PO ₄	H ₂ PO ₄ ⁻	2,2
	H ₂ PO ₄ ⁻	HPO ₄ ²⁻	7,2
	HPO ₄ ²⁻	PO ₄ ³⁻	12,3
Ácido oxálico	H ₂ C ₂ O ₄	HC ₂ O ₄ ⁻	1,25
	HC ₂ O ₄ ⁻	C ₂ O ₄ ²⁻	4,3
Ion oxinio	H ₂ Ox ⁺	HOx	5,0
Oxina	HOx	Ox ⁻	9,9
Ion fenantrolinio	HA ⁺	A	5,0
Fenol	C ₆ H ₅ OH	C ₆ H ₅ O ⁻	9,5
Ion piridinio	HC ₅ H ₅ N ⁺	C ₅ H ₅ N	5,2
Ácido pirofosfórico	H ₄ P ₂ O ₇	H ₃ P ₂ O ₇ ⁻	1,0
	H ₃ P ₂ O ₇ ⁻	M ₂ P ₂ O ₇ ²⁻	2,5
	H ₂ P ₂ O ₇ ²⁻	HP ₂ O ₇ ³⁻	6,1
	HP ₂ O ₇ ³⁻	P ₂ O ₇ ⁴⁻	8,5
Ion sulfato ácido	HSO ₄ ⁻	SO ₄ ²⁻	1,9
Ácido sulfhídrico	H ₂ S	HS ⁻	7,0
	HS ⁻	S ²⁻	12,9
Ácido sulfuroso	H ₂ SO ₃	HSO ₃ ⁻	1,9
	HSO ₃ ⁻	SO ₃ ²⁻	7,2
Ácido tartárico	H ₂ A	HA ⁻	3,0
	HA ⁻	A ²⁻	4,4

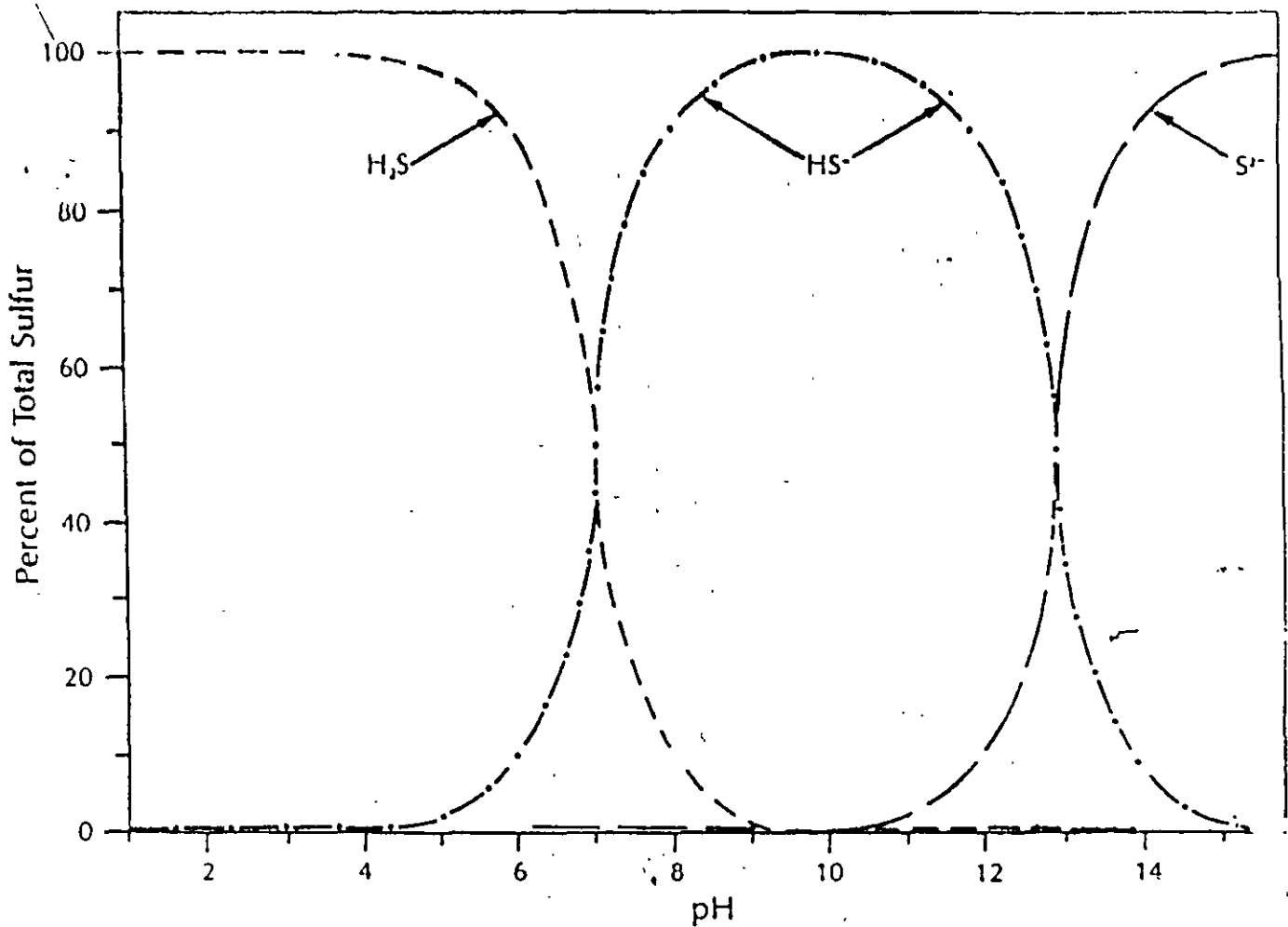


Figure 11.3 The pH dependence of the abundances of S-bearing ions and molecules in a solution of $H_2S_{(aq)}$ containing a fixed amount of S in solution (equation 11.79). Note that H_2S is dominant at $pH < 7.0$, HS^- dominates between $pH = 7.0$ and 12.9 , and that S^{2-} is dominant only at $pH > 12.9$. However, all of the ions are present at all values of the pH even though their abundances may be small compared to that of the dominant ion.

OXIDACION-REDUCCION

Intercambio de electrones

Oxidante + ne \leftrightarrow Reductor

Ley de Nernst

$$E = E_o + \frac{RT}{nF} \log \frac{I_{OxI}}{I_{RedI}}$$

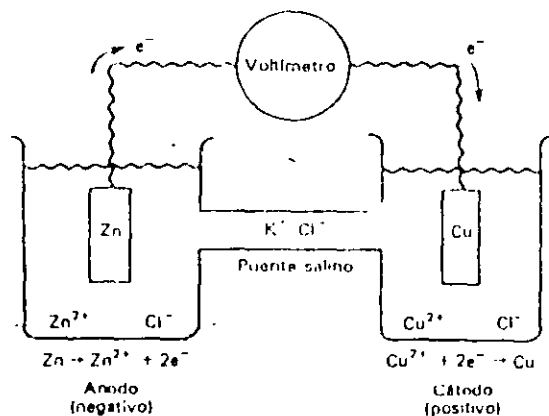
A 20 °C:

$$E = E_o + \frac{0.058}{n} \log \frac{I_{OxI}}{I_{RedI}}$$

La aplicación de la ecuación de Nernst a las reacciones que se llevan a cabo en una celda electroquímica y en solución se ilustran en los ejemplos 7-6 y 7-7, respectivamente.

Ejemplo 7-6

Una celda de Daniell consta de un electrodo de zinc en una solución de cloruro de zinc conectada a un electrodo de cobre en una solución de cloruro cúprico.

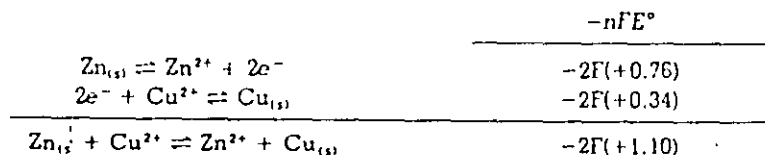


¿Cuál es la constante de equilibrio de la reacción de la celda a 25°C? De la tabla, 7-1,

$$E_{Zn^{2+}/Zn(s)}^{\circ} = -0.76 \text{ volt} \text{ y } E_{Cu^{2+}/Cu(s)}^{\circ} = +0.34 \text{ volt}.$$

Solución

Suponiendo que en la celda se oxida el Zn y se reduce el Cu²⁺, la reacción de la celda será



Así pues $E_{celda}^{\circ} = 1.10$ volt. (Nótese que si se hubiese supuesto que se oxidaba el Cu²⁺ y se reducía el Zn²⁺, E_{celda}° tendría la misma magnitud absoluta pero su signo sería el contrario. En el equilibrio, cuando no fluye corriente por el circuito, $E = 0$ y de la ecuación 7-8 se tiene

$$E^{\circ} = +1.1 = \left(\frac{0.059}{2}\right) \log K$$

Ejemplo 7-7

La determinación de Winkler para oxígeno disuelto implica la formación de MnO_{2(s)} por oxidación de Mn²⁺ con oxígeno. El MnO_{2(s)} reacciona después con I⁻ para formar I_{2(oc)}. Determinar el valor de E en una solución que contiene 8 mg de OD/litro en un punto en que la mitad del MnO_{2(s)} formado por reacción con el OD se ha reducido a Mn²⁺ por acción del I⁻ (que a su vez se ha oxidado a I_{2(oc)}). La concentración de H⁺ es aproximadamente 1 M. En la determinación se utilizan las siguientes concentraciones y cantidades de reactivos:

1. MnSO₄·2H₂O : 2 ml de una solución con 400 g/litro por 300 ml de volumen de muestra.
2. KI : 2 ml de una solución con 150 g/litro por 300 ml de volumen de muestra.

Solución

Despreciar los cambios en volumen causados por la adición de soluciones de MnSO₄ y KI.

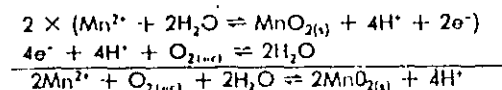
$$C_{T, Mn} = 400 \text{ g/litro MnSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O} = 2.14 \text{ mol/litro}$$

$$(2 \text{ ml}/300 \text{ ml muestra})(2.14 \text{ mol/litro}) = 143 \times 10^{-2} \text{ M}$$

$$C_{T, I} = 150 \text{ g/litro KI} = 0.90 \text{ mol/litro}$$

$$(2 \text{ ml}/300 \text{ ml muestra})(0.90 \text{ mol/litro}) = 6 \times 10^{-3} \text{ M}$$

El ion manganoso reacciona con el OD para formar óxido de manganeso.



Así pues, 8 mg/litro de OD [= (8 mg/litro)(32,000 mg/mol) = 2.5 × 10⁻⁴ mol/litro] producirán 2 × 2.5 × 10⁻⁴ = 5.0 × 10⁻⁴ mol MnO_{2(s)}/litro.

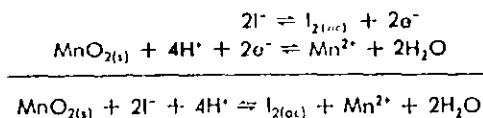
Después de la reducción de la mitad del MnO_{2(s)} a Mn²⁺ con I⁻,

$$[Mn^{2+}] = C_{T, Mn} - \text{número de moles de MnO}_{2(s)} \text{/litro}$$

$$= 1.43 \times 10^{-2} \text{ M} - 0.5(5.0 \times 10^{-4} \text{ M})$$

$$= 1.40 \times 10^{-2} \text{ M}$$

La reacción de MnO_{2(s)} con I⁻ produce



Entonces

$$E_{celda}^{\circ} = E_{I_2/I^-}^{\circ} + E_{MnO_2/Mn^{2+}}^{\circ} = -0.62 + 1.23 = +0.61$$

Physical chemistry of aqueous solutions

electrode negative, denoted by $E_H = -0.763$ V (E_H signifies a measurement relative to the standard hydrogen electrode).

The hydrogen and zinc electrodes together form an electrochemical cell. Electrons produced at the zinc electrode travel through the external circuit, in which they do electrical work, to the hydrogen electrode, where they combine with hydrogen ions to produce hydrogen, the overall reaction being

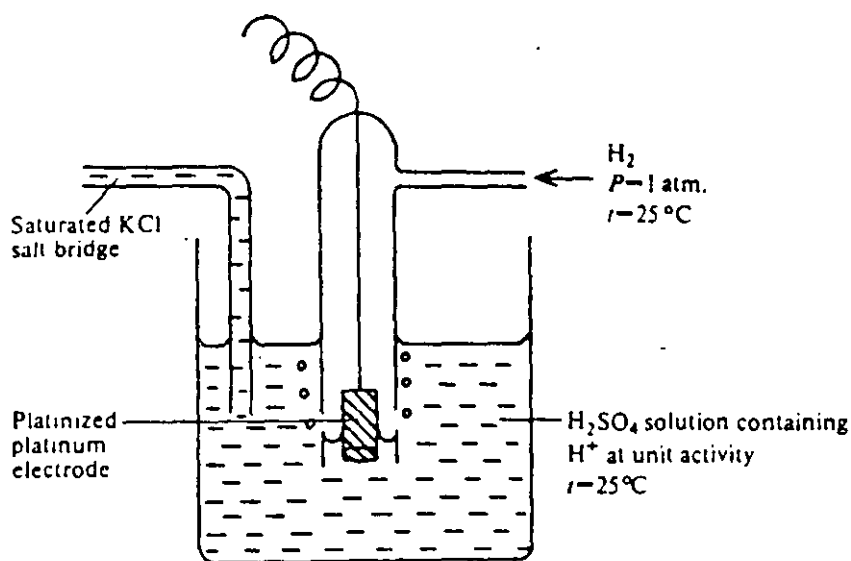
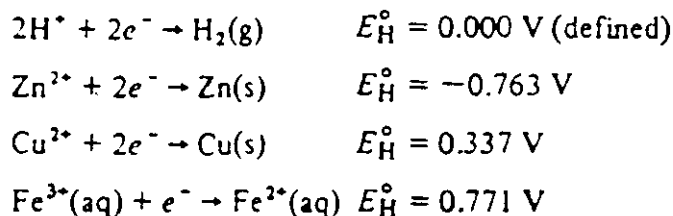


Fig. 3.7. Standard hydrogen electrode.

A standard electrode potential can be defined for any redox half-reaction—it is the E_H of an electrode when all reactants are present in their standard states at 25 °C and 1 atm pressure (for dissolved species, the standard state is unit activity). By the International Union of Pure and Applied Chemistry (IUPAC) 1953 convention, standard electrode potentials are quoted for reactions written as reductions and the sign of the potential is the sign of the electrode when connected to a standard hydrogen electrode. (Certain lists of standard electrode potentials use another convention, in which the signs are reversed.) Examples of standard electrode potentials are



An extensive list of electrode potentials is given in Appendix II.

Standard electrode potentials enable the assessment of relative reducing and

Algunos potenciales normales de sistemas sencillos en disolución acuosa:

$\text{Co (CN)}_6^{3-} + e \rightleftharpoons \text{Co (CN)}_6^{4-}$	- 0V,8
$\text{Cr}^{3+} + e \rightleftharpoons \text{Cr}^{2+}$	- 0V,41
$\text{V}^{3+} + e \rightleftharpoons \text{V}^{2+}$	- 0V,26
$2\text{H}^+ + e \rightleftharpoons \text{H}_2 \uparrow$	0V,00 para presión de $\text{H}_2 = 1$ atmósfera
$\text{Cu}^{2+} + e \rightleftharpoons \text{Cu}^+$	+ 0V,15
$\text{Fe (CN)}_6^{3-} + e \rightleftharpoons \text{Fe (CN)}_6^{4-}$	0V,36
$\text{MnO}_4^- + e \rightleftharpoons \text{MnO}_4^{2-}$	0V,6
$\text{I}_2 + 2e \rightleftharpoons 2\text{I}^-$	0V,62
$\text{Fe}^{3+} + e \rightleftharpoons \text{Fe}^{2+}$	0V,77
$2\text{Hg}_2^{2+} + 2e \rightleftharpoons \text{Hg}_2^{2+}$	0V,91
$\text{Br}_2 + 2e \rightleftharpoons 2\text{Br}^-$	1V,09
$\text{Tl}^{3+} + 2e \rightleftharpoons \text{Tl}^+$	1V,28
$\text{Cl}_2 + 2e \rightleftharpoons 2\text{Cl}^-$	1V,41
$\text{Ce}^{4+} + e \rightleftharpoons \text{Ce}^{3+}$	1V,7
$\text{Pb}^{4+} + 2e \rightleftharpoons \text{Pb}^{2+}$	1V,8
$\text{Co}^{3+} + e \rightleftharpoons \text{Co}^{2+}$	1V,8
$\text{Ag}^{2+} + e \rightleftharpoons \text{Ag}^+$	2V,0
$\text{F}_2 + 2e \rightleftharpoons 2\text{F}^-$	2V,87

NOTAS. — 1.º Los oxidantes se clasifican por orden de fuerza creciente y los reductores, por orden de fuerza decreciente.

Un oxidante puede reaccionar con todo reductor que se encuentre por encima de él en la tabla, a la izquierda sobre la figura.

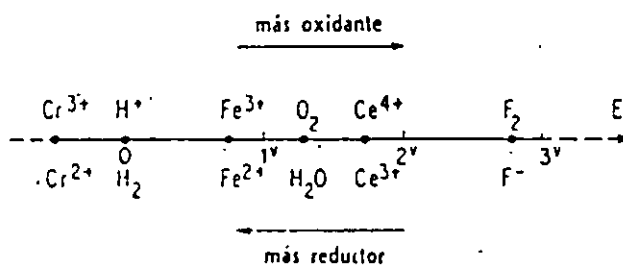


FIG. 3

Obsérvese que en el sistema $\text{F}_2/2\text{F}^-$, F^- juega el papel de reductor. Ahora bien, F^- no puede reducir más que a los sistemas de potencial más elevado que el suyo, prácticamente a ninguno. Del mismo modo, Ce^{3+} no puede desempeñar el papel de reductor en medio ácido más que frente a oxidantes más energéticos que Ce^{4+} , o sea, en un número limitado de casos; es poco reductor. En el otro extremo de la escala

Table 16.3 Electromotive Series Presented as Electrode Half-reactions in Order of Decreasing Strengths as Reducing Agents*

Reducing agent	Oxidizing agent	Standard electrode potential, V
Cs	Cs ⁺	+ e ⁻ -3.03
Li	Li ⁺	+ e ⁻ -3.04
K	K ⁺	+ e ⁻ -2.94
Ba	Ba ²⁺	+ 2 e ⁻ -2.91
Sr	Sr ²⁺	+ 2 e ⁻ -2.90
Cu	Cu ²⁺	+ 2 e ⁻ -2.87
Na	Na ⁺	+ e ⁻ -2.71
Rb	Rb ⁺	+ e ⁻ -2.60
Y	Y ³⁺	+ 3 e ⁻ -2.40
Mg	Mg ²⁺	+ 2 e ⁻ -2.36
La	La ³⁺	+ 3 e ⁻ -2.36
Ce	Ce ³⁺	+ 3 e ⁻ -2.32
Sc	Sc ³⁺	+ 3 e ⁻ -2.03
Be	Be ²⁺	+ 2 e ⁻ -1.97
Th	Th ⁴⁺	+ 4 e ⁻ -1.83
Al	Al ³⁺	+ 3 e ⁻ -1.70
U	U ⁴⁺	+ 4 e ⁻ -1.38
Mn	Mn ²⁺	+ 2 e ⁻ -1.18
Nb	Nb ³⁺	+ 3 e ⁻ -1.10
V	V ³⁺	+ 3 e ⁻ -0.87
Zn	Zn ²⁺	+ 2 e ⁻ -0.76
Cr	Cr ³⁺	+ 3 e ⁻ -0.74
S ²⁻	S	+ 2 e ⁻ -0.44
Fe	Fe ²⁺	+ 2 e ⁻ -0.41
Cd	Cd ²⁺	+ 2 e ⁻ -0.40
Co	Co ²⁺	+ 2 e ⁻ -0.28
Ni	Ni ²⁺	+ 2 e ⁻ -0.24
Mo	Mo ³⁺	+ 3 e ⁻ -0.20
Sn	Sn ²⁺	+ 2 e ⁻ -0.14
Pb	Pb ²⁺	+ 2 e ⁻ -0.13
<hr/>		
H ₂	2 H ⁺	+ 2 e ⁻ 0.00
<hr/>		
Br	Br ²⁺	+ 3 e ⁻ +0.29
Cu	Cu ²⁺	+ 2 e ⁻ +0.34
Cu	Cu ⁺	+ e ⁻ +0.52
I ⁻	I ₂	+ 2 e ⁻ +0.53
Se ²⁻	Se	+ 2 e ⁻ +0.67
Ag	Ag ⁺	+ e ⁻ +0.80
Hg	Hg ²⁺	+ e ⁻ +0.85
Pd	Pd ²⁺	+ 2 e ⁻ +0.92
2 Br ⁻	Br ₂	+ 2 e ⁻ +1.08
Pt	Pt ²⁺	+ 2 e ⁻ +1.19
2 Cl ⁻	Cl ₂	+ 2 e ⁻ +1.36
Au	Au ⁺	+ e ⁻ +1.69
Pt	Pt ⁺	+ e ⁻ +2.64
2 F ⁻	F ₂	+ 2 e ⁻ +2.88

* Based on G_f values in the Appendix

Evidently, the *standard electrode potentials* reflect the same property of the elements as *electronegativities* (Section 6.2) and both arise from the tendencies of atoms to have completely filled orbitals either by giving up or accepting electrons.

16.3 The Emf of Electrochemical Cells

The relationship between the free energy change of a chemical reaction and the activities of the reactants and products is given by an equation derived in Section 13.8 (equation 13.73),

$$\Delta G_R - \Delta G_R^\circ = RT \ln Q \quad (16.44)$$

where ΔG_R is the free energy change of the reaction in any state, ΔG_R° is the free energy change in the standard state, R is the gas constant, T is the standard temperature in kelvins, and Q is the reaction quotient. We now convert ΔG values to emf by substituting equation 16.23 into equation 16.44. After rearranging terms and converting to logarithms to the base 10, we have

$$E = E^\circ + \frac{2.303RT}{n\mathcal{F}} \log Q \quad (16.45)$$

Since $R = 1.987 \times 10^{-3}$ kcal/deg·mol, $T = 298.15$ K, $\mathcal{F} = 23.06$ kcal/V·number of electrons transferred,

$$E = E^\circ + \frac{2.303 \times (1.987 \times 10^{-3}) \times 298.15}{n \times 23.06} \log Q \quad (16.46)$$

$$E = E^\circ + \frac{0.05916}{n} \log Q \quad (16.47)$$

Equation 14.47 provides a relationship between the activities of the reactants and products of an oxidation-reduction reaction, expressed by Q , and the emf that would be generated by the reac-

tion if it were split into two half-reactions in an electrochemical cell. When the reaction achieves equilibrium, $\Delta G_R = 0$, $E = 0$, and $Q = K$ where K is the equilibrium constant. Therefore, at equilibrium

$$E^\circ = -\frac{0.05916}{n} \log K \quad (16.48)$$

Equation 16.48 relates the emf of an oxidation-reduction reaction in the standard state to the equilibrium constant of that reaction.

We can apply these relationships to the Zn-Cu electrochemical cell represented by equation 16.41. When this reaction is neither in the standard state nor at equilibrium, the emf it generates is given by

$$E = E^\circ + \frac{0.05916}{2} \log \frac{[\text{Zn}^{2+}]}{[\text{Cu}^{2+}]} \quad (16.49)$$

where E° is the emf generated by the Zn-Cu cell in the standard state, which has a value of -1.10 V as calculated in equation 16.24. Therefore, when the reaction is proceeding toward equilibrium, the emf is

$$E = -1.10 + 0.02958 \log \frac{[\text{Zn}^{2+}]}{[\text{Cu}^{2+}]} \quad (16.50)$$

In the standard state, $[\text{Zn}^{2+}] = [\text{Cu}^{2+}] = 1.0$ and therefore $\log [\text{Zn}^{2+}]/[\text{Cu}^{2+}] = 0$. Consequently, in the standard state the emf is

$$E = E^\circ = -1.10 \text{ V} \quad (16.51)$$

At equilibrium, $[\text{Zn}^{2+}]/[\text{Cu}^{2+}] = 10^{37.24}$ (equation 16.22). Therefore, at equilibrium

$$E = -1.10 + 0.02958 \times 37.24 = 0.00 \text{ V} \quad (16.52)$$

The progress of the reaction in the Zn-Cu cell is illustrated by plotting equation 16.50 in Figure 16.2 in coordinates of E and $\log [\text{Zn}^{2+}]/[\text{Cu}^{2+}]$. The straight line indicates how E changes from

Table 3.9 Redox Half-Reactions for Many Constituents That Occur in the Groundwater Environment

(1) $\frac{1}{2}\text{O}_2 + \text{H}^+ + e = \frac{1}{2}\text{H}_2\text{O}$	(18) $\frac{1}{8}\text{SO}_4^{2-} + \frac{9}{8}\text{H}^+ + e = \frac{1}{8}\text{HS}^- + \frac{1}{2}\text{H}_2\text{O}$
(2) $\text{H}^+ + e = \frac{1}{2}\text{H}_2(\text{g})$	(19) $\frac{1}{2}\text{S}(\text{s}) + \text{H}^+ + e = \frac{1}{2}\text{H}_2\text{S}(\text{g})$
(3) $\text{H}_2\text{O} + e = \frac{1}{2}\text{H}_2(\text{g}) + \text{OH}^-$	(20) $\text{Fe}^{3+} + e = \text{Fe}^{2+}$
(4) $\frac{1}{3}\text{NO}_3^- + \frac{4}{3}\text{H}^+ + e = \frac{1}{10}\text{N}_2(\text{g}) + \frac{2}{3}\text{H}_2\text{O}$	(21) $\text{Fe}(\text{OH})_3(\text{s}) + \text{HCO}_3^- + 2\text{H}^+ + e = \text{Fe}(\text{CO}_3)(\text{s}) + 3\text{H}_2\text{O}$
(5) $\frac{1}{2}\text{NO}_3^- + \text{H}^+ + e = \frac{1}{2}\text{NO}_2^- + \frac{1}{2}\text{H}_2\text{O}$	(22) $\text{Fe}(\text{OH})_3(\text{s}) + 3\text{H}^+ + e = \text{Fe}^{2+} + 3\text{H}_2\text{O}$
(6) $\frac{1}{8}\text{NO}_3^- + \frac{3}{8}\text{H}^+ + e = \frac{1}{8}\text{NH}_4^+ + \frac{3}{8}\text{H}_2\text{O}$	(23) $\text{Fe}(\text{OH})_3(\text{s}) + \text{H}^+ + e = \text{Fe}(\text{OH})_2(\text{s}) + \text{H}_2\text{O}$
(7) $\frac{1}{8}\text{NO}_2^- + \frac{4}{8}\text{H}^+ + e = \frac{1}{8}\text{NH}_4^+ + \frac{1}{8}\text{H}_2\text{O}$	(24) $\frac{1}{2}\text{FeS}_2(\text{s}) + 2\text{H}^+ + e = \frac{1}{2}\text{Fe}^{2+} + \text{H}_2\text{S}(\text{g})$
(8) $\frac{1}{4}\text{NO}_3^- + \frac{3}{4}\text{H}^+ + e = \frac{1}{8}\text{N}_2\text{O}(\text{g}) + \frac{3}{8}\text{H}_2\text{O}$	(25) $\frac{1}{2}\text{Fe}^{2+} + \text{S}(\text{s}) + e = \frac{1}{2}\text{FeS}_2(\text{s})$
(9) $\frac{1}{2}\text{NO}_2^- + \frac{3}{2}\text{H}^+ + e = \frac{1}{4}\text{N}_2\text{O}(\text{g}) + \frac{3}{4}\text{H}_2\text{O}$	(26) $\frac{1}{8}\text{Fe}^{2+} + \frac{1}{8}\text{SO}_4^{2-} + e = \frac{1}{16}\text{FeS}_2(\text{s}) + \frac{1}{2}\text{H}_2\text{O}$
(10) $\frac{1}{2}\text{N}_2(\text{g}) + \frac{3}{2}\text{H}^+ + e = \frac{1}{2}\text{NH}_4^+$	(27) $\frac{1}{14}\text{Fe}(\text{OH})_2(\text{s}) + \frac{1}{14}\text{SO}_4^{2-} + \frac{9}{14}\text{H}^+ + e = \frac{1}{14}\text{FeS}_2(\text{s}) + \frac{3}{7}\text{H}_2\text{O}$
(11) $\frac{1}{4}\text{CH}_2\text{O} + \text{H}^+ + e = \frac{1}{4}\text{CH}_4(\text{g}) + \frac{1}{4}\text{H}_2\text{O}$	(28) $\frac{1}{14}\text{Fe}(\text{CO}_3)(\text{s}) + \frac{1}{14}\text{SO}_4^{2-} + \frac{17}{14}\text{H}^+ + e = \frac{1}{14}\text{FeS}_2(\text{s}) + \frac{4}{7}\text{H}_2\text{O} + \frac{1}{14}\text{HCO}_3^-$
(12) $\frac{1}{4}\text{CO}_2(\text{g}) + \text{H}^+ + e = \frac{1}{4}\text{CH}_2\text{O} + \frac{1}{4}\text{H}_2\text{O}$	(29) $\frac{1}{2}\text{MnO}_2(\text{s}) + \frac{1}{2}\text{HCO}_3^- + \frac{3}{2}\text{H}^+ + e = \frac{1}{2}\text{MnCO}_3(\text{s}) + \frac{3}{2}\text{H}_2\text{O}$
(13) $\frac{1}{2}\text{CH}_2\text{O} + \text{H}^+ + e = \frac{1}{2}\text{CH}_3\text{OH}$	(30) $\text{Mn}^{2+} + 2e = \text{Mn}(\text{s})$
(14) $\frac{1}{8}\text{CO}_2(\text{g}) + \text{H}^+ + e = \frac{1}{8}\text{CH}_4(\text{g}) + \frac{1}{4}\text{H}_2\text{O}$	(31) $\frac{1}{2}\text{MnCO}_3 + \frac{1}{2}\text{H}^+ + e = \frac{1}{2}\text{Mn}(\text{s}) + \frac{1}{2}\text{HCO}_3^-$
(15) $\frac{1}{2}\text{CH}_3\text{OH} + \text{H}^+ + e = \frac{1}{2}\text{CH}_4(\text{g}) + \frac{1}{2}\text{H}_2\text{O}$	(32) $\text{MnOOH}(\text{s}) + \text{HCO}_3^- + 2\text{H}^+ + e = \text{MnCO}_3 + 2\text{H}_2\text{O}$
(16) $\frac{1}{8}\text{SO}_4^{2-} + \frac{9}{8}\text{H}^+ + e = \frac{1}{8}\text{S}(\text{s}) + \frac{3}{8}\text{H}_2\text{O}$	(33) $\text{MnO}_2 + \text{H}^+ + e = \text{MnOOH}$
(17) $\frac{1}{8}\text{SO}_4^{2-} + \frac{7}{8}\text{H}^+ + e = \frac{1}{8}\text{H}_2\text{S}(\text{g}) + \frac{1}{2}\text{H}_2\text{O}$	

The Double Layer

The structure of the double layer has been the subject of a great deal of study, and several mathematical models are available to describe the distribution of ions within it (Westall and Hohl 1980). In general terms, the double layer consists of ions more or less attached to the solid surface (the *fixed* or *Stern* layer), and outside that a diffuse (or *Gouy*) layer in which the ions are free to move (Fig. 4-11). In the Gouy layer, the concentration of cations not balanced by anions decreases exponentially away from the boundary with the fixed layer. The ions in the fixed layer may be held by purely electrostatic forces, or by formation of complexes with groups on the surface of the solid (see Chapter 13).

The stability of a colloidal suspension depends on the thickness of the Gouy layer, which depends on the potential at the outside of the fixed layer and, approxi-

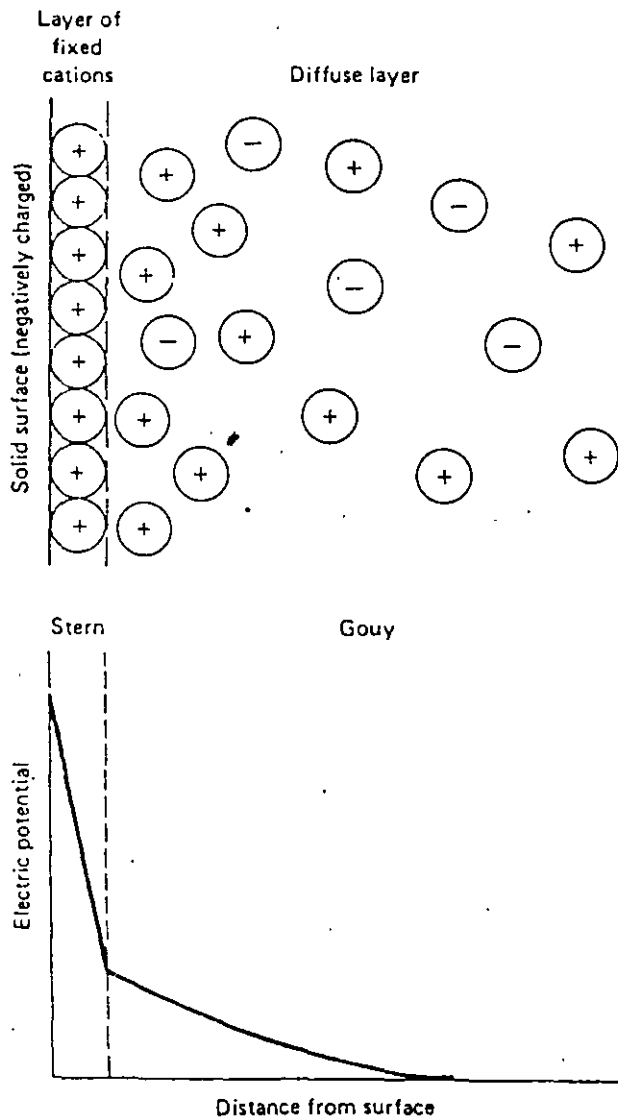
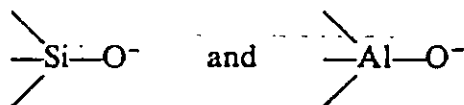


Figure 4-11 Schematic picture of the fixed (Stern) and diffuse (Gouy) layers.

In strongly alkaline solutions they will lose a proton and become



The net charge on a surface containing such hydroxyl groups will therefore vary with pH. In acid solutions, the surface will be positively charged; its cation-exchange capacity will be small (zero unless there is a specific chemical interaction between the cation and the surface), and it will have a finite anion-exchange capacity. In alkaline solutions, the surface will be negatively charged; anion-exchange capacity will be small or zero, and cation-exchange capacity will be significant. The pH at which the net charge on the surface is zero is called the *isoelectric point* (Table 4-1). Many transition metals, and some anions such as phosphate, are strongly adsorbed

Table 4-1 Isoelectric points (pH) of some naturally occurring substances (from Parks 1965; Leckie and James 1974; James and MacNaughton 1977).

SiO ₂ (quartz)	2.0	
SiO ₂ (gel)	1.0-2.5	
Al ₂ O ₃ (corundum)	9.1	
Al(OH) ₃ (gibbsite)	~9	
TiO ₂ (anatase)	7.2	
Fe ₃ O ₄ (magnetite)	6.5	
Fe ₂ O ₃ (hematite)	5-9	(commonly 6-7)
FeO(OH) (goethite)	6-7	
Fe ₂ O ₃ · nH ₂ O	6-9	
MnO ₂ (various forms)	2	
Kaolinite	~3.5	
Montmorillonite	<2.5	

at oxide surfaces (see Chapter 13). When such species are adsorbed, the balance of electric charge at the surface is altered, and the *zero point of charge* (ZPC)—the pH at which the surface charge is zero—will differ from the isoelectric point, which is the ZPC when the only reactions affecting surface charge are adsorption and desorption of protons.

Parks (1967) showed that the isoelectric points of aluminosilicates could be predicted quite well on the basis of the number of SiOH and AlOH groups making up the surface. When the Al is octahedrally coordinated, AlOH groups have an isoelectric point of 9.2; when the Al is tetrahedrally coordinated, the isoelectric point is 6.8. SiOH groups have an isoelectric point of 1.8. An aluminosilicate surface with mostly SiOH groups will thus have a low isoelectric point, and a surface with mostly AlOH groups will have a relatively high isoelectric point. The isoelectric point is important because it determines the pH range in which the surface shows cation or anion exchange properties, and also the pH range in which stable colloidal suspensions can form.

The points of zero charge of salt-type minerals depends, sometimes in a complicated way, upon pH and on the concentration (activities) of all potential-determining ions. Thus, in the case of calcite, possible potential-determining species, in addition to H^+ and OH^- , are HCO_3^- , CO_2 , and Ca^{2+} ; various mechanisms of charge development are possible. When referring to a point of zero charge of such non-oxides the solution composition should be specified. In the absence of complications such as those caused by structural or adsorbed impurities, the point of zero charge of the solid should correspond to the pH of charge balance (electroneutrality) of potential-determining ions.

Table 2.2 Point of Zero Charge caused by Binding or Dissociation of Protons ^{a)}

Material	pH _{pznpc}	Material	pH _{pznpc}
α - Al_2O_3	9.1	δ - MnO_2	2.8
α - $Al(OH)_3$	5.0	β - MnO_2	7.2
γ - $AlOOH$	8.2	SiO_2	2.0
CuO	9.5	$ZrSiO_4$	5
Fe_3O_4	6.5	Feldspars	2 – 2.4
α - $FeOOH$	7.8	Kaolinite	4.6
α - Fe_2O_3	8.5	Montmorillonite	2.5
" $Fe(OH)_3$ " (amorph)	8.5	Albite	2.0
MgO	12.4	Chrysotile	>10

^{a)} The values are from different investigators who have used different methods and are not necessarily comparable. They are given here for illustration.

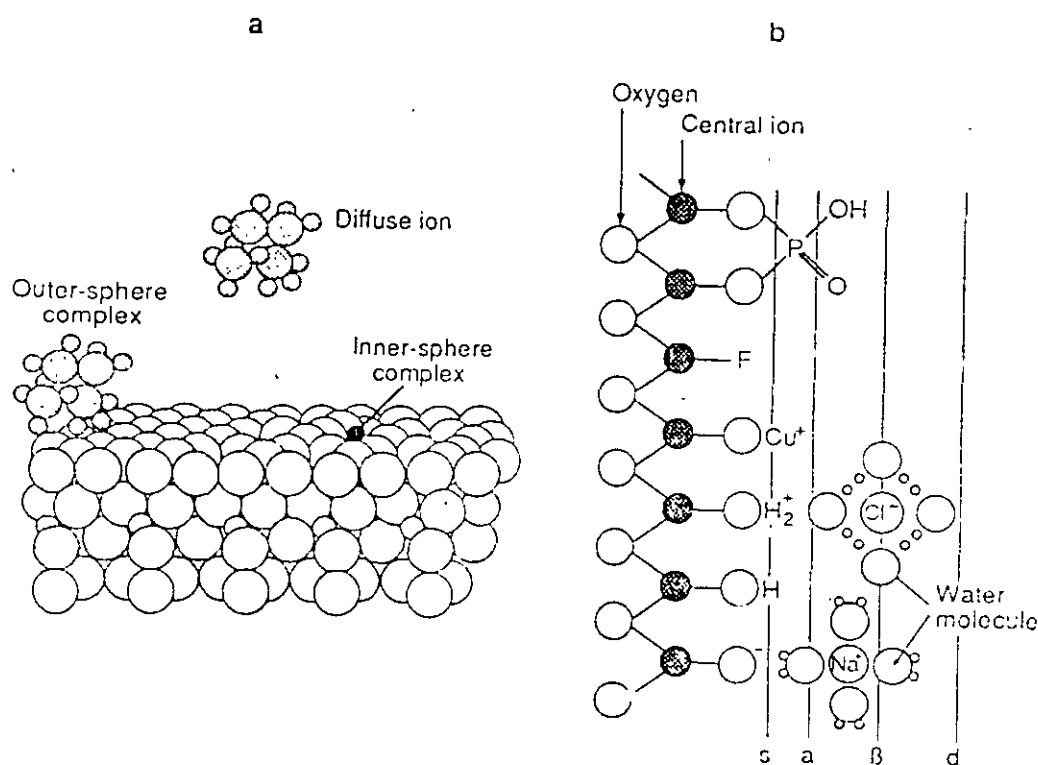


Figure 2.4

Surface complex formation of an ion (e.g., cation) on the hydrous oxide surface. The ion may form an inner-sphere complex ("chemical bond"), an outer-sphere complex (ion pair) or be in the diffuse swarm of the electric double layer. (From Sposito, 1989)

Fig. b shows a schematic portrayal of the hydrous oxide surface, showing planes associated with surface hydroxyl groups ("s"), inner-sphere complexes ("a"), outer-sphere complexes ("β") and the diffuse ion swarm ("d"). (Modified from Sposito, 1984)

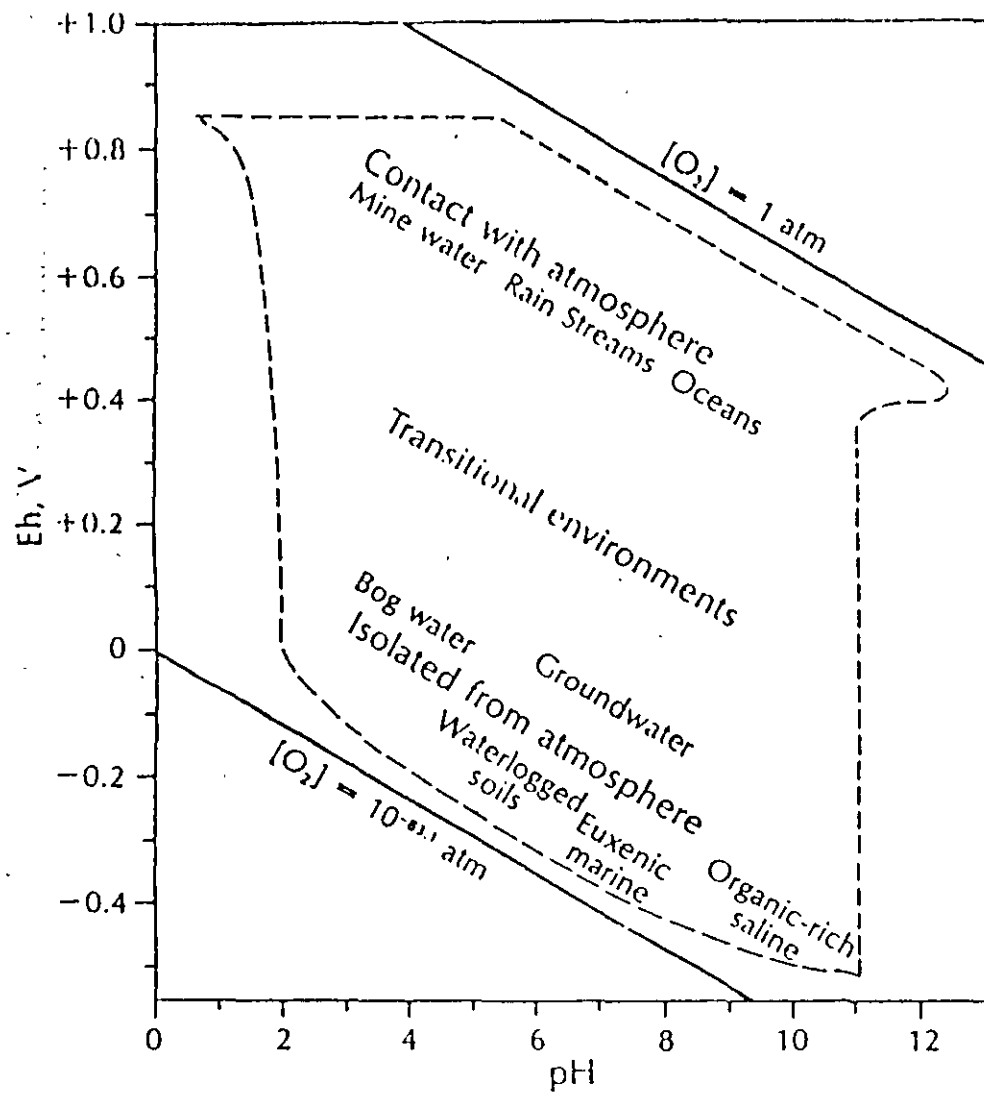


Figure 16.4 Range of Eh and pH conditions in natural environments based on data by Baas-Becking et al. (1960) and modified after Garrels and Christ (1965).

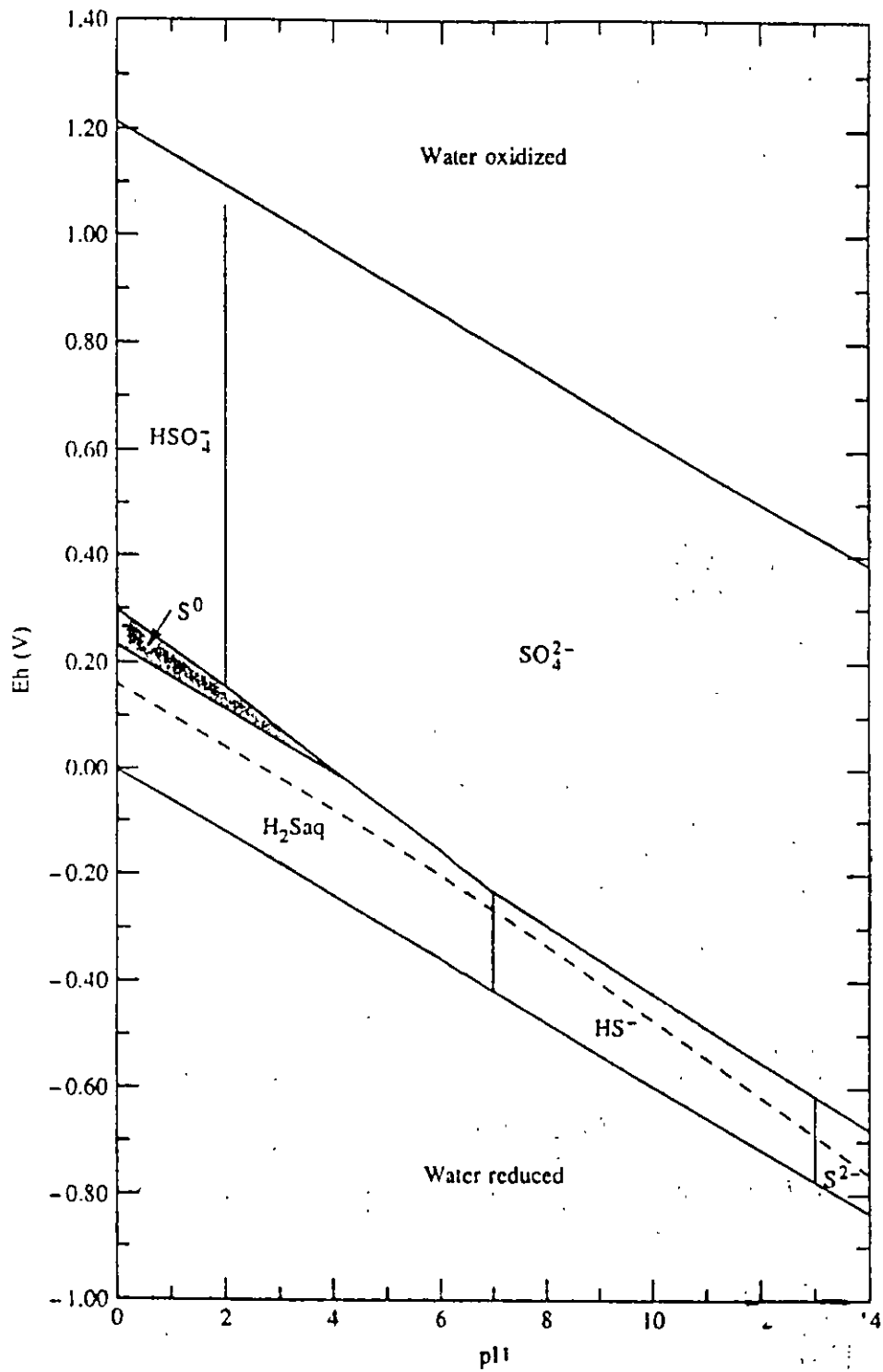


FIGURE 6.8 Eh-pH diagram for sulfur species at standard conditions with total dissolved sulfur activity of 96 mg/L. Source: J. D. Hem, *Study and interpretation of the chemical characteristics of natural waters*, U.S. Geological Survey Water Supply Paper 2254, 1985

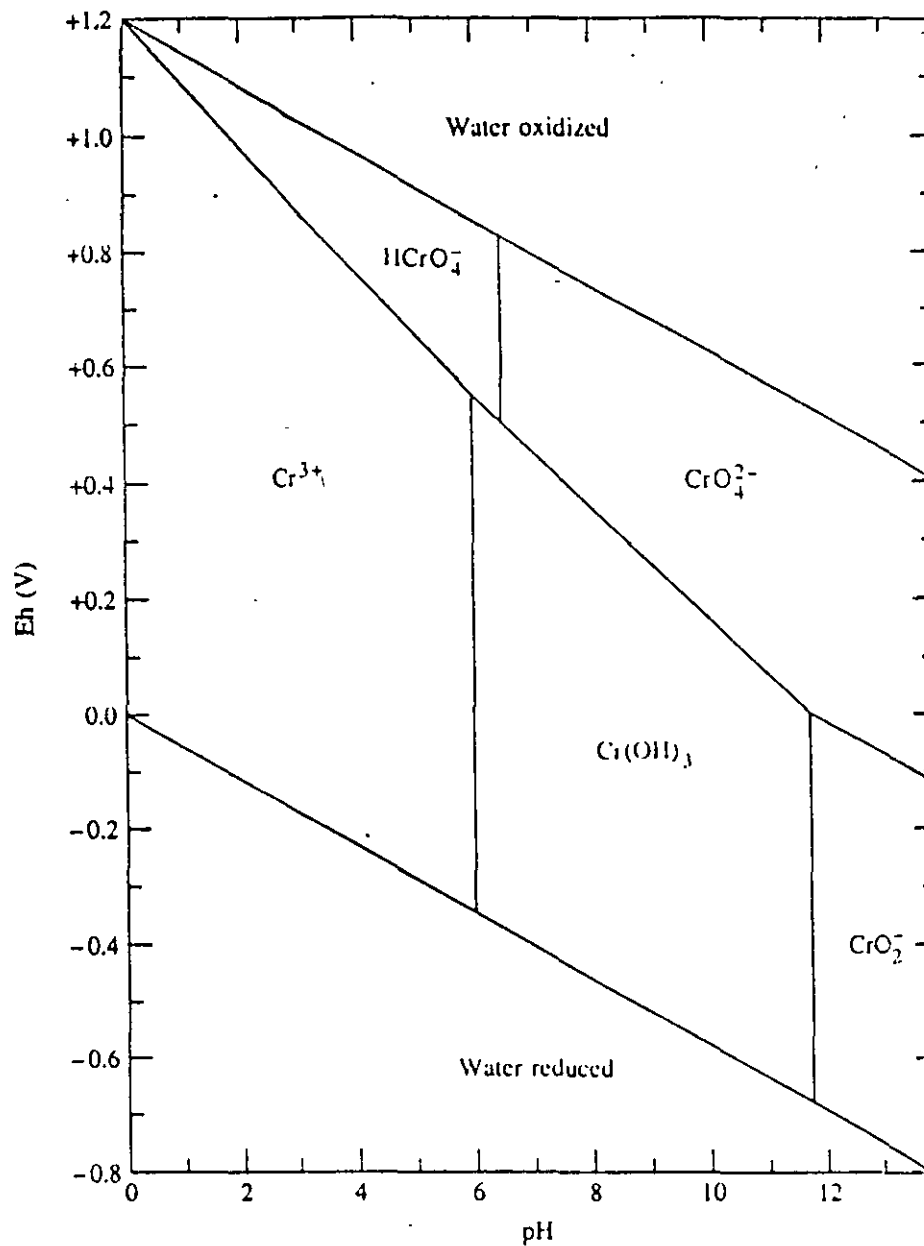


FIGURE 6.10 Eh-pH diagram for chromium under standard conditions. *Source:* Modified Robertson, *Ground Water* 13, no. 6:516-27. Used with permission. Copyright © 1975 by Journal Publishing Co.

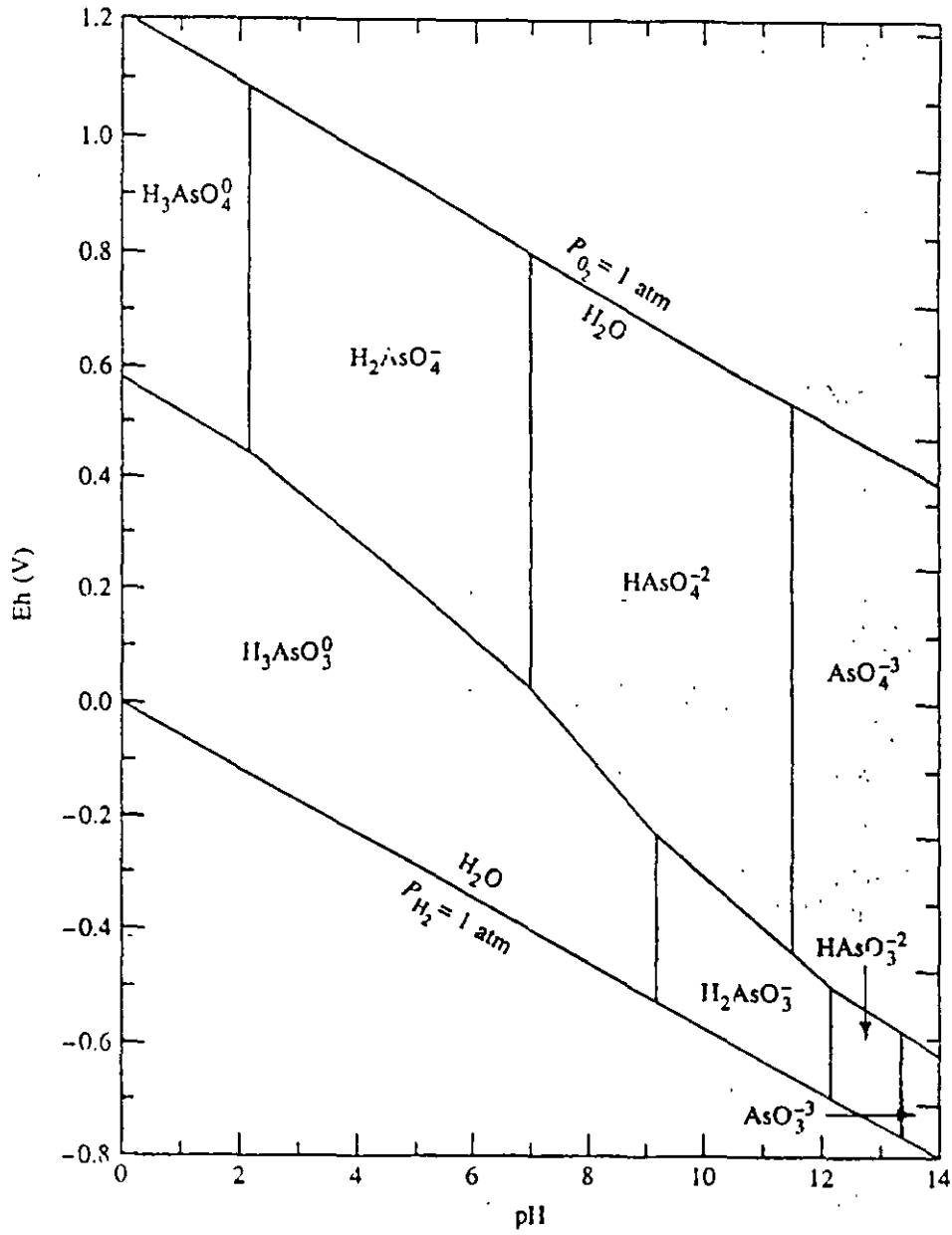
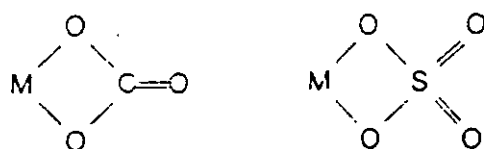


FIGURE 6.9 Eh-pH diagram for arsenic species under standard conditions. Source: A. H. Welch, M. S. Lico, and J. L. Hughes, *Ground Water* 26, no.3 (1988): 333-47. Used with permission. Copyright © 1988 by Water Well Journal Publishing Co.

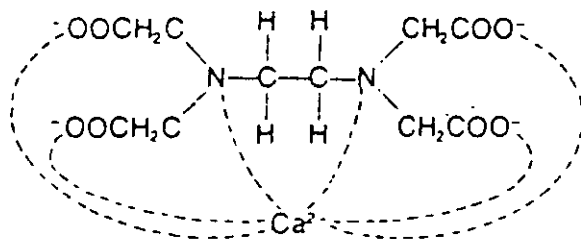
Nomenclatura y definición de términos

con carbonilo (CO), $\text{Ni}(\text{CO})_4^{2+}$; con la 1, 10-fenantrolina en el complejo $\text{Ni}(\text{fenantrolina})_3^{2+}$ el número de coordinación es 6. El hierro (III) tiene los números de coordinación 6 para el agua, $\text{Fe}(\text{H}_2\text{O})_6^{3+}$ y el cianuro, $\text{Fe}(\text{CN})_6^{3-}$, pero 4 para el cloruro, FeCl_4^- .

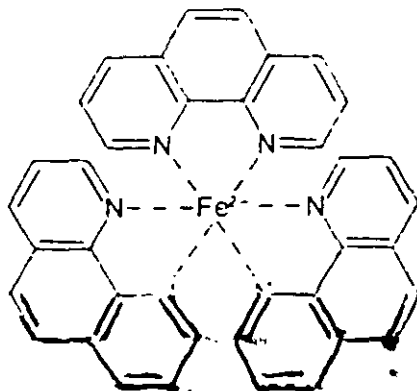
Los ligandos que se enlazan a un ion metálico central en un solo punto, como son H_2O , OH^- , Cl^- y CN^- , se llaman ligandos *monodentados*. Los ligandos que se fijan en dos o más sitios son ligandos *multidentados* o *agentes quelatantes*. El complejo formado por un agente quelatante y un ion metálico central se conoce como *quelato*. Por ejemplo, el cloruro forma un complejo monodentado con el ion mercúrico, mientras que el carbonato y el sulfato ocasionalmente pueden ser bidentados, fijándose al ion metálico central en dos sitios:



El agente quelatante EDTA^{4-} se puede fijar en seis sitios, ya que cada uno de los grupos acetato y los dos átomos de nitrógeno tienen pares de electrones libres necesarios para la formación de enlaces coordinados. Por ejemplo, el complejo del EDTA que se produce con el Ca^{2+} durante la determinación volumétrica de la dureza del agua es



Cada molécula del agente quelatante 1,10-fenantrolina, que se utiliza como indicador para el hierro en la terminación volumétrica de la prueba DQO, puede satisfacer dos sitios de coordinación con los pares de electrones en los dos átomos de nitrógeno en cada molécula. Con el Fe^{2+} se forma un complejo de color rojo con tres moléculas de 1,10-fenantrolina, satisfaciendo el número de coordinación de 6 para el ion Fe^{2+} .



6-3 The Stability of Hydrolysis Species

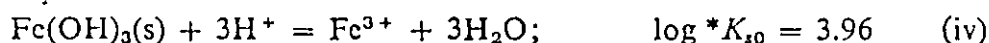
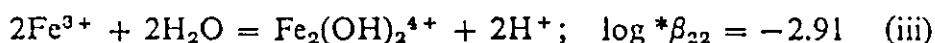
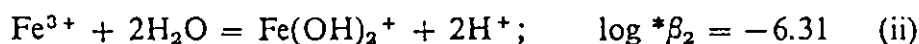
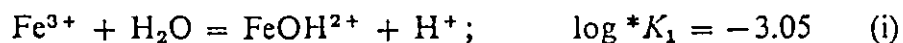
Quantitative application of known hydrolysis equilibria is illustrated in the next two examples.

Example 6-1 The Hydrolysis of Iron(III). The addition of $\text{Fe}(\text{ClO}_4)_3$ to H_2O may lead to the following soluble species: Fe^{3+} , $\text{Fe}(\text{OH})^{2+}$, $\text{Fe}(\text{OH})_2^{1+}$, $\text{Fe}(\text{OH})_4^-$ and $\text{Fe}_2(\text{OH})_2^{4+}$.

Compute the equilibrium composition of:

1. A homogeneous solution to which $10^{-4} M$ ($10^{-2} M$) of iron(III) has been added and the pH adjusted within the range 1–4.5 with acid or base;
2. An iron(III) solution in equilibrium with amorphous ferric hydroxide.

The following equilibrium constants are available $I = 3(\text{NaClO}_4)$ (25°C).



1. In the *homogeneous system*, the concentration condition [(vi) or (vii)] must be fulfilled.

$$\text{Fe}_T = [\text{Fe}^{3+}] + [\text{FeOH}^{2+}] + [\text{Fe}(\text{OH})_2^+] + 2[\text{Fe}_2(\text{OH})_2^{4+}] \quad (\text{vi})$$

$$\text{Fe}_T = [\text{Fe}^{3+}] \left(1 + \frac{{}^*K_1}{[\text{H}^+]} + \frac{{}^*\beta_2}{[\text{H}^+]^2} + \frac{2[\text{Fe}^{3+}]{}^*\beta_{22}}{[\text{H}^+]^2} \right) \quad (\text{vii})$$

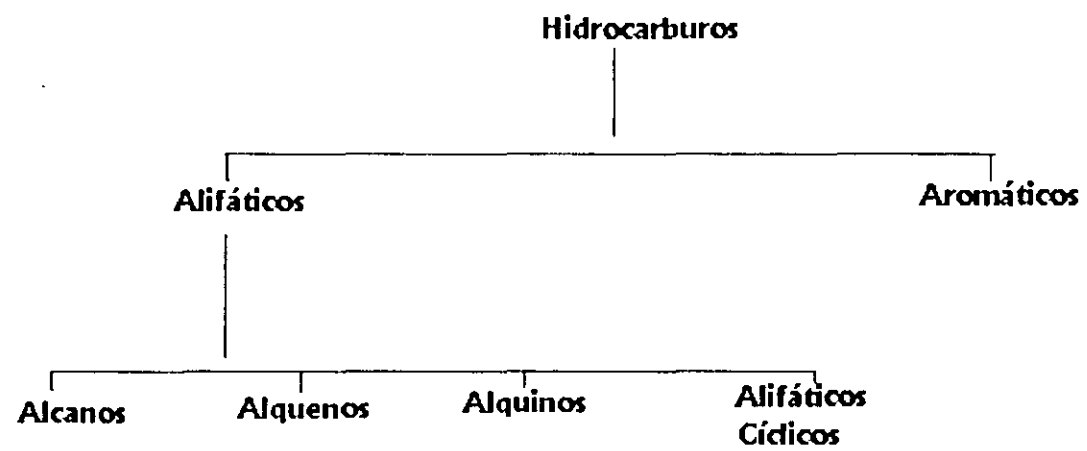
As with other polyprotic acids we may define successive distribution coefficients: $\alpha_0 = [\text{Fe}^{3+}]/\text{Fe}_T$, $\alpha_1 = [\text{FeOH}^{2+}]/\text{Fe}_T$, $\alpha_2 = [\text{Fe}(\text{OH})_2^+]/\text{Fe}_T$ and $\alpha_{22} = 2[\text{Fe}_2(\text{OH})_2^{4+}]/\text{Fe}_T$. [α_{22} gives the fraction of iron(III) present in the form of the dimer.]

Inspecting (vii) we note that the last term, proportional to the polymer concentration, is an implicit function of the concentration of iron(III). α_0 may be defined with the help of (i)–(iii) and (vii):

$$\alpha_0 = \left(1 + \frac{{}^*K_1}{[\text{H}^+]} + \frac{{}^*\beta_2}{[\text{H}^+]^2} + \frac{2\text{Fe}_T\alpha_0{}^*\beta_{22}}{[\text{H}^+]^2} \right)^{-1} \quad (\text{viii})$$

or

$$\frac{\alpha_0{}^2 2\text{Fe}_T{}^*\beta_{22}}{[\text{H}^+]^2} + \alpha_0 \left(1 + \frac{{}^*K_1}{[\text{H}^+]} + \frac{{}^*\beta_2}{[\text{H}^+]^2} \right) - 1 = 0 \quad (\text{ix})$$



CONSTITUYENTES DEL PETROLEO

Fracción	T de destilación oC	Número de Carbonos
Gas	Debajo de 20°	C1-C4
Eter de petroleo	20-60°	C5-C6
Nafta ligero	60-100°	C6-C7
Gasolina natural	40-205°	C5-C10
Queroseno	175-325°	C12-C18 y aromáticos
Aceites	Arriba de 275°	C12 y mayores
Asfalto	Sólidos no volátiles	Estructuras policíclicas

TABLA 15.1:

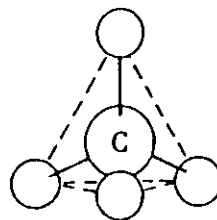
ESTRUCTURA DE LOS ALCANOS

Compuesto

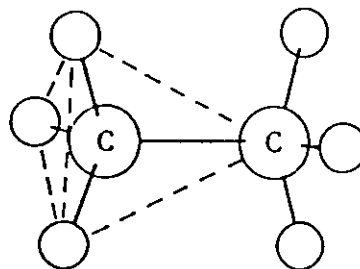
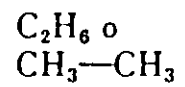
Fórmula

Estructura

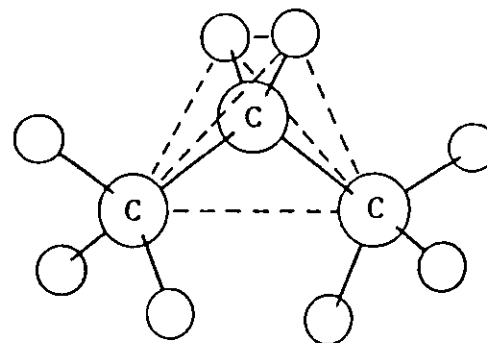
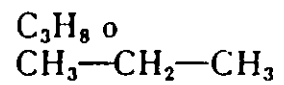
Metano



Etano



Propano



En estas reacciones de adición sólo hay un producto, un aceite incoloro. Cuando se trata la misma solución de bromo con un alcano, ocurre una reacción por sustitución muy lenta, de manera que el color rojo del bromo persiste. En luz brillante ciertos alcanos, como el isobutano, pueden reaccionar rápidamente con el Br_2 . La evolución concomitante del HBr gaseoso que es poco soluble en tetracloruro de carbono, prueba que el bromo reacciona con el alcano. Por ejemplo,

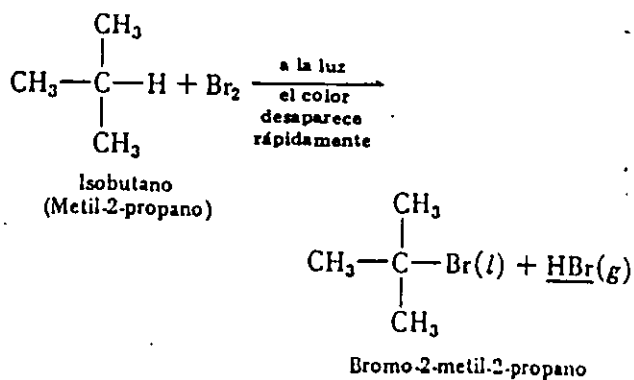


FIGURA 15.17

Conformaciones del *n*-butano y el *n*-pentano.

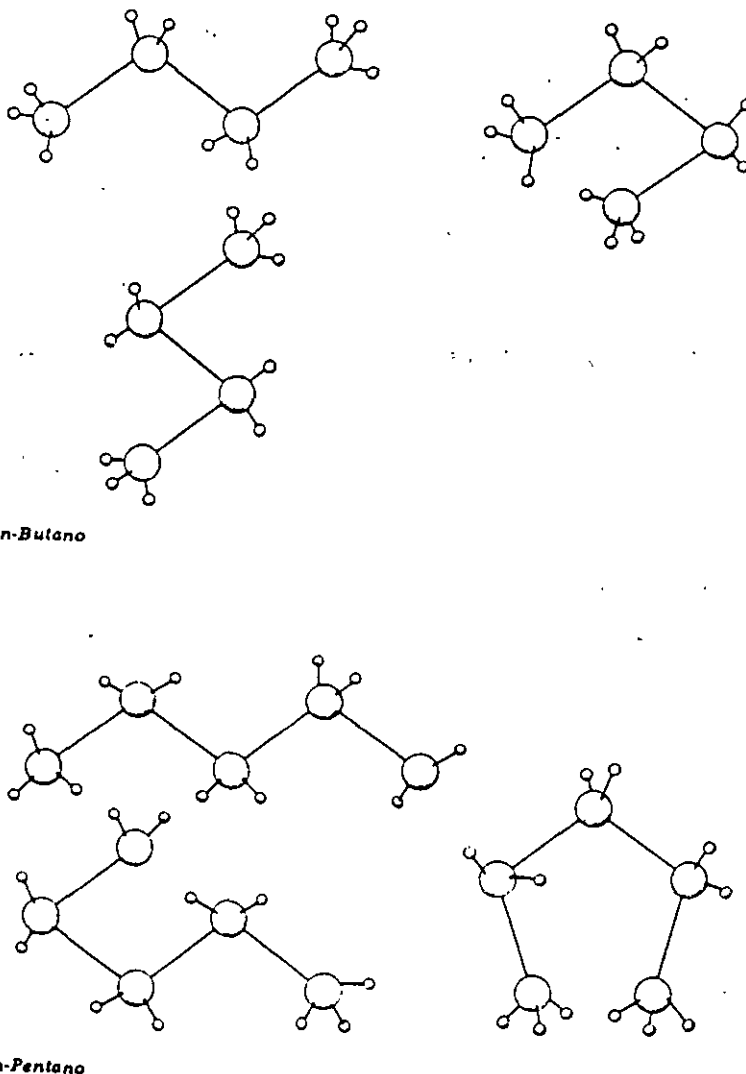


Tabla 3.1 Principales alcanos

Principales alcanos			
Compuesto	Punto de fusión °C	Punto de ebullición °C	Densidad relativa a 20°C
Metano	-183	-162	-
Etano	-172	-88.5	-
Propano	-187	-42	-
n-Butano	-138	0	-
n-Pentano	-130	36	0.626
n-Hexano	-95	69	0.659
n-Heptano	-90.5	98	0.684
n-Octano	-57	126	0.703
n-Nonano	-54	151	0.718
n-Decano	-30	174	0.730

Tabla 4.1 Principales alquenos

Principales alquenos			
Compuesto	Punto de fusión °C	Punto de ebullición °C	Densidad relativa a 20°C
Etileno	-169	-102	-
Propileno	-185	-48	-
Buteno	-	-6.5	-
Penteno	-	30	0.643
Hexeno	-138	63.5	0.675
Hepteno	-119	93	0.698
Octeno	-104	122.5	0.716
Noneno	-	146	0.731
Deceno	-87	171	0.743

Tabla 5.1 Principales alquinos

Principales alquinos			
Compuesto	Punto de fusión °C	Punto de ebullición °C	Densidad relativa a 20°C
Acetileno	-82	-75	-
Propino	-101.5	-23	-
Butino	-122	9	-

FIGURA 15.35

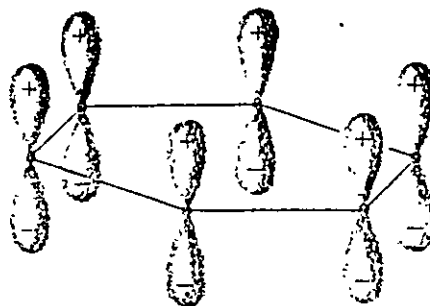
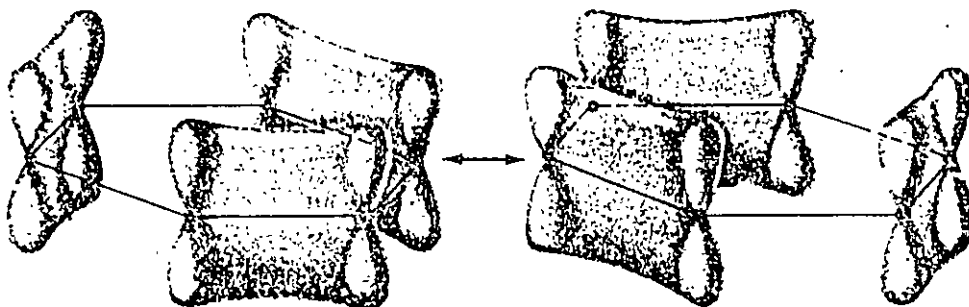
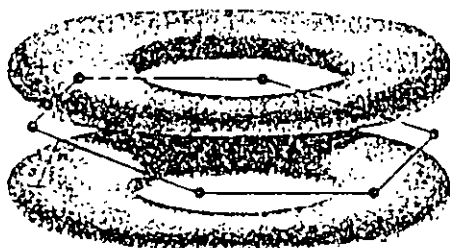
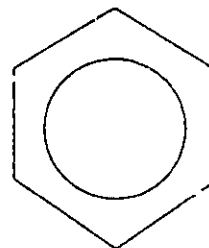
Enlaces π del benceno.(a) *Los seis orbitales atómicos $2p_z$* (b) *Estructuras del benceno según la teoría de enlace de valencia. En cada representación hay tres enlaces π .*(c) *El orbital molecular π de menor energía que enlaza a todos los átomos de carbono.*(d) *Símbolo del benceno que presenta deslocalización de los electrones de valencia.*

TABLA 15.4: ALGUNOS DERIVADOS DEL BENCENO

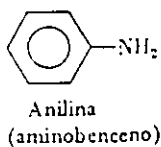
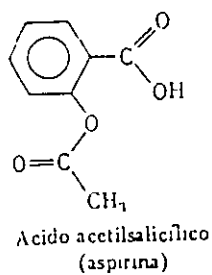
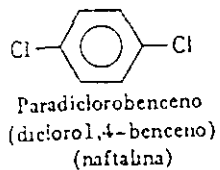
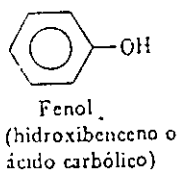
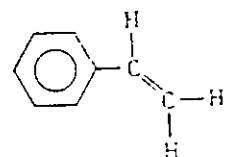
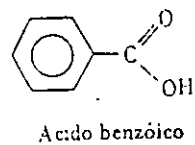
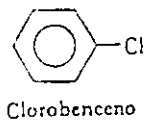
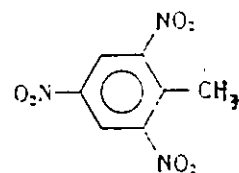
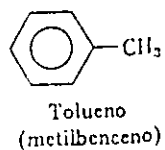
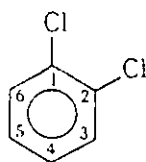
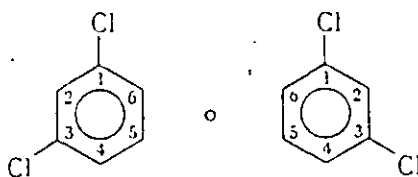


FIGURA 15.36

Los diclorobencenos.



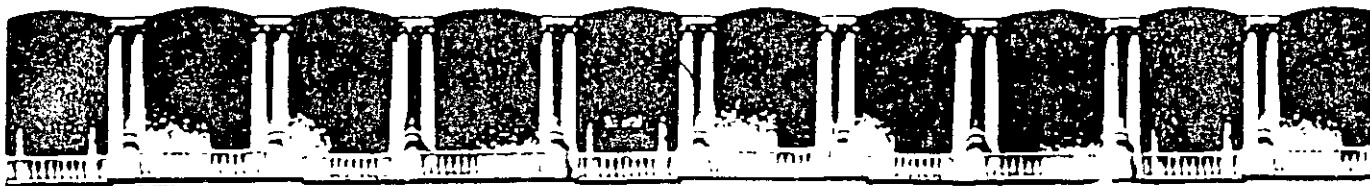
(a) Ortodiclorobenceno.
Dicloro 1,2-benceno



(b) Metadiclorobenceno.
Dicloro 1,3-benceno



(c) Paradiclorobenceno.
Dicloro 1,4-benceno



**FACULTAD DE INGENIERIA U.N.A.M.
DIVISION DE EDUCACION CONTINUA**

"Tres décadas de orgullosa excelencia" 1971 - 2001

CURSOS ABIERTOS

XIII CURSO INTERNACIONAL EN CONTAMINACIÓN DE ACUIFEROS

MODULO I: RESTAURACION DE SUELOS Y ACUÍFEROS CON CONTAMINANTES INORGANICOS

TEMA

CONTAMINACIÓN DEL AGUA POR PLAGUICIDAS

**EXPOSITOR: M. EN C. ROCIO ALATORRE
PALACIO DE MINERIA
SEPTIEMBRE DEL 2001**

Contaminación del agua por plaguicidas

12 de septiembre de 2001

M. EN C. ROCIO ALATORRE.

¿Qué son los plaguicidas?

- Sustancias o mezclas de sustancias que se destinan a controlar cualquier plaga, incluidos los vectores que transmiten enfermedades humanas y de animales



¿Por que pueden contaminar el medio ambiente ?

- Persistencia
- Movilidad
- Degradación
- Disipación

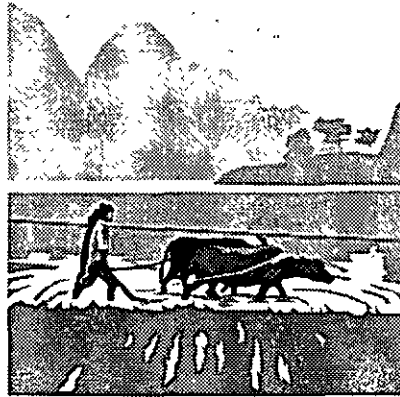
Persistencia

- Capacidad de cualquier plaguicida para conservar sus características químicas en el medio en el cual es transportado o distribuido, durante un periodo de tiempo despues de su emisión



Movilidad

- La movilidad de un plaguicida está dada por sus propiedades fisicoquímicas de absorción o desorción a las moléculas del suelo, y por ende a quedar atrapado o libre para que por escorrentía se filtre a cuerpos de agua y ocurrir contaminación



Degradación

- Es la propiedad que tienen los plaguicidas de descomponerse, a una determinada velocidad, en compuestos mas simples



Disipación

- La disipación se refiere a los peligros ambientales potenciales para que los plaguicidas se movilicen hacia los recursos de agua superficial o subterránea



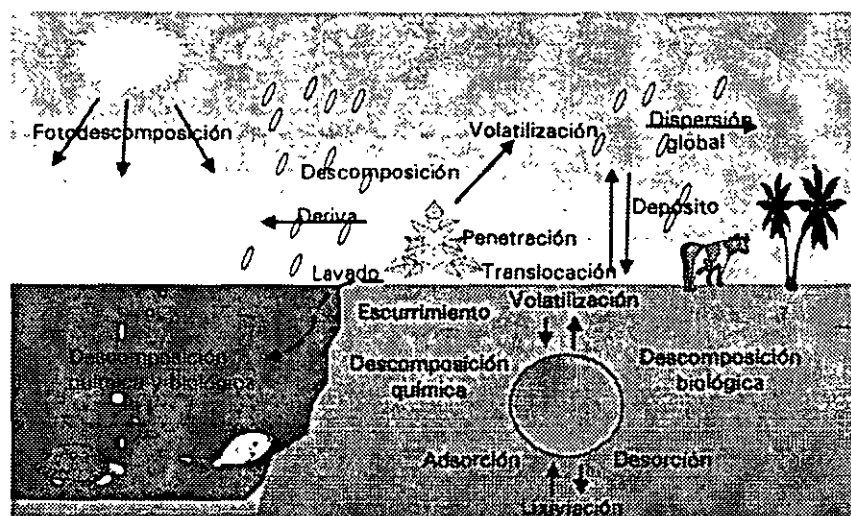
Contaminación en Agua

- El uso irracional de plaguicidas puede provocar contaminación directa en el agua, a través de la escorrentía ocasionada por lluvia, o de la propia infiltración de estas sustancias en los canales de riego

La contaminación del agua depende, entre otros factores, de:

- Tipo de plaguicida
- Consumo
- Topografía
- Características del suelo
- Tipo de cultivo
- Manejo de envases y residuos

Destino y transporte de las sustancias en el ambiente



Propiedades que hacen riesgosos a los plaguicidas

- Solubilidad en agua
- Presión de vapor
- Constante de la Ley de Henry
- Coeficiente de Partición carbono orgánico (Koc)
- Coeficiente de partición octanol/agua (Kow)
- Persistencia

Solubilidad de plaguicidas en agua

- Se refiere a la máxima concentración de plaguicida que se disuelve en una cantidad definida de agua pura y por lo general tiene un rango de 1 a 100,000 mg /L

Propiedades de los plaguicidas

Solubilidad:

- Se refiere a la máxima concentración de una sustancia química que se disuelve en una cantidad definida de agua pura, las condiciones ambientales pueden influir en la solubilidad
- Los plaguicidas muy solubles son menos volátiles, es mas fácil su degradación, pero son fácilmente transportados por el riego o lluvia y pueden contaminar agua subterránea

Propiedades de los plaguicidas

- Presión de vapor: Es la velocidad con que se evapora un plaguicida desde el suelo o un cuerpo de agua
- Coeficiente de partición Carbono orgánico (Koc): Es una medida para conocer que tan fuertemente se retiene un plaguicida al suelo y puede contaminarlo
- Coeficiente de partición octanol/agua (Kow): Predice la capacidad que tiene un plaguicida de acumularse en grasa animal.

Solubilidad de plaguicidas en agua

- Los plaguicidas muy solubles en agua se adsorben poco a las partículas del suelo y por lo tanto son rápidamente transportados desde el suelo contaminado hasta los cuerpos de agua superficial y subterránea

PLAGUICIDAS	SUELO
Baja solubilidad	Alta afinidad (se acumula en suelo)
Alta Solubilidad	Baja afinidad (no se acumula en suelo)

Coeficiente de partición de Carbono orgánico (Koc)

Koc	Plaguicida
Alto	<ul style="list-style-type: none"> • Se fija con firmeza a materia orgánica • Se mueve poco en aguas superficiales
Bajo	<ul style="list-style-type: none"> • No se fija en materia orgánica • Se mueve en cuerpos de agua

Factores químicos-específicos que afectan los mecanismos de transporte de los plaguicidas

MEDIO	MECANISMO DE TRANSPORTE	FACTORES QUE AFECTAN EL TRANSPORTE
Agua subterránea	Movimiento del agua subterránea (vía conexión hidrolítica entre acuíferos o con agua superficial y materiales hechos por el hombre)	<input type="checkbox"/> Densidad <input type="checkbox"/> Solubilidad en agua <input type="checkbox"/> Koc
	Volatilidad	<input type="checkbox"/> Solubilidad en agua <input type="checkbox"/> Presión de vapor <input type="checkbox"/> Constante de la Ley de Henry
	Adsorción a partículas de suelo o precipitación por salirse de solución	<input type="checkbox"/> Solubilidad en agua <input type="checkbox"/> Kow <input type="checkbox"/> Koc
	Captación Biológica	<input type="checkbox"/> Kow

Factores químicos-específicos que afectan los mecanismos de transporte de los plaguicidas

MEDIO	MECANISMO DE TRANSPORTE	FACTORES QUE AFECTAN EL TRANSPORTE
Suelo (superficial y subsuelo) Sedimento, Lodos	Escurremiento (erosion de suelos)	<input type="checkbox"/> Solubilidad en agua <input type="checkbox"/> Koc
	Filtración (lixiviación)	<input type="checkbox"/> Solubilidad en agua <input type="checkbox"/> Koc
	Volatilidad	<input type="checkbox"/> Presión de vapor <input type="checkbox"/> Constante de la Ley de Henry
	Captación Biológica	<input type="checkbox"/> Factor de bioconcentración

Factores químicos-específicos que afectan los mecanismos de transporte de los plaguicidas

MEDIO	MECANISMO DE TRANSPORTE	FACTORES QUE AFECTAN EL TRANSPORTE
Agua superficial	Flujo por vía terrestre (vía desagüe natural o canales hechos por el hombre)	<ul style="list-style-type: none"> ○ Solubilidad en agua ○ K_{oc}
	Volatilidad	<ul style="list-style-type: none"> ○ Solubilidad en agua ○ Presión de vapor ○ Constante de la Ley de Henry
	Conexión hidrológica entre agua superficial y agua subterránea	<ul style="list-style-type: none"> ○ Densidad
	Adsorción a partículas en suelo	<ul style="list-style-type: none"> ○ Solubilidad en agua ○ K_{ow}, K_{oc}
	Sedimentación	<ul style="list-style-type: none"> ○ Densidad ○ Solubilidad en agua
	Captación biológica	<ul style="list-style-type: none"> ○ K_{ow} ○ Factor de bioconcentración

Factores químicos-específicos que afectan los mecanismos de transporte de los plaguicidas

MEDIO	MECANISMO DE TRANSPORTE	FACTORES QUE AFECTAN EL TRANSPORTE
Aire	Aerolización	<ul style="list-style-type: none"> ○ Solubilidad en agua
	Deposición atmosférica	<ul style="list-style-type: none"> ○ Tamaño de partícula
	Volatilidad	<ul style="list-style-type: none"> ○ Constante de la Ley de Henry
Biota	Bioacumulación	<ul style="list-style-type: none"> ○ K_{ow}

Implicaciones de las propiedades físico-químicas de los plaguicidas

Propiedades	Ejemplos de Implicaciones
Solubilidad en agua > 500 mg/l	Peligro de movilización en suelos, contaminación de acuíferos y acumulación en ecosistemas acuáticos.
Presión de vapor > 10 ⁻³ mm de mercurio	Peligro de volatilización y difusión atmosférica.
Persistencia mayor a seis meses reteniendo sus características físicas, químicas y toxicológicas	Peligro de acumulación en los diferentes medios ambientales y de bioacumulación.
Coefficiente de reparto octanol/agua (Log K _{ow}) > 1	Peligro de absorción a través de membranas celulares y acumulación en tejido adiposo.

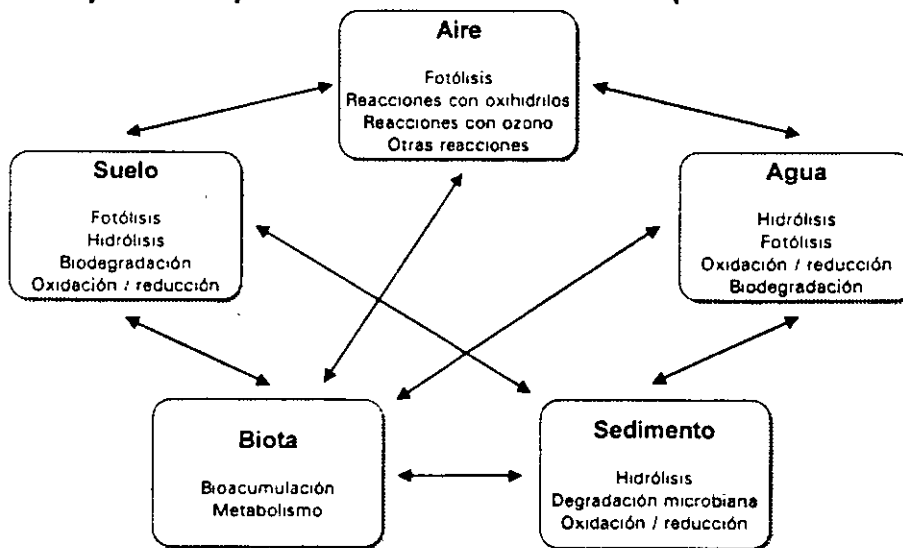
Persistencia

Característica	Tiempo
Ligeramente persistentes	Menos de cuatro semanas
Poco persistentes	De cuatro a veintiséis semanas
Moderadamente persistentes	De veintiséis a cincuenta y dos semanas
Altamente persistentes	Más de un año y menos de veinte
Permanentes	Más de veinte años

Ejemplos de la persistencia y bioacumulación de plaguicidas

Plaguicidas	Persistencia suelos [semanas]	Factor de bioconcentración
Organoclorados		
DDT	546	70 000 (ostra)
Hexaclorobenceno (HCB)	208	60 (ostra)
g-Hexaciclohexano (g-HCH)	728	60 (ostra)
Organofosforados		
Malatión	2	0 (camarón)
Paratión	8	9 (n.e.)
Carbamatos		
Carbaryl	2	0 (ostra)
Carbofuran	8-16	0
Varios		
Diclorvos	8	0 (ostras)
Captan	1-12	0
Cloruro de etilmercurio	permanente	3 000 (pez)

Mecanismos que influyen en el destino y transporte de sustancias químicas



Contaminación del agua

- El uso excesivo de los plaguicidas puede provocar contaminación directa en el agua, a través de las precipitaciones o riego después de una aplicación de producto, ya que este es lavado.
- Debe considerarse otras variables como topografía, características del suelo, naturaleza química del producto, tipo de cultivo, clima, manejo de envases y residuos que pueden facilitar la contaminación del agua.

Destino y transporte de los plaguicidas





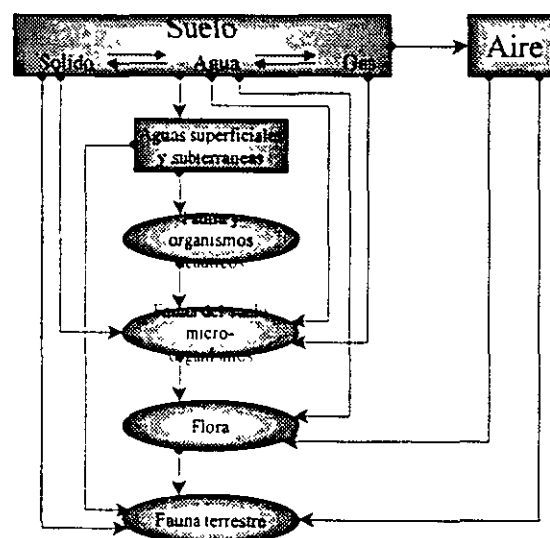
Contaminación del suelo por plaguicida

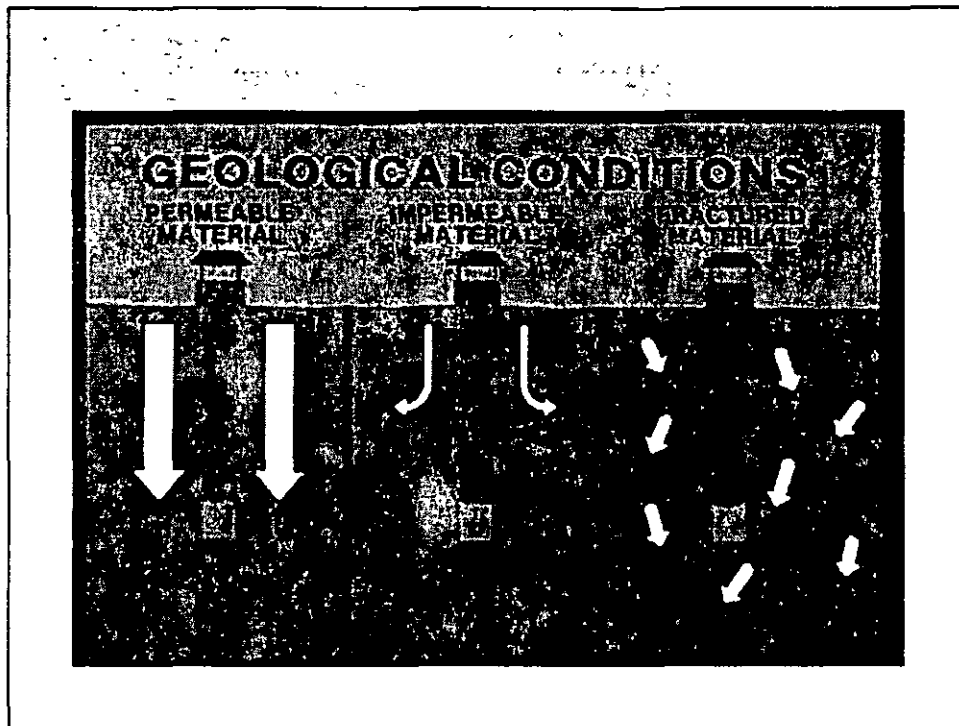
- Los plaguicidas en suelo pueden persistir durante muchos años, dependiendo de su naturaleza química. El uso indiscriminado genera desequilibrios, desaparece fauna benéfica y facilita la aparición de especies que dañan los cultivos a demás de hacerlas mas resistentes a los productos empleados.

Movimiento del plaguicida en suelo

- El plaguicida puede transportarse en el suelo por disolución o arrastre mecánico, que se produce bajo la influencia del agua.
- El grado de lixiviación esta influenciado por las características físico químicas del suelo, solubilidad del producto, frecuencia e intensidad de la lluvia.

Rutas de exposición de la flora y la fauna a los contaminantes del suelo





Contaminación del aire por plaguicida

- Una aplicación inadecuada de plaguicida vía aérea contamina la atmósfera y estudios realizados muestran que sólo el 35% del total de producto aplicado se deposita en el área blanco y el resto se deposita en suelo, agua y zonas urbanas colindantes o en organismos no blanco, mientras que el resto puede llegar a ecosistemas distantes.

Fuente: Rodriguez G. Impacto ambiental del Uso de pesticidas

Recomendaciones para prevenir la contaminación por plaguicida

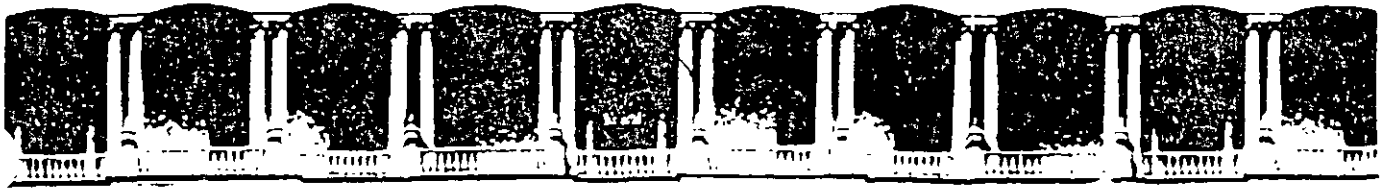
- Comprar solo plaguicida autorizado por la CICOPLAFEST para su uso en México.
- No comprar plaguicida a granel, caduco o sin etiqueta.
- Atender las indicaciones técnicas de calibración de equipo, mezclas autorizadas de plaguicida y cantidad aplicada por hectárea.
- Fomentar el control biológico de plagas.

Recomendaciones para prevenir la contaminación por plaguicida

- Practicar el triple lavado de envases vacíos de plaguicidas.
- No quemar a cielo abierto y arrojar a cuerpos de agua los envases vacíos.
- Usar el equipo de protección al aplicar producto.
- No aplicar plaguicida cerca de cuerpos de agua y zonas urbanas.

Importante

- Todas las sustancias químicas entre ellas los plaguicidas son peligrosas si se manejan inadecuadamente.
- Es importante mencionar que los plaguicidas cuentan con propiedades físico-químicas que los hacen riesgosos.



**FACULTAD DE INGENIERIA U.N.A.M.
DIVISION DE EDUCACION CONTINUA**

"Tres décadas de orgullosa excelencia" 1971 - 2001

CURSOS ABIERTOS

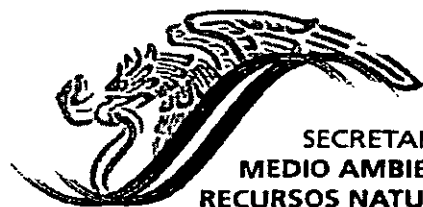
XIII CURSO INTERNACIONAL EN CONTAMINACIÓN DE ACUIFEROS

MODULO I: RESTAURACION DE SUELOS Y ACUÍFEROS CON CONTAMINANTES INORGANICOS

TEMA

SUELOS CONTAMINADOS Y EVALUACIÓN DE RIESGOS

**EXPOSITOR: M. EN C. JOSE ANTONIO MEDINA ROSS
PALACIO DE MINERIA
SEPTIEMBRE DEL 2001**



SECRETARÍA DE
MEDIO AMBIENTE Y
RECURSOS NATURALES

SEMARNAT

Suelos Contaminados y Evaluación de Riesgos

DGMIC

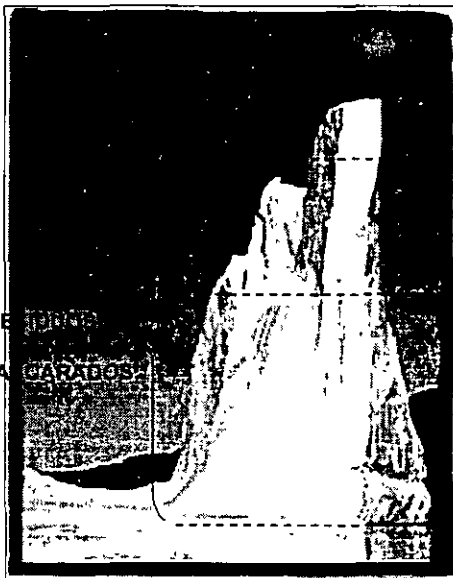
En la naturaleza existen procesos naturales en los cuales la materia y energía son empleadas de una manera eficiente, ya que los desechos generados en cualquier parte de este proceso forman parte de un ciclo.



Por el contrario, los procesos generados por el hombre, para producir bienes y servicios, son ineficientes en el consumo de materia y energía, además de ser procesos lineales, por lo cual producen residuos que dañan al ambiente .



Universo de los Residuos



Productos de consumo y sus envases y embalajes desechados

Desperdicio de materias primas en procesos productivos

Procesos de extracción de materias primas

Contaminación del Suelo

- Industria petrolera
- Industria química
- Minería
- Actividades agrícolas
- Manejo y disposición final de los residuos sólidos municipales
- Manejo de materiales y residuos peligrosos (transporte, almacenamiento, tratamiento, reciclaje y disposición final)
- Distribución de combustibles en estaciones de servicio

Contaminación del Suelo

Contaminante:
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.



Funciones del Suelo

REGULAN LA CALIDAD DEL AGUA Y AIRE, FILTRANDO, AD/AB-SORBIENDO PRECIPITANDO Y TRANSFORMANDO SUSTANCIAS

MATERIA PRIMA

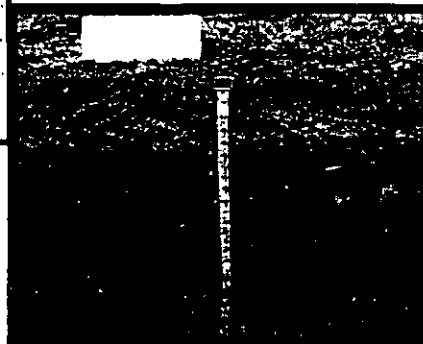
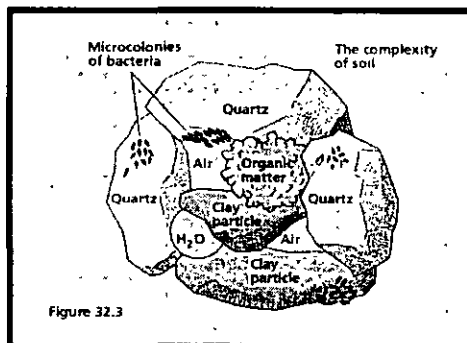
HABITAT Y SOPORTE DE UN GRAN NÚMERO DE ORGANISMOS (RESERVA GENÉTICA)

REGULADOR DEL CICLO HIDROLÓGICO Y CICLOS GEOQUÍMICOS

ESPACIO PARA ACTIVIDADES INDUSTRIALES, AGROPECUARIAS, FORESTALES, COMERCIALES, RECREATIVAS Y DE CONSERVACIÓN

"FOTOGRAFÍA" DE LA HISTORIA GEOLÓGICA, CLIMÁTICA, BIOLÓGICA Y HUMANA

Complejidad del Suelo



Riesgo

Daño potencial al ambiente la salud pública o los elementos naturales por la exposición única, intermitente o continua a un material o residuo peligroso o como consecuencia de un accidente mayor que los involucre.

Riesgo

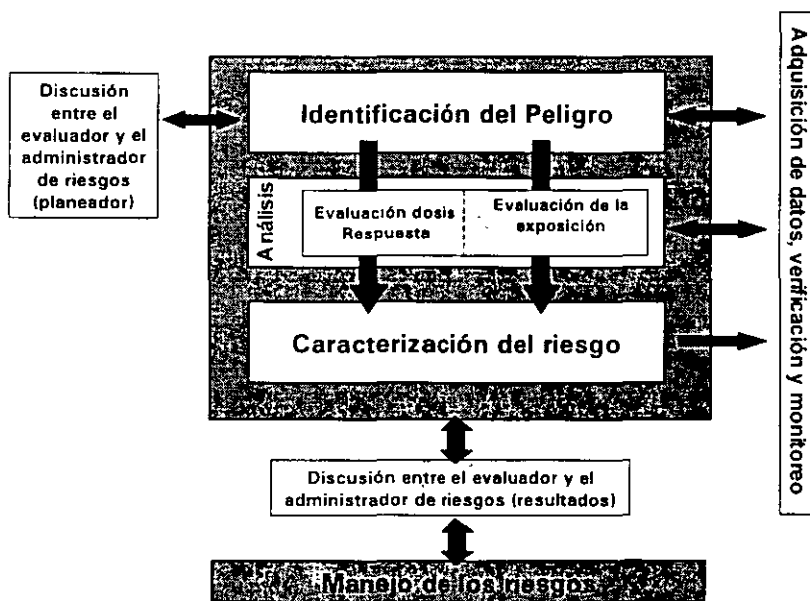
$$R = f (P, V, B)$$



Evaluación de Riesgos

Instrumento mediante el cual se determina, con bases metodológicas, la probabilidad de daño al ambiente, la salud pública o a los elementos naturales, como consecuencia de la exposición única, intermitente o continua a las sustancias tóxicas contenidas en los materiales o residuos que contaminan suelos y/o sitios.

Marco para la Evaluación de Riesgos



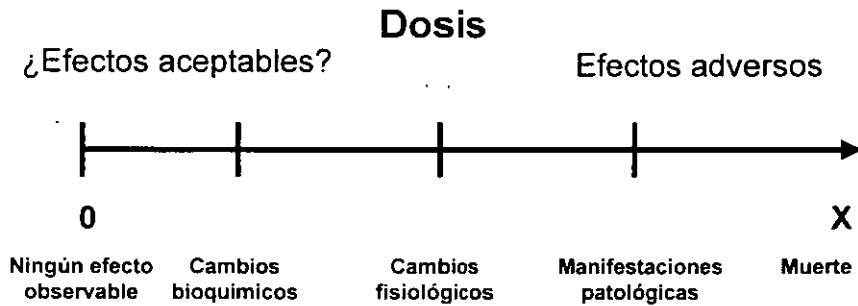
Identificación del Peligro

- **Ubicación de la fuente de contaminación.**
- **Determinación de la concentración de los contaminantes potencialmente tóxicos en aguas superficiales y subterráneas, suelo, sedimentos y/o aire.**
- **Aplicación de modelos para establecer la extensión de la contaminación.**
- **Selección de los contaminantes a considerar para su evaluación de acuerdo con su alta concentración, movilidad, persistencia y toxicidad.**

Evaluación Dosis Respuesta

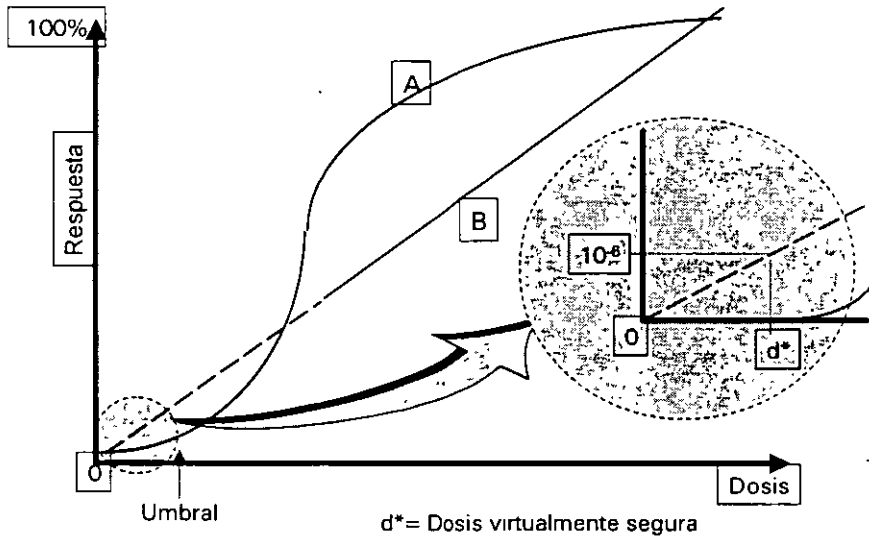
- **Reunir la información existente de la toxicidad de las sustancias seleccionadas en el paso anterior.**
- **Determinar si los compuestos químicos de interés son cancerígenos o no, y con base en ello obtener los valores correspondientes de dosis de referencia y factores de pendiente de cáncer.**

Gradiente de Exposición y Efectos de las Sustancias Tóxicas



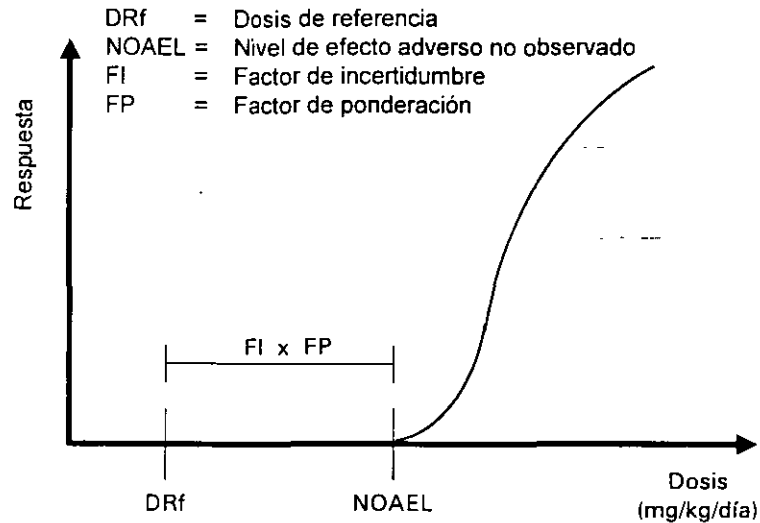
Relación Dosis-Respuesta

- (a) Agente No Cancerígeno
(b) Sustancias Cancerígenas



Fuente: Herbert E. Stokinger (1972) Concepts of thresholds in standard setting Arch. Environ. Health 25:155

Dosis de Referencia (DRf)

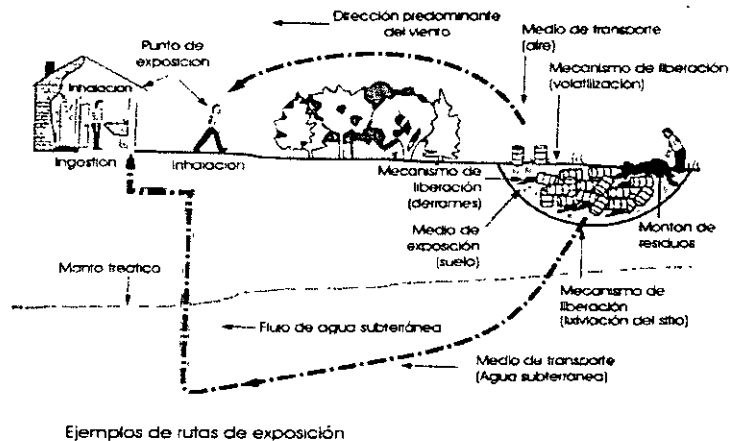


Evaluación de la Exposición

Se determinan las rutas y vías de exposición, así como las dosis estimadas que ingresan al organismo a través de estas rutas y vías.

- La ruta de exposición es el camino que sigue el contaminante desde la fuente de contaminación hasta el receptor.
- La vía de exposición es la forma o el mecanismo por el cual entra el contaminante al organismo (ingestión, inhalación o contacto dérmico).

Rutas y Vías de Exposición



Caracterización del Riesgo

Se integra la información reunida en los tres pasos anteriores para obtener un valor numérico de riesgo.

- En el caso de compuestos no cancerígenos se denomina cociente de peligrosidad (CP, o HQ por sus siglas en inglés).
- Para compuestos cancerígenos se obtiene un valor numérico de riesgo que indica la probabilidad de ocurrencia de cáncer.

Cálculo del Riesgo

- Para compuestos cancerígenos:
Riesgo = Dosis de exposición * FPC

- Para compuestos no cancerígenos
CP (HQ) = Dosis de exposición/DRf*

FPC = factor de pendiente de cáncer (mg/kg-día), potencia cancerígena del compuesto

HQ = cociente de peligrosidad, cuando HQ>1 el riesgo es inaceptable

*DRf se expresa en mg/kg-día

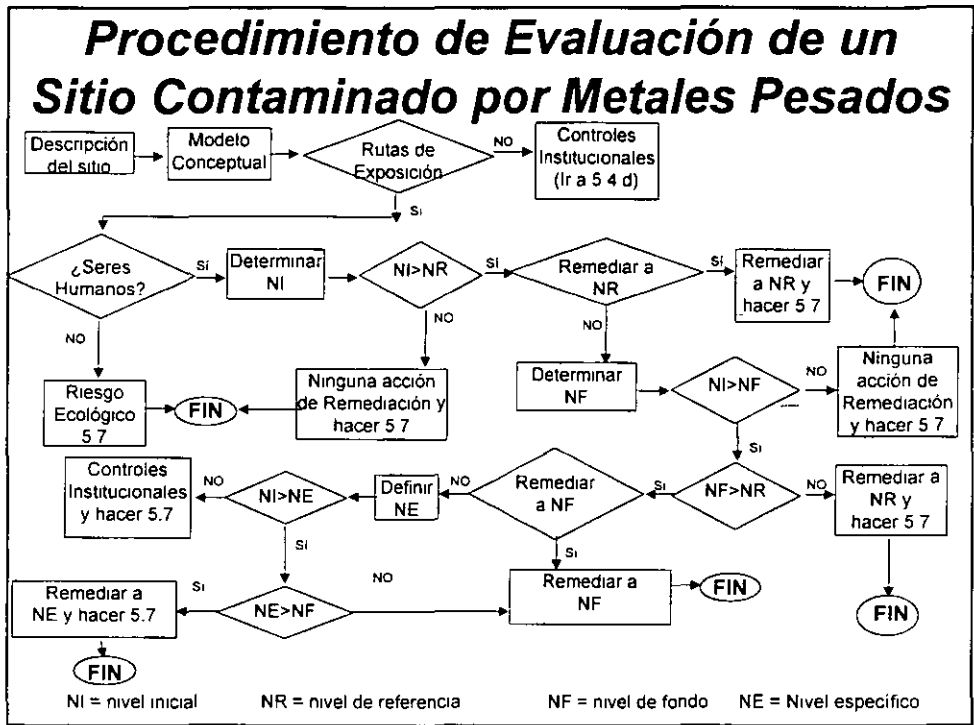
Ingestión, Inhalación y Contacto Dérmico con el Suelo

Compuestos cancerígenos

$$C = \frac{TR \times BW \times AT_c \times 365 \text{ días/año}}{EF \times ED \times \left[(SF_o \times 10^{-6} \times (IR_s \times RAF_o + SA \times M \times RAF_d)) + (SF_i \times IR_{air} \times (VF + VFP)) \right]}$$

Compuestos no cancerígenos

$$C = \frac{THQ \times BW \times AT_n \times 365 \text{ días/año}}{EF \times ED \times \left[\left(10^{-6} \times \frac{IR_s \times RAF_o + SA \times M \times RAF_d}{RfD_o} \right) + \left(\frac{IR_{air} \times (VF + VFP)}{RfD_i} \right) \right]}$$



Conclusiones

- La metodología de evaluación de riesgos en suelos contaminados representa una herramienta útil y con sustento científico para evaluar la problemática existente en un sitio en particular favoreciendo la toma de decisiones.
- No se ha considerado ésta en la LGEEPA.
- Deben generarse valores nacionales para una mejor aplicación de esta.
- No existe aún en el país la capacidad para instrumentar este tipo de metodologías.
- Puede someterse a muchos cuestionamientos ya que es un modelo y como todos, tiene sus limitantes.
- Se complica en la presencia de muchas sustancias tóxicas y/o rutas y vías de exposición.
- En caso de no existir un riesgo significativo, ¿Debe dejarse un suelo contaminado?

Informes

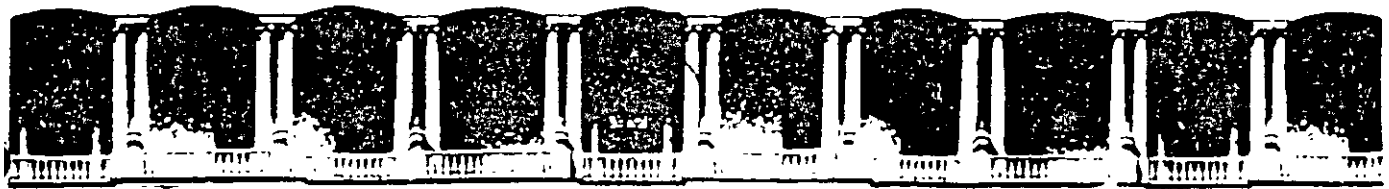
**Subsecretaría de Gestión para la Protección del Ambiente
Dirección General de Manejo Integral de Contaminantes
Dirección de Residuos Sólidos y
Restauración de Suelos Contaminados**

Av. Revolución No. 1425, Mezzanine Torre
Col. Tiacopac, Delegación Álvaro Obregón
México, D.F., C.P. 01040

Tels: 5-624-36-70/5-624-34-22
Fax: 5-624-36-86

M. en C. José Antonio Medina Ross
e-mail: jamedina@ine.gob.mx
<http://www.ine.gob.mx>
<http://www.remexmar.ine.gob.mx>

DGMIC



**FACULTAD DE INGENIERIA U.N.A.M.
DIVISION DE EDUCACION CONTINUA**

"Tres décadas de orgullosa excelencia" 1971 - 2001

CURSOS ABIERTOS

XIII CURSO INTERNACIONAL EN CONTAMINACIÓN DE ACUIFEROS

MODULO I: RESTAURACION DE SUELOS Y ACUÍFEROS CON CONTAMINANTES INORGANICOS

TEMA

EL MTBE COMO CONTAMINANTE DE ACUIFEROS

**EXPOSITOR: ING. JUAN MANUEL LESSER ILLADES
DRA. SUSANA SAVAL B.
LUIS ERNESTO LESSER
PALACIO DE MINERIA
SEPTIEMBRE DEL 2001**

EL MTBE COMO CONTAMINANTE DE ACUÍFEROS

Por: Ing. Juan Manuel Lesser*

Dra. Susana Saval B.**

Luis Ernesto Lesser***

RESUMEN

El MTBE es un aditivo que se le añade a las gasolinas oxigenadas para evitar la contaminación del aire, ya que disminuye la generación de monóxido de carbono y de ozono de las emisiones vehiculares. En los Estados Unidos, su uso comercial se inició en 1979, más tarde, en 1992 la USEPA emitió una norma obligando al uso de este oxigenante en las gasolinas, en substitución del tetraetilo de plomo, en aquellas regiones con problemas severos de contaminación del aire, lo que promovió el uso intensivo del MTBE. En México, se empezó a utilizar a partir de 1990, con la introducción de la gasolina Magna y posteriormente la gasolina Premium.

La solubilidad del MTBE en agua llega a ser de casi 30 veces mayor que la del benceno, que es el hidrocarburo típico de la gasolina, además tiene una gran movilidad lo que ocasiona que se incorpore rápidamente a los acuíferos. En la década de los 90's empezó a ser notable y alarmante la presencia de MTBE en el agua subterránea de consumo humano, particularmente en el Estado de California, preocupación que se extendió rápidamente hacia todas las regiones de los Estados Unidos.

La gravedad de los daños que produce a la salud humana aún no ha sido claramente precisada, ya que los resultados obtenidos en un gran número de investigaciones son muy contradictorios. Un aspecto importante es que el MTBE tiene la ventaja de impartirle al agua un olor y sabor desagradables que lo hacen fácilmente detectable aún en concentraciones muy bajas, esto provoca que el agua sea rechazada por el consumidor, situación que reduce notablemente el riesgo por ingestión.

En este artículo se explica el comportamiento del MTBE como contaminante de acuíferos, así como las técnicas de remediación aplicables, tomando como base sus características fisicoquímicas.

INTRODUCCIÓN

El MTBE (metil-ter-butil-éter) es un compuesto orgánico utilizado como aditivo oxigenante de las gasolinas, cuyo uso fue promovido en los últimos años con el objeto de aumentar su octanaje al reducir notablemente la generación de monóxido de carbono y de ozono, así como la presencia de partículas de plomo, provenientes de las emisiones vehiculares. A principios de la década de los 80's, se le consideró un compuesto revolucionario de alto beneficio en el control de la contaminación del aire, probado, aceptado y recomendado por la USEPA y por otras instancias del gobierno de los Estados Unidos (Clean Air Act Amendment, 1990).

En México el MTBE empezó a utilizarse alrededor de 1990, con la aparición de la gasolina Magna y posteriormente con la gasolina Premium, mismas que desplazaron a la gasolina Nova, cuyo uso se eliminó para evitar las emisiones de plomo a la atmósfera.

Sin embargo, cuando el MTBE se introdujo al mercado, se desconocían las consecuencias ambientales que se tendrían en el subsuelo. Su alta solubilidad y gran movilidad en el agua subterránea, han hecho evidentes los problemas de contaminación que actualmente se están encontrando en estaciones de servicio, tomas clandestinas alrededor de ductos, instalaciones de tanques de almacenamiento y patios de maniobras de combustibles, entre otros.

DATOS GENERALES Y PROPIEDADES DEL MTBE

Origen. El MTBE se produce industrialmente mediante procesos químicos de síntesis a partir del metanol e isobutileno, a diferencia de las gasolinas que son producidas por la refinación del petróleo. El MTBE se adiciona a las gasolinas hasta el momento en que éstas son formuladas para su distribución y posterior venta al público.

Características generales. La fórmula química condensada del MTBE es $\text{CH}_3\text{OC}(\text{CH}_3)_3$, su conformación molecular se presenta en la Fig.1. Es un líquido incoloro, con un olor similar al del aguarrás, tiene un punto de ebullición de 55.2°C y su densidad es de 0.743 g/cm^3 . Se le considera químicamente estable; es volátil, inflamable y explosivo.

Síntomas por la exposición. Al contacto con los ojos y con la piel produce irritación, la inhalación prolongada puede causar tos, insuficiencia respiratoria, vértigo e intoxicación.

Solubilidad en el agua. La solubilidad del MTBE puro en el agua se reporta entre 48.000 y 51.000 mg/l, dependiendo de la fuente de información. El MTBE es cerca de 30 veces más soluble en agua en comparación con el benceno y casi 100 veces más soluble que el tolueno (Tabla 1).

La alta solubilidad del MTBE está dada por la disposición del grupo éter en su molécula, que le confiere un “momento dipolo” debido al par de electrones que están asociados al átomo de oxígeno (Fig. 1). Esto hace que el MTBE se comporte como un compuesto ligeramente “iónico” a diferencia de los hidrocarburos contenidos en la gasolina, que por naturaleza son no-polares.

Si se toma como base que la gasolina contiene aproximadamente 10% de MTBE, se tiene que el MTBE que proveniente de un litro de gasolina se puede disolver en 1.5 litros de agua. Cuando se rebasa esta relación, el MTBE, permanece junto con los hidrocarburos formando una capa que flota sobre el nivel estático, debido a que su densidad es menor que la del agua.

Volatilidad. La constante de la Ley de Henry que se interpreta como un coeficiente de distribución aire/agua (K_{aw}), indica que el MTBE es 10 veces menos volátil que el benceno cuando ambos están disueltos en el agua (Tabla 1).

Difusión en el aire. La presión de vapor del MTBE es 26 veces más alta que la del benceno (Tabla 1). Esto significa que aunque el MTBE tenga preferencia por el agua, las pocas moléculas que se desprendan en forma de vapor ejercerán una mayor presión al pretender abandonar el agua, en comparación con la presión que pueden ejercer las moléculas de benceno. Una vez en el aire, el MTBE presenta un coeficiente de difusión similar al del benceno (Tabla 1). Lo anterior ocasiona lecturas de explosividad en la fase gaseosa de suelos contaminados únicamente con MTBE.

Adsorción en el suelo. El MTBE tiene una muy baja afinidad por el carbono orgánico ($\log K_{oc}$ entre 1.0 y 1.1, Tabla 1), por lo que prácticamente no se adsorbe en la materia orgánica del suelo, a diferencia del benceno que tiene una alta afinidad ($\log K_{oc} = 1.6 - 2.3$, Tabla 1). Además, el MTBE presenta un coeficiente de retardación muy bajo, de 1.38, cuando para el benceno es de 3.38. Esto indica que el MTBE se desplaza prácticamente junto con el agua, por lo que casi no se encuentra como contaminante en el suelo (Fig. 2).

Aproximadamente el 8% del MTBE presente en el acuífero puede ser adsorbido por el suelo, mientras que el benceno es absorbido hasta en un 40%.

Difusión en el agua. El MTBE tiene un coeficiente de difusión en agua casi 10 veces mayor al del benceno. Lo anterior contribuye al incremento en el tamaño de las manchas de contaminación en agua subterránea comparado con lo que ocurriría si se tratara de benceno (Fig. 2).

MOVIMIENTO DEL MTBE EN EL ACUÍFERO

El MTBE es fácilmente transportado en un acuífero mediante los mecanismos que rigen el movimiento de solutos en agua subterránea que son: advección y dispersión hidrodinámica. En este último se incluyen dispersión mecánica y difusión molecular.

En el transporte del agua subterránea los factores más importantes en sedimentos no consolidados son: la litología, la estratigrafía y el contenido de carbono orgánico. que a su vez dependen de la porosidad, la permeabilidad y del grado de compactación. La porosidad es la relación entre los espacios vacíos y el volumen total; la permeabilidad se refiere a la facilidad que presenta un medio al flujo del agua. En la porosidad y permeabilidad, influyen también la textura (tamaño de partículas) y su uniformidad, así como su grado de cementación.

La advección se refiere al movimiento del flujo subterráneo, el cual se establece de los puntos de mayor presión hidrostática hacia los de menor presión. La velocidad de circulación del agua subterránea está en función de la permeabilidad y del gradiente hidráulico, éste último determina la pendiente del nivel del agua.

La dispersión mecánica y la difusión molecular, también influyen en el destino de un contaminante en un acuífero. La dispersión mecánica esta influenciada por la tortuosidad de la trayectoria del agua. La difusión molecular se refiere al movimiento natural que se da de las zonas de mayor concentración hacia las de menor concentración.

El MTBE tiene un factor de retardación muy bajo, por ello circula prácticamente a la misma velocidad que el agua subterránea. Lo anterior aunado al hecho de que prácticamente no se adsorbe en el suelo, ocasiona un crecimiento rápido de las manchas de contaminación, cuya extensión es varias veces mayor a la que describen los hidrocarburos de las gasolinas, y muy en especial los BTEX, que son los compuestos a los cuales se les puede dar un seguimiento detallado.

En las Figuras 3a y 3b se ejemplifican las manchas de contaminación que se generan a partir de fuentes puntuales y fuentes continuas, respectivamente. Se observa que el MTBE avanza notablemente más rápido que los hidrocarburos, disminuye su concentración a medida que se va avanzando en la dirección del flujo subterráneo a los diferentes tiempos t_1 al t_2 y al t_3 , y al mismo tiempo va aumentando el tamaño del área contaminada. Lo anterior ilustra los fenómenos de advección y dispersión hidráulica, que finalmente ocasionan una dilución.

TÉCNICAS DE REMEDIACIÓN

En general, la remediación se refiere a la disminución de la concentración de un contaminante respecto al tiempo, como resultado de la aplicación de procesos físicos, químicos y biológicos. La estabilidad química y el comportamiento del MTBE en agua y suelo, hacen que en general, los métodos de remediación se califiquen como costosos, largos y poco eficientes.

A continuación se describen las características de algunos métodos de remediación que se han probado.

Extracción de vapores.- La aplicación de este método para casos específicos de contaminación con MTBE es muy limitada, podría ser efectivo únicamente en suelos granulares porosos y con baja humedad, es decir, en la zona vadosa. Lo anterior obedece a que en la zona vadosa el MTBE tiende a mantenerse en estado líquido, o bien, en forma volátil, ocupando el espacio poroso, ya que prácticamente no es adsorbido por el suelo.

Atenuación natural.- La atenuación natural es utilizada en los Estados Unidos en sitios contaminados con gasolinas. Incluye los diferentes mecanismos naturales que disminuyen la concentración del contaminante como la dilución por dispersión y biodegradación. La dilución y dispersión se dan muy fácilmente, sin embargo, el MTBE presenta resistencia a la biodegradación natural, por lo que su eficiencia en general se considera reducida. Se han reportado sitios con resultados favorables y desfavorables, dependiendo de si existen o no las condiciones adecuadas para ello.

Biorremediación.- Los procesos bioquímicos incluyen la participación de microorganismos degradadores (biodegradación), sin embargo, se sabe que en general el MTBE es difícilmente degradable, en contraste con el benceno y el tolueno que se biodegradan fácilmente.

A diferencia de los hidrocarburos, la biodegradación del MTBE no depende solamente de la disponibilidad de oxígeno como aceptor de electrones (bioventeo), o de la disponibilidad de sales minerales que favorecen la actividad microbiana (bioestimulación), sino de la especificidad metabólica de los microorganismos involucrados. Esto significa que las vías metabólicas para la degradación del MTBE por naturaleza son muy complejas y específicas, y las reacciones son muy lentas, a diferencia de aquellas involucradas en la biodegradación de los hidrocarburos. En este sentido, la adición de microorganismos aclimatados al MTBE (bioaumentación) sería la única alternativa de biorremediación prometedoras, siempre que se asegure una buena actividad degradadora, una proporción adecuada de microorganismos en el subsuelo y un suministro constante y seguro de oxígeno (Fig. 4). Sin embargo, falta por estudiar a nivel de campo varios aspectos que son importantes en virtud de que la gran mayoría de los sitios contaminados con MTBE, también lo están con gasolinas. Algunos de estos aspectos son: 1) La competencia por la sobrevivencia que se daría entre la población microbiana encargada de la biodegradación de MTBE y aquella específica para los hidrocarburos de la gasolina, y 2) la forma en la que se deben proporcionar condiciones óptimas para favorecer la biodegradación en ambos sentidos. Sobre esta base, actualmente se realiza un gran número de investigaciones, principalmente en las universidades de los Estados Unidos.

Barreras permeables de tratamiento pasivo.- Consiste en una barrera de productos adsorbentes, o compuestos oxidantes a través de los cuales el agua con MTBE circula lentamente y a su paso recibe el tratamiento. Su eficiencia varía de baja a media dependiendo de las características del sitio y de los componentes de la barrera (Fig. 5). Actualmente en los Estados Unidos se están realizando muchos trabajos que utilizan esta técnica.

Bombeo y tratamiento.- Esta técnica se basa en la extracción de agua del subsuelo, contaminada con MTBE, para su tratamiento en superficie a través de aereación o adsorción.

Aereación.- El comportamiento ligeramente "iónico" del MTBE en agua hace difícil su separación de ésta, mediante un simple proceso de aereación por lo tanto es una técnica poco eficiente.

Adsorción.- El carbón activado tiene bajo poder de adsorción del MTBE, además de que requiere de cambios continuos. Actualmente existen en el mercado materiales filtrantes, algunos son productos granulados con diferentes proporciones de carbón activado, zeolitas y arcillas, otros son materiales sintéticos, los cuales han mostrado mayor efectividad en la retención del MTBE en comparación con el carbón activado (Fig. 6).

LÍMITES PERMISIBLES DE MTBE

En 1997, la WSWC (Western States of Water Council) en California emitió como **recomendación** un límite de concentración máxima de MTBE entre 0.020 y 0.040 mg/l para agua potable, considerando que ésta es una concentración suficientemente baja como para prevenir los efectos nocivos a la salud, así como para reducir el desagradable olor y sabor (Drinking Water Advisory for MTBE, Consumer Acceptability Advice and Health Effects Analysis). Más tarde, en el año 2000, se fijó el límite máximo permisible en 0.013 mg/l el cual aparentemente debe cumplirse de manera obligatoria.

En los Estados Unidos, prácticamente cada estado tiene su propia normatividad para el MTBE, estos valores se presentan en la Tabla 2. De manera general, se observa un intervalo de concentración que va de 0.010 a 0.400 mg/l, sin embargo, se debe hacer notar que algunos estados cuentan con dos límites diferentes, uno estricto y otro más flexible, los cuales se aplican según el uso que se vaya a dar al agua.

TOXICIDAD Y RIESGO A LA SALUD

El efecto más notable que le imprime el MTBE al agua, es el olor y sabor desagradables, aún en muy bajas concentraciones, lo cual provoca que el agua sea rechazada por el consumidor. Ello, indirectamente constituye una medida precautoria en la ingestión de agua por el hombre, ya que al ser rechazada, su consumo y, por lo tanto el riesgo asociado disminuyen.

El MTBE no se incluye dentro de la lista de compuestos cancerígenos a humanos, de la USNTP, CP65C o la IARC (US National Toxicology Panel; California Proposition 65 Committee; International Agency for Research on Cancer), pero sí se incluye en la lista de **probables cancerígenos**, debido a que en estudios de laboratorio han demostrado que es cancerígeno en ratas. Con base en ello, el MTBE se ha clasificado dentro del grupo C y se ha establecido un límite máximo de 0.013 mg/l para agua potable (California's Department of Health Services, DHS, 1999).

DETERMINACIONES ANALÍTICAS

En general, el MTBE se puede analizar de acuerdo a los métodos EPA 8020, EPA 8240 y EPA 8260, de manera simultánea a los hidrocarburos monoaromáticos (BTEX). Sin embargo, se ha establecido que sólo existen dos métodos analíticos aprobados por la USEPA para la detección del MTBE en agua, el EPA 502.2 y el EPA 524.2.

En la Figura 7 se presenta el perfil cromatográfico de una muestra de agua subterránea contaminada con gasolina Magna, que fue analizada de acuerdo al método EPA 8260 (cromatografía de gases acoplada a espectrometría de masas). A los 8 minutos se observa un pico de altura y área muy grandes que corresponde al MTBE, el cual sobrepasa por mucho la respuesta de los picos del benceno, tolueno y los isómeros del xileno. En el mismo cromatograma se observa otro pico que también sobresale, el cual corresponde al TAME (metil-teramil-éter), otro compuesto oxigenante que generalmente acompaña al MTBE, cuyas características fisicoquímicas son diferentes; su solubilidad en agua es de 2,640 mg/l, es muy poco volátil y hasta la fecha no existen estudios referentes a su toxicidad.

SITUACIÓN ACTUAL Y PERSPECTIVAS

En marzo del 2001 la EPA recomendó evitar el uso del MTBE en los Estados Unidos, para evitar mayores daños a las reservas acuíferas (California's Department of Health Services, CDHS). Por lo menos en 10 estados se espera que para fines del 2001 se haya eliminado su uso, mientras que en el estado de Washington será hasta el 2003 que se logre este objetivo.

Lo anterior ha llevado a plantear en los Estados Unidos, la sustitución del MTBE por otros oxigenantes, como el etanol o el metanol, aunque en un sentido estricto también ocasionarían daños a la salud, los cuales ya se tienen identificados. La ingestión continua de etanol puede causar alteraciones hepáticas y trastornos mentales, mientras que la exposición crónica a metanol por ingestión o inhalación causa alteraciones hepáticas y al cerebro, así como lesiones visuales y al sistema nervioso central que son irreversibles.

El enfoque de protección ambiental que debe darse respecto al uso de cualquier compuesto, es hacia una estricta obediencia en el manejo de las gasolinas y su vigilancia, básicamente en el mantenimiento de la infraestructura de transporte y en la construcción de fosas verdaderamente impermeables para alojar tanques de almacenamiento en estaciones de servicio.

En México, recientemente se ha reconocido al MTBE como un contaminante en el subsuelo, varios estudios de caracterización de sitios contaminados han arrojado resultados que identifican su presencia en acuitardos y acuíferos. Aún no se ha establecido la política a seguir, y muchos laboratorios ambientales aún no están preparados para dar el servicio analítico. Las autoridades correspondientes han empezado a tomar acciones caso por caso, por lo que se vislumbra que en un futuro muy cercano se iniciará una importante actividad en este sentido.

CONCLUSIONES

A pesar de que el MTBE fue introducido al mercado hace más de 20 años, como un aditivo revolucionario de las gasolinas, que ayudó a mejorar de manera importante la calidad del aire, actualmente se tiende a eliminar su uso en los Estados Unidos debido a los problemas de contaminación de acuíferos que se han detectado. La alta solubilidad del MTBE en agua y otras características fisicoquímicas hacen que se incorpore rápidamente a los acuíferos y que migre prácticamente a la misma velocidad que el agua subterránea. Aunque la gravedad de los daños que el MTBE ocasiona a la salud aún no ha sido precisada, la tendencia ha sido considerarlo como un probable cancerígeno a humanos. Sin embargo, el hecho de que el MTBE le pueda impartir al agua un olor y sabor desagradables, lo hacen fácilmente detectable, y con ello es rechazada por el consumidor, situación que disminuye notablemente el riesgo por ingestión.

La remediación de suelo y agua subterránea por MTBE, es más compleja que la eliminación de los hidrocarburos, especialmente BTEX. De las técnicas de remediación que hasta ahora han sido probadas, las que han dado mejores resultados son las barreras permeables de tratamiento pasivo y la adsorción en productos desarrollados específicamente para este objetivo. La biorremediación aún requiere más investigación para llevarla a escala de campo.

La experiencia de los Estados Unidos y la posición de su gobierno enfocada a la prohibición del uso del MTBE como aditivo de las gasolinas a partir del 2001, es un elemento que seguramente en México marcará el camino a seguir los próximos años, dado que varios estudios ambientales han hecho evidente su presencia en el subsuelo.

Literatura consultada

American Chemical Society, 2000. MTBE to What Extent Will Past Releases Contaminate Community Water Supply Wells?. Environmental Science and Tech/News. May 1, 2000.

American Petroleum Institute, 1998. Ten Frequently Asked Questions About MTBE in Water. Technical Bulletin No. 3. Version 1.1.

Cunningham, J. A., H. Rahme, G. D. Hopkins, C. Lebron and M. Reinhard, 2001. Enhanced In Situ Bioremediation of BTEX-Contaminated Groundwater by Combined Injection of Nitrate and Sulfate. Vol. 35, No. 8, 2001/ Environmental Science and Technology.

Jacobs J., Guertin J., and Herron C., 2001. MTBE: Effects on Soil and Groundwater Resource. Lewis Publishers, Boca Raton.

Nichols E.M., Einarson M.D., and Beadle S.C., 2000. Strategies for Characterizing Subsurface Releases of Gasoline Containing MTBE. API Publication 4699. Technical Bulletin No. 11.

Squillace, P. J., J. F. Pankow, N. E. Korte and J. S. Zogorski. 19---. Environmental Behavior and Fate of Methyl ter-Butyl Ether (MTBE) . NAWQA-USGS.

Stout S.A., Davidson J.M., McCarthy K.J., and Uhler A.D., 1999. Gasoline additives – usage of lead and MTBE. Soil & Groundwater Cleanup, Feb/March: 36-37.

The College of Engineering University of Wisconsin-Madison, 1999. Underground Tank Technology Update. Special issue on MTBE. Vol. 13, No. 4 July/August 1999

Western States Water. 2000. The Weekly Newsletter of the Western States Water Council. Issue No. 1358, 26 mayo 2000.

Páginas de internet que fueron consultadas

www.acwanet.com

www.api.gov

www.eohha.ca.gov

www.epa.gov

www.sd.cr.usgs.gov

www.ngwa

Tabla 1. Propiedades fisicoquímicas del MTBE, benceno y tolueno

PROPIEDAD	MTBE	BENCENO	TOLUENO
Peso molecular	88.15	78.11	92.13
Temperatura de ebullición (°C)	55.2	80.1	110.6
Densidad (g/cm ³)	0.743	0.879	0.866
Coefficiente de distribución octanol/agua (log K _{ow})	1.08	1.77	2.13
Solubilidad en agua a 20-25°C (mg/l)	48,000 - 51,000	1,750	515
Constante de la Ley de Henry (K _{aw}) adim	0.0238	0.2290	0.2600
Presión de vapor a 20-25°C (mm Hg)	249.0	95.2	30.0
Afinidad por carbono orgánico (log K _{oc} : kg ⁻¹)	1.0 - 1.1	1.5 - 2.2	1.6 - 2.3
Factor de retardo (condiciones. 20-25°C. f _{oc} =0.4. porosidad 0.25. densidad real 1.75 kg/l)	1.38	3.38	3.99
Coefficiente de difusión en aire (cm ² /s)	0.079	0.088	0.085
Coefficiente de difusión en agua (cm ² /s)	0.0000940	0.0000098	0.0000094
Límite de inflamabilidad o explosividad (%)	1.6 - 8.4	1.3 - 7.8	1.1 - 7.1

Tabla 2. LÍMITES DE CONCENTRACIÓN DE MTBE EN AGUA SUBTERRÁNEA EN LOS ESTADOS UNIDOS

LUGAR	CONCENTRACION mg/l
Arizona	0.035
California	0.013
Connecticut	0.100
Delaware	0.180
Florida	0.050
Hawaii	0.020
Kansas	0.020
Lousiana	0.018
Maine	0.035
Minesota	0.040
Mississippi	0.055
Missouri	0.040 - 0.400*
Montana	0.030
Nevada	0.020 - 0.200*
New Hampshire	0.070
New Jersey	0.070
New Mexico	0.100
New York	0.010
North Carolina	0.200
Ohio	0.040
Oklahoma	0.020
Oregon	0.020 - 0.040*
Pennsylvania	0.020
Rhode Island	0.020 - 0.040*
South Carolina	0.040
Utah	0.200
Vermont	0.040
Washington	0.020
Wisconsin	0.060
Wyoming	0.200

Modificado de: Jacobs J., Guertin J., and Herron C., 2001

* el limite se aplica en función del uso que se vaya a dar al agua

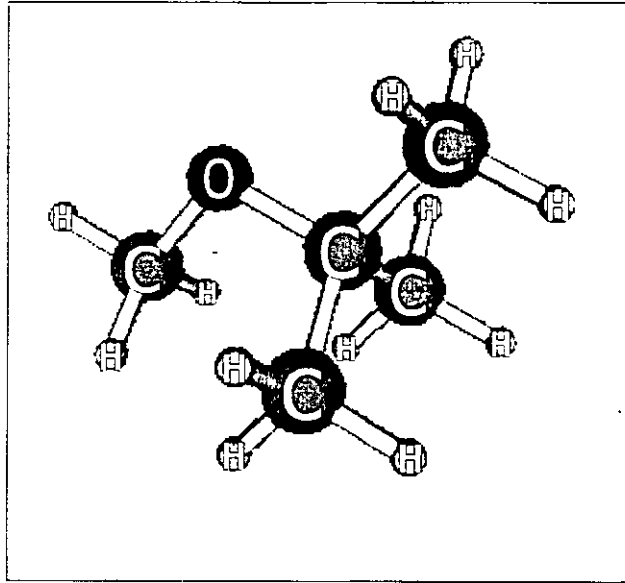


FIGURA 1.-ESTRUCTURA QUIMICA DEL MTBE

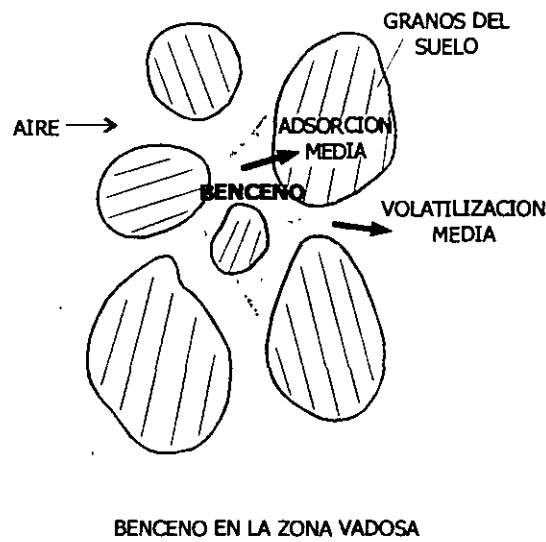
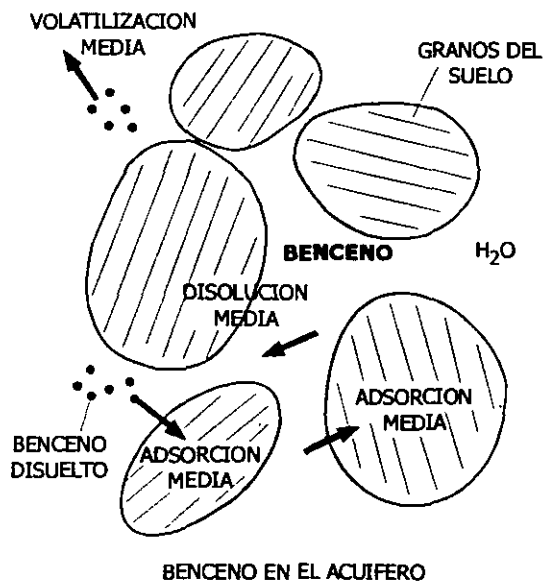
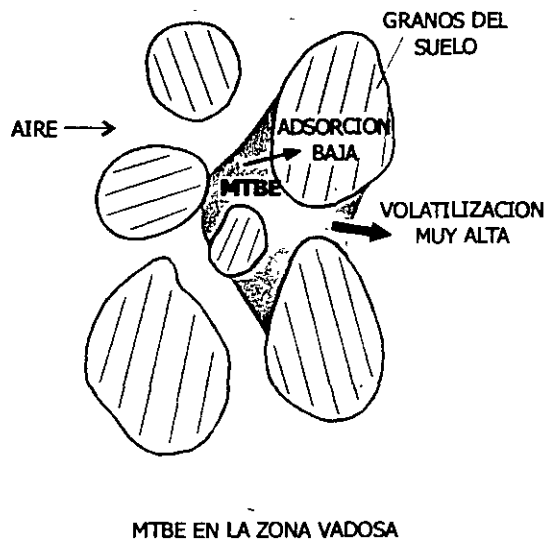
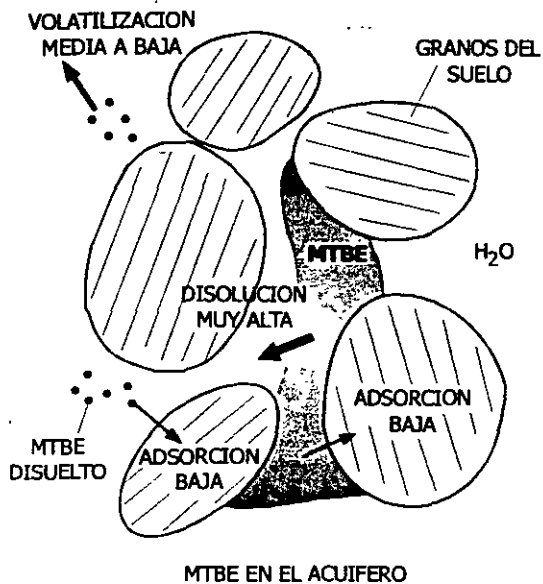


FIGURA 2.-ADSORCION, VOLATILIZACION Y DISOLUCION DEL MTBE Y DEL BENCENO EN EL ACUIFERO (IZQUIERDA) Y EN LA ZONA VADOSA (DERECHA).

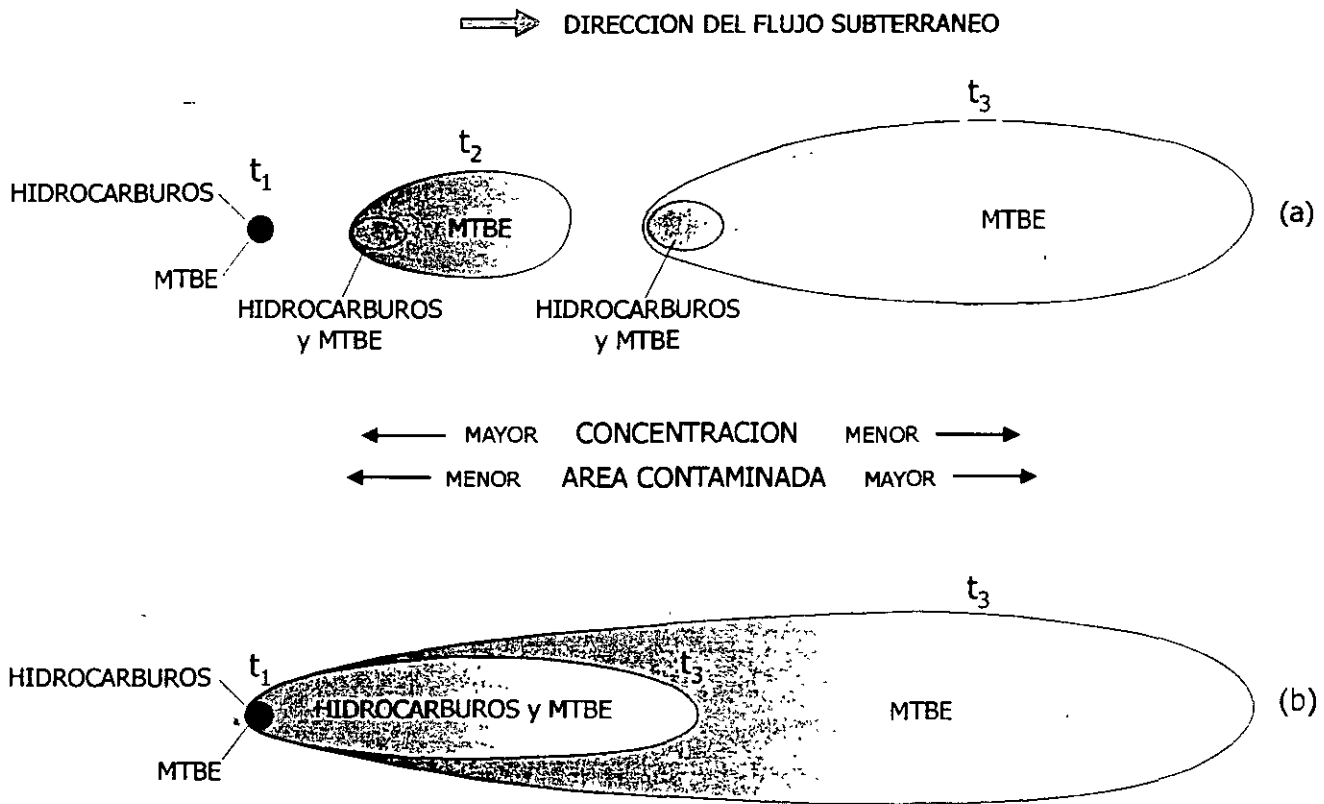


FIGURA 3.-MOVIMIENTO EN EL ACUIFERO DE LOS CONSTITUYENTES DE UNA GASOLINA.
 (a) EN UNA FUENTE DE CONTAMINACIÓN PUNTUAL,
 (b) EN UNA FUENTE DE CONTAMINACION CONTINUA

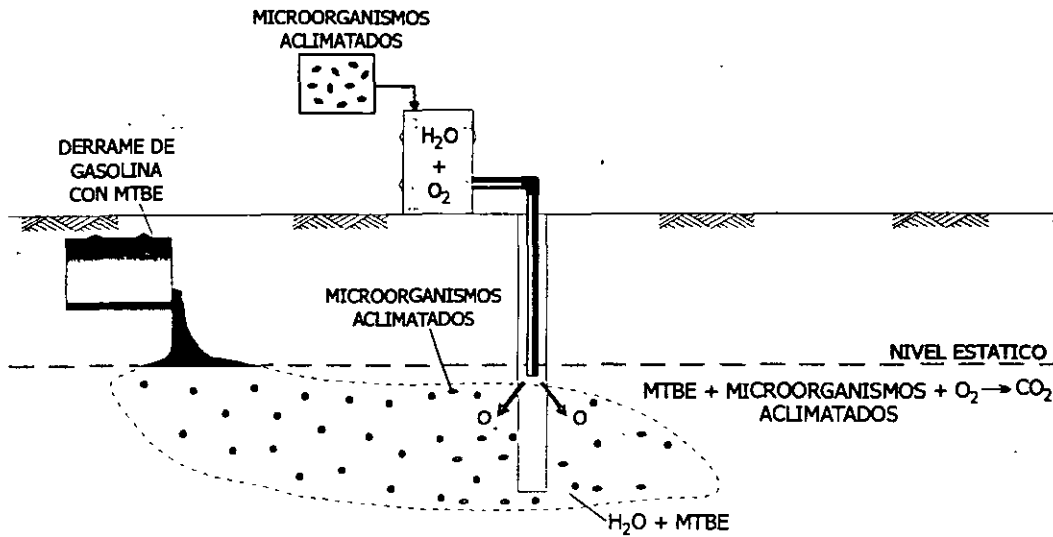


FIGURA 4.-BIOAUMENTACION CON MICROORGANISMOS ACLIMATADOS

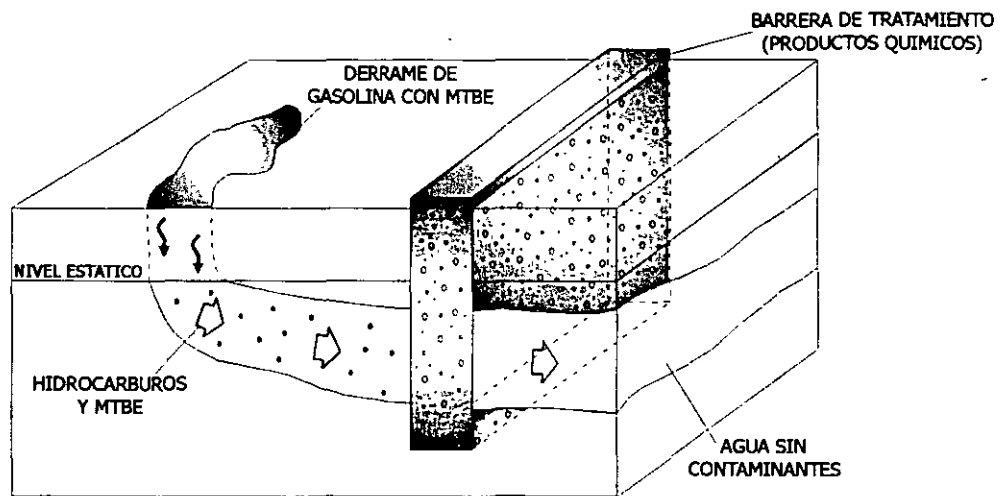


FIGURA 5.-REMIEDIACION UTILIZANDO BARRERA PERMEABLE ACTIVA

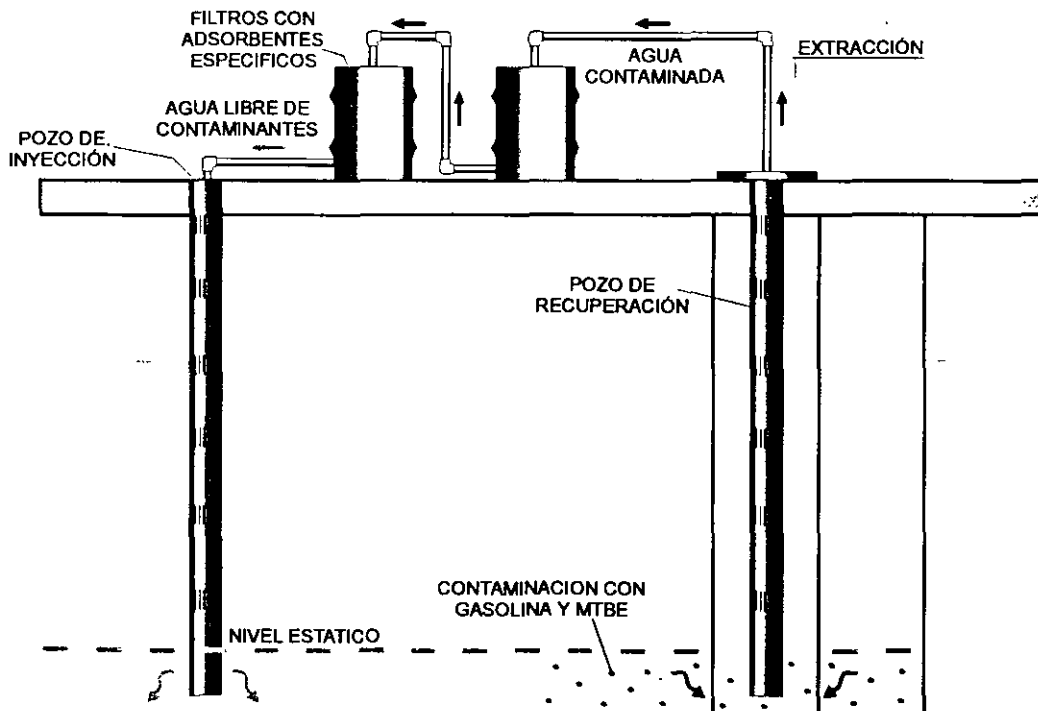


FIGURA 6.-FILTRACION A TRAVES DE ADSORBENTES ESPECIFICOS

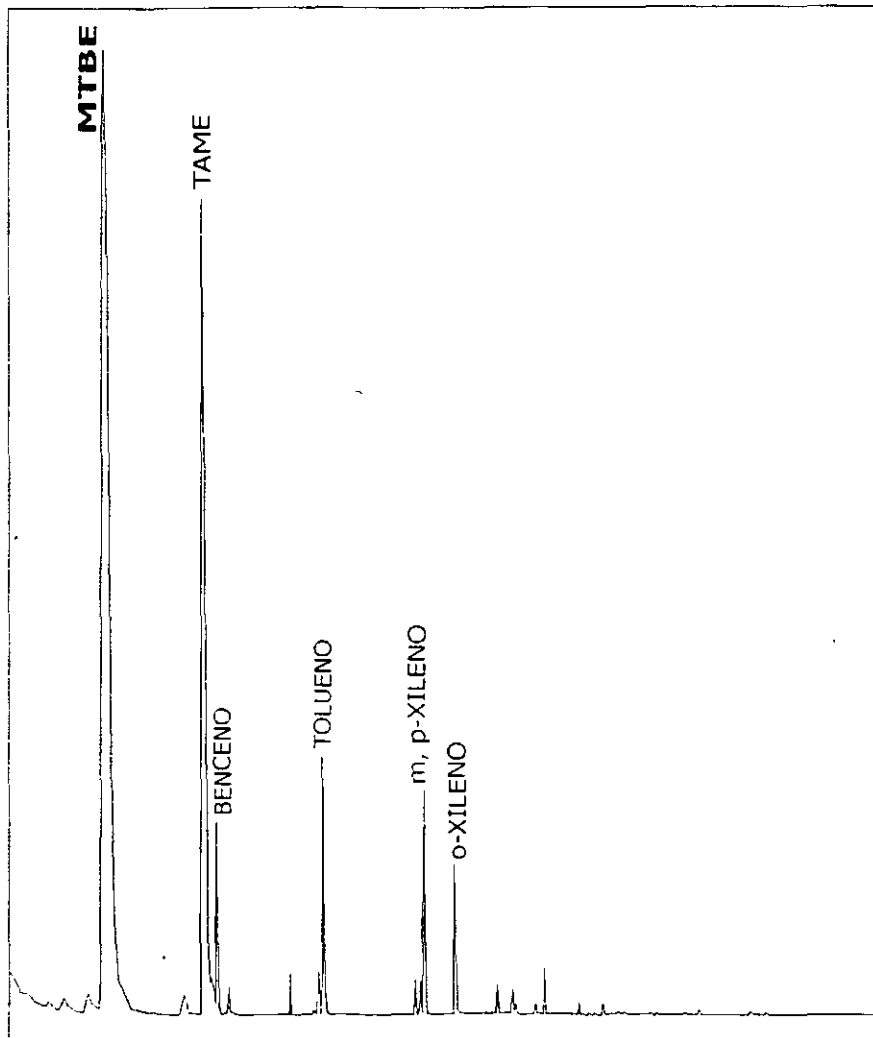
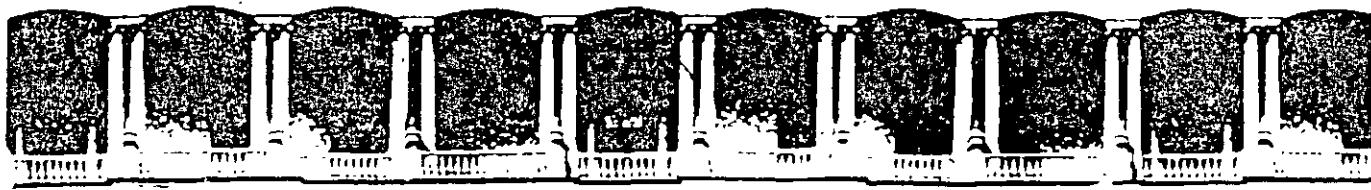


FIGURA 7.-ANALISIS CROMATOGRAFICO DE AGUA
CONTAMINADA CON GASOLINA MAGNA



**FACULTAD DE INGENIERIA U.N.A.M.
DIVISION DE EDUCACION CONTINUA**

"Tres décadas de orgullosa excelencia" 1971 - 2001

CURSOS ABIERTOS

XIII CURSO INTERNACIONAL EN CONTAMINACIÓN DE ACUIFEROS

MODULO I: RESTAURACIÓN DE SUELOS Y ACUÍFEROS CON CONTAMINANTES INORGANICOS

TEMA

CALIDAD DEL AGUA: TRATAMIENTO Y REUSO (PARTE I)

**EXPOSITOR: DRA. BLANCA E. JIMÉNEZ CISNEROS
PALACIO DE MINERIA
SEPTIEMBRE DEL 2001**

CONTAMINACIÓN DE ACUÍFEROS

Módulo: Inorgánicos

*Dra. Blanca E. Jiménez Cisneros
GRUPO: TRATAMIENTO Y REUSO
Instituto de Ingeniería, UNAM*

1. CANTIDAD DEL RECURSO

Se calcula que en la Tierra existen aproximadamente 1'385.000.000 km³ de agua, de los que el 97.3% es salada, el 2.08% se encuentra congelada en los polos y sólo una pequeña parte está efectivamente disponible para nuestras necesidades vitales. La renovación natural del recurso se realiza a través del ciclo hidrológico. Por precipitación cae 28% del agua en la tierra y el 72% en el mar. De la que cae en la tierra:

- 7% se infiltra a los acuíferos;
- 8% escurre al mar, y,
- 13% regresa a la atmósfera por evaporación (de los cuerpos de agua superficiales) y evapotranspiración (de la cubierta vegetal)

De tal forma, sólo el 7% del agua de lluvia se recupera en los diversos cuerpos de agua para su posible empleo como agua dulce, mientras que el 93% se pierde por medios físicos o biológicos (evapotranspiración).

Aparte de la condición climática, la distribución y abundancia del agua en el Mundo, ésta depende de la geología, orografía, tipo de suelo y cubierta vegetal. Estos factores por sí mismos imponen variaciones espaciales y temporales en la abundancia del recurso. En especial, en la disponibilidad del agua subterránea (principal fuente de agua para consumo humano debido a que generalmente tiene una mejor calidad) influye el tipo de suelo (permeabilidad, grado de drenaje y la relación entre erosión e infiltración). Como resultado, la distribución mundial del agua útil es muy desigual, a tal grado que ocho países (Canadá, Noruega, Brasil, Venezuela, Suecia, Australia, la Ex-Unión Soviética y los Estados Unidos) concentran prácticamente el 90% de ella, mientras que otros (Egipto, Sudáfrica y Suazilandia, en especial) deben completar su abastecimiento con la importación de los excedentes de otras naciones. Por si fuese poco, la carencia de infraestructura adecuada para el aprovechamiento del agua acrecienta las diferencias, ya que mientras 3.400 millones de personas cuentan con una dotación de apenas 50 L/d, en países desarrollados este valor sobrepasa fácilmente los 400 L/hab-d (Garduño, 1992). El índice de escasez calculado con la metodología de Falkenmark (1989), sitúa a México como una región con disponibilidad de agua comprometida por su variación temporal y su posible contaminación, de tal suerte que si no desarrollamos una administración adecuada para su manejo, almacenamiento y protección, los mexicanos sufriremos escasez de agua.

2. CANTIDAD Y CALIDAD

La disponibilidad del agua depende no sólo de la cantidad, sino también de su calidad. Aunque haya agua, si esta está contaminada a tal grado que no sea acorde con el uso que se le quiere dar, su empleo se limita. En la antigüedad, la calidad del agua se calificaba sólo por su aspecto, sabor, color y olor. Actualmente los avances científicos y tecnológicos han repercutido en el desarrollo de técnicas analíticas y procesos capaces de identificar y remover una amplia lista de contaminantes, a grado tal, que es posible obtener agua "potable" mediante la depuración del agua residual. Sin embargo, debido a su costo, la aplicación de tales conocimientos no se lleva a cabo comúnmente, más aun no se plasman en políticas integrales de administración del agua que busquen

- La conservación del recurso (agua superficial y subterránea)
- la preservación de su calidad y
- su uso eficiente (reuso, ahorro y recirculación del agua).

Así, queda aún mucho por lograr en términos de la mejora de la calidad y distribución de la cantidad, tanto en el Tercer Mundo como en los países desarrollados en aspectos que pueden ser similares o muy diferentes. Los retos actuales abarcan desde el

suministro de agua microbiológicamente aceptable mediante el empleo de procesos sencillos (como la cloración), hasta el desarrollo de sofisticados métodos de control para remover contaminantes complejos y dañinos a largo plazo e incluso de efectos poco conocidos

2.1. Fuentes convencionales

Son las que tradicionalmente se han empleado para suministro humano por su calidad y accesibilidad, lo que va ligado a un menor costo del servicio. En este rubro se encuentran las aguas superficiales y las subterráneas.

- Superficiales

El abastecimiento de agua superficial se puede efectuar a partir de arroyos, ríos, lagos, manantiales y presas. La localización y elevación de la fuente de agua puede ofrecer la ventaja de aprovechar la fuerza de gravedad y así, facilitar la distribución. En general, las aguas superficiales contienen partículas suspendidas que le imparten sabor, olor y un contenido microbiológico, y, por tanto, el tratamiento que se les aplica es la remoción de sólidos.

Los arroyos y ríos en particular poseen la característica de presentar cambios rápidos en su calidad debido a que las variaciones de flujo, producto de la precipitación pluvial, arrastran y resuspenden sólidos. Además, son susceptibles de que por accidente se introduzcan y transporten contaminantes hacia la red de suministro. Los lagos y presas, en cambio, poseen la característica de que su calidad se ve modificada en forma gradual y menos drástica, debido a que el agua tiene poco movimiento. Su principal problema es que en la parte superficial, con ayuda de los nutrientes que contiene el agua y la luz solar, ocurre el crecimiento de plantas acuáticas, como microalgas y lirio acuático. El crecimiento excesivo de éstas deteriora la calidad del agua por la variación del pH, color, turbiedad, olor y sabor.

Las aguas superficiales son por lo general menos duras, tienen mayor concentración de oxígeno (que ayuda a la eliminación de Fe y Mn) y no contienen ácido sulfhídrico. En contrapartida, son fácilmente contaminables, tienen alta actividad biológica, color, turbiedad, sólidos en suspensión, materia orgánica y material flotante. En especial, cuando contienen materia orgánica se favorece la formación de organoclorados durante la desinfección con cloro.

- Freáticas o subterráneas

Un acuífero es una formación geológica que almacena agua y actúa como depósito y reserva. La mayoría de los acuíferos conforman grandes extensiones, su alimentación generalmente es por el aporte de aguas pluviales, corrientes superficiales y lagos que se infiltran en el suelo. Dentro de un acuífero el agua escurre por gravedad desde las zonas de recarga hacia las de descarga. Estas descargas pueden ser ríos, lagos o manantiales. Su explotación se efectúa mediante el bombeo en pozos.

Usualmente, la calidad del agua subterránea es superior a la del agua superficial respecto al contenido bacteriológico, turbiedad y concentraciones orgánicas totales. La calidad del agua subterránea puede variar de un sitio a otro, debido a los cambios en las condiciones hidrológicas y geológicas de cada lugar y puede tener altos contenidos de metales (en general, hierro y manganeso) por disolución de componentes del suelo en el cual se encuentra contenida. Se considera que es más económico suministrar agua subterránea que agua superficial debido a su bajo costo de tratamiento, siempre y cuando no se encuentre en zonas muy profundas o de difícil perforación y su calidad sea buena. Esta aseveración no toma en cuenta la disponibilidad del recurso: el acuífero es un recurso no renovable si se explota a una tasa mayor a la de la recarga y llega a agotarse o a deteriorarse en calidad.

2.2. Las aguas subterráneas en México

De la superficie total del país, el 52% es árido y semiarido, el 13% es trópico seco, el 20% es templado y el 15% trópico húmedo. La precipitación pluvial anual promedio en el territorio nacional es de 777 mm ($1.522 \times 10^{12} \text{ m}^3$) de los cuales 33,739 m^3/s se evaporan, 13,001 m^3/s corren en los cuerpos superficiales y 1,522 m^3/s se transforman en escurrimientos, que aunados a la recarga inducida en zonas de riego (475 m^3/s) resultan en una recarga total de 1,998 m^3/s (Plan Hidráulico 1995-2000). Al igual que en el resto del mundo, la distribución es muy irregular y se concentra principalmente en el sur en las cuencas de los ríos Grijalva-Usumacinta, Papaloapan, Pánuco y Balsas durante un periodo de pocos meses. En el norte y altiplano central—regiones que representan más de la mitad del territorio nacional—se registra casi el 20% del escurrimiento medio anual y es allí donde se encuentran las dos terceras partes de la población, la mayor parte de la industria y las zonas agrícolas. Así, aún cuando el balance global del país es positivo, los balances regionales en casi la mitad del territorio

muestran un déficit considerable. Tal es el caso de las regiones hidrológicas de Baja California, Bravo, Lerma y el Valle de México.

En el país se han identificado 459 acuíferos, para los cuales se estima una extracción total de 24 km³ anuales, asimismo, se han detectado problemas de sobreexplotación en 80 acuíferos, ubicados principalmente en las regiones noreste, norte y Lerma-Balsas, la Tabla 1 muestra el balance hidrológico del agua subterránea.

Tabla 1 Balance de agua subterránea, m³/s

Región	No. de acuíferos	Recarga	Extracción	Disponibilidad	Acuíferos con más del 20% de sobreexplotación
Noroeste	149	161.7	158.9	2.9	20
Norte	86	154.4	158.5	-4.1	20
Noreste	61	52.3	46.0	6.3	17
Lerma-Balsas	92	258.8	234.7	23.8	19
Valle de México	56	62.2	97.7	-35.8	3
Sureste	45	1293.8	63.1	1231.0	1
Total nacional	459	1978.4	760.7	1224.0	80

Adaptado de: Plan Hidráulico 1995-2000

La contaminación de los acuíferos sobreexplotados, en más del 20%, ha ocasionado problemas de asentamiento del subsuelo, intrusión salina y migración de contaminantes. Actualmente y desde 1974, como medida de prevención y control de la contaminación, la Red Nacional de Monitoreo (RNM) cuenta con 793 estaciones, apoyadas en 27 laboratorios estatales, de dichas estaciones 16 forman parte del Programa Mundial de Monitoreo de la Calidad del Agua. La Figura 1 presenta un panorama general de la calidad del agua subterránea.

3. USOS

Son muchos los usos que se pueden dar al agua y se clasifican en:

- a) Consumo humano (bebida, cocina y procesamiento de alimentos)
- b) Limpieza personal
- c) Cultivo de peces, mariscos o cualquier otro tipo de vida acuática
- d) Agricultura
- e) Industria
- f) Municipales (riego de jardines, lavado de coches, fuentes de ornato, lavado de calles e instalaciones públicas)
- g) Recreativos (natación, vela, etc.)
- h) Transporte de desechos

Este último aunque pareciera inaceptable, es un uso que la sociedad da actualmente y con frecuencia a muchos cuerpos de agua, a pesar de que esta práctica limita la posibilidad de emplear el agua para otros fines.

La Tabla 2 muestra, de acuerdo con la Comisión Nacional del Agua, la extracción y uso del agua, sin considerar la generación de energía. Cabe mencionar que México ocupa el séptimo lugar mundial en áreas irrigadas. 5 de los 21 millones de hectáreas son de riego. Respecto a los usos municipales, el 83.5% de la población cuenta con servicios de agua potable y 67% con alcantarillado según datos del Plan Hidráulico 1995-2000.

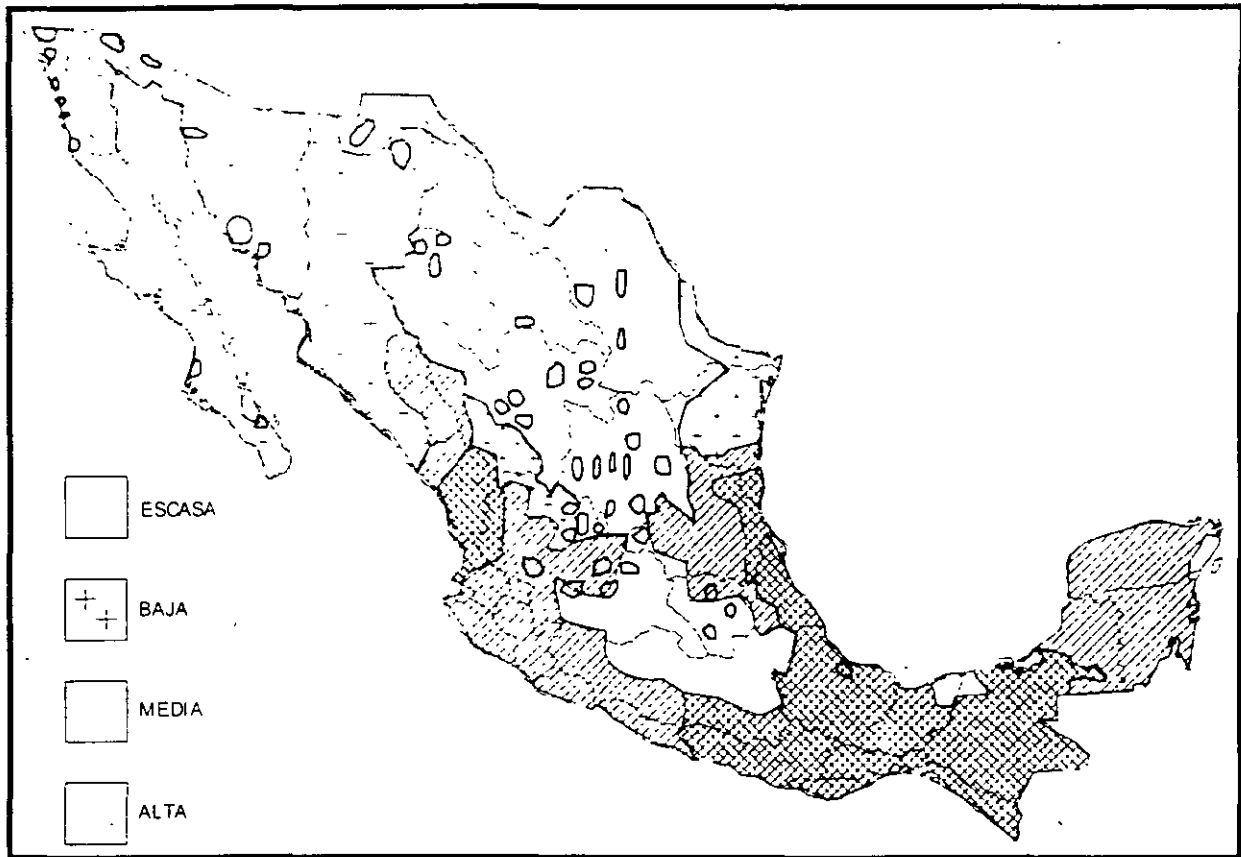


Figura 1. Calidad de los cuerpos de agua subterráneos
Fuente: Plan Hidráulico 1995-2000

Tabla 2 Extracción, consumo y descarga del agua en México por los diferentes usos

USO	EXTRACCION		CONSUMO		DESCARGA	
	m ³ /s	%	m ³ /s	%	m ³ /s	%
Riego	1760	77	1478	88	282	46
Industria	295	13	117	7	178	25
Usos municipales	235	10	86	5	149	25
TOTAL	2290	100	1681	100	609	100

Fuente: Comisión Nacional del Agua, 1995

La explotación de los acuíferos representa el 27% de la extracción total y es muy notorio que el sector que más la emplea es el agrícola (76% del total). Normalmente este tipo de agua es considerada de muy alta calidad y se prefiere preservar para el consumo humano, sobre todo porque el uso del agua para riego tiene eficiencias muy bajas (del orden del 50%).

El agua -a diferencia del aire que es una mezcla de gases- tiene una composición precisa (H₂O) y por lo tanto es fácil identificar los compuestos ajenos a ella, sin embargo es difícil definir cuáles son contaminantes. Es un hecho que el agua rara vez se encuentra en forma pura y, afortunadamente, para fines prácticos no se le requiere así o no importa que contenga otros compuestos, todo depende del uso que se le da.

En general, se considera como "contaminante" al exceso de materia o energía (calor) que provoque daño a los humanos, animales, plantas y bienes, o bien que perturbe negativamente las actividades que normalmente se desarrollan cerca o dentro del agua. De esta forma no existe una división precisa entre las aguas contaminadas y las no contaminadas, este calificativo se atribuye en función del uso, las exigencias higiénicas y el grado de avance de la ciencia y la tecnología para determinar los efectos.

y medir los contaminantes. A pesar de la dificultad para definir la contaminación, es claro que ésta provoca el abatimiento o muerte de la flora y fauna, impide el uso del agua en industrias o ciudades y deteriora el ambiente e incluso el paisaje.

El origen de la contaminación es muy variado y son los desechos urbanos e industriales, los drenados de la agricultura y de minas, la erosión, los derrames de sustancias tóxicas (accidentales o intencionados), los efluentes de plantas depuradoras, los subproductos de los procesos de depuración, la ruptura de drenajes y el lavado de la atmósfera los que la causan, entre otros. No hay duda que el "solvente universal" no solo disuelve sino además arrastra y emulsiona gran número de compuestos con los que entra en contacto a lo largo de su ciclo y que modifican su calidad. El problema del agua es complejo para poder hacer uso de ella se requiere que exista tanto en la calidad adecuada como en la cantidad suficiente durante un periodo determinado y en una época del año definida. Una herramienta para evaluar la cantidad disponible de agua tomando en cuenta su calidad son los índices de calidad del agua. Jiménez *et al.* (1992) desarrollaron el cálculo de un índice conocido como Potencial de Uso (PU). Con él se toma en cuenta la calidad del agua a partir de la información disponible, es decir, por medio de la caracterización (actual y futura) de los cuerpos de agua, el empleo que se les va a dar y la cantidad disponible (idealmente "ecológicamente disponible") y se determina el promedio del número de veces que los parámetros, de los que se tiene información para una región dada, exceden el criterio de un uso determinado. La Figura 2 muestra las principales cuencas contaminadas del país en función del Potencial de Uso del agua para abastecimiento en los cuerpos de agua superficiales desarrollado por Jiménez *et al.*, 1992.

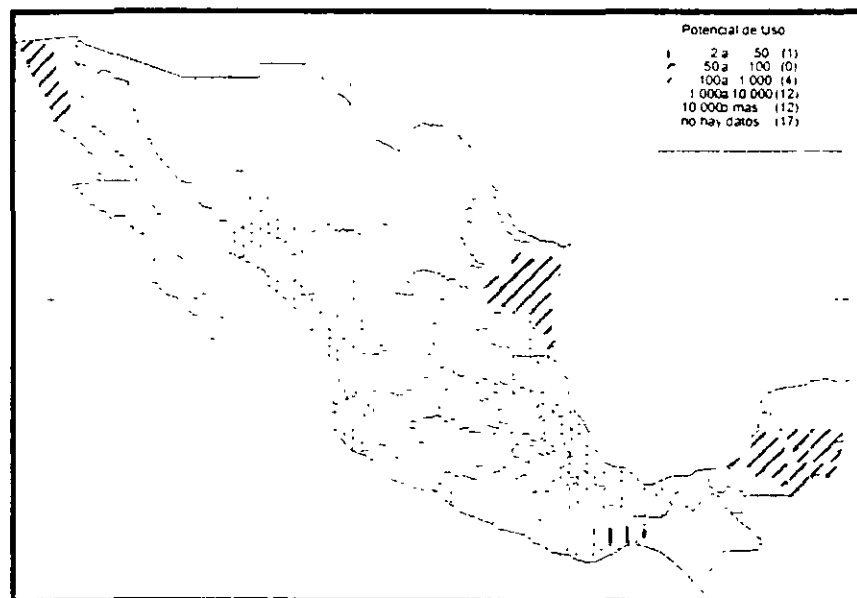


Figura 2 Potencial de Uso del agua en algunas cuencas del país

4. CLASIFICACIÓN DE LOS COMPUESTOS PRESENTES EN EL AGUA

La barrera entre qué es contaminante y qué es un compuesto beneficioso muchas veces es cuestión de la cantidad en la cual se encuentra una sustancia, valor que no es universal para los seres vivos o usos del agua. De acuerdo con su naturaleza se distinguen los contaminantes químicos, biológicos y físicos.

- **Químicos** – Proviene de una gran variedad de fuentes como los drenados de minas, desechos solubilizados de la agricultura, derrames de petróleo, plaguicidas, aguas residuales municipales, desechos líquidos industriales y compuestos radiactivos, entre otros. Producen efectos diversos y pueden ser de origen natural o sintético. Algunos

¹ Por caracterización del agua se entiende la medición de diversos parámetros físicos, químicos y biológicos, Ej. la DQO (demanda química de oxígeno), los SST (sólidos suspendidos totales) y el contenido de coliformes fecales.

son desechados directamente, otros se forman por la reacción entre diferentes compuestos en el agua y por último una pequeña fracción, se forma durante el procesamiento del agua. Entre estos últimos se encuentran los organoclorados (THM y cloroformo, principalmente, que se forman durante la desinfección del agua con cloro).

- **Biológicos** – Son seres vivos que en muchos casos provocan enfermedades en el hombre o animales. Las más comunes en el hombre son la tifoidea, salmonellosis, disentería, cólera y helmintiasis. Los agentes que las causan entran al agua a través de las heces fecales de humanos o animales. Para tener una idea de la magnitud de este problema, se estima que el 80% de todas las enfermedades y más de un tercio de los fallecimientos en países en vías de desarrollo se deben al consumo de agua contaminada.
- **Físicos** – Son alteraciones de las propiedades físicas del agua como la temperatura, color o turbiedad. Su origen y efectos son diversos.

De acuerdo a las dimensiones de los contaminantes existe:

- ◆ **Materia suspendida**.- Corresponde a moléculas en fase dispersa y con un diámetro equivalente entre 1 y 100 μm .
- ◆ **Materia coloidal**.- Materia suspendida con características similares a la materia disuelta. Tiene diámetros equivalentes entre 10^{-3} y 1 μm y se caracteriza por ser de sedimentación muy lenta.
- ◆ **Materia disuelta**.- Son moléculas o iones disueltos con diámetro equivalente entre 10^{-5} y 10^{-3} μm .

En general, la dificultad para remover los contaminantes es de mayor a menor en este orden: disueltos, coloidales y suspendidos.

Otra clasificación tiende a agrupar compuestos similares, independientemente de sus efectos o fuentes. Los grupos más comunes que se distinguen son los que se muestran en la Tabla 3.

Tabla 3 Clasificación por grupo de compuestos presentes en el agua

<ul style="list-style-type: none"> • Biológicos • Bifenilos policlorados • Compuestos orgánicos biodegradables • Orgánicos refractarios • Detergentes 	<ul style="list-style-type: none"> • Eteres • Fenoles • Hidrocarburos • Metales 	<ul style="list-style-type: none"> • No metales • Nutrientes (N y P) • Radiactivos • Radicales (CN⁻)
--	---	---

Una última clasificación separa a los contaminantes en convencionales o tóxicos prioritarios, estos últimos, en general, de tipo orgánico.

4.1. Evaluación de la contaminación

La Tabla 4 presenta la aplicación de la determinación de los principales parámetros que se miden en el agua y la Tabla 5 los clasifica según su tipo.

Tabla 4 Principales métodos analíticos empleados para caracterizar el agua

PARAMETRO	USO EN AGUA	APLICACIÓN
Color	Potable Desechos líquidos industriales	Como uno de los parámetros de potabilidad. Indicación rápida de la calidad. Para efluentes que presentan en particular este problema como el de textiles.
Olor	Potable Residual	Indicativo de la naturaleza de compuestos volátiles. En residual, estado de descomposición del agua.
Sabor	Potable	Como medida de la aceptación del agua por parte del público.
Temperatura	Potable Residual	Indicativo de las velocidades de las posibles reacciones bioquímicas. Relaciones de solubilidad de gases y sólidos.
Conductividad	Potable Residual	Aproximación del contenido de sólidos disueltos. Como criba para detectar la posible presencia de metales.
Turbiedad	Potable Residual en el efluente	Medida indirecta del contenido de material en suspensión. Seguimiento de procesos como filtración. Evaluación de la calidad de efluentes.
Sólidos	Potable Residual	Medida del material sólido contenido en el agua. Orientación para método de tratamiento.
Coliformes fecales	Potable Residual	Indicativo de posible contaminación con heces humanas.
Bacteriológicos específicos	Potable Residual	Para detectar la posibilidad de infección en seres vivos, principalmente humanos. Para detectar la posibilidad de contaminar las fuentes de abastecimiento.
Alcalinidad	Potable Residual	Evalúa la capacidad de un agua para resistir a cambios de pH.
Oxígeno disuelto	Potable Residual	Capacidad de un cuerpo receptor para sostener la vida acuática. Seguimiento de procesos biológicos aerobios. Estado de contaminación de un agua.
Dureza	Potable	Determinar la calidad organoléptica del agua. Predecir incrustaciones en tuberías.
pH	Potable Residual	Indicativo de condiciones del medio que influye en las reacciones bioquímicas. Indicativo de la presencia de ácidos o bases.
Demanda Biológica de Oxígeno	Potable (con poca precisión) Residual	Medir la cantidad de oxígeno que se requiere para oxidar el material contaminante biodegradable. Evaluar el seguimiento del procesamiento del agua.
Demanda Química de Oxígeno	Potable Residual	Medir la cantidad de oxígeno que se requiere en una reacción química para oxidar el material orgánico contaminante. Efectuar el seguimiento del proceso de tratamiento del agua.
Carbono orgánico total	Potable Residual	Evaluar la contaminación orgánica y efectuar el seguimiento del procesamiento del agua.
Sustancias extractables con cloroformo	Potable	Indicativo de contaminación con compuestos orgánicos sintéticos.
Grasas y aceites	Fuentes de abastecimiento Residual	Medir contaminantes del grupo de grasas y aceites en forma global.
Sustancias activas al azul de metileno	Residual	Evaluación del contenido de detergentes en el agua.
Cloro residual	Potable Efluentes depuradoras	Capacidad del agua para evitar contaminación microbiana.
Fenoles	Fuentes de abastecimiento Potable	Indicativo de contaminación industrial. Prueba poco empleada en la actualidad. Evitar riesgos de contaminación. Para verificar la potabilidad del agua, para certificar si un agua tiene propiedades curativas.
Radiactividad	Residual	Solo en efluentes contaminados para evaluar la magnitud o dar seguimiento al proceso de depuración.
Pruebas de toxicidad	Potable Residual	Determinar efectos de un contaminante sin distinguir forzosamente su naturaleza.

Tabla 5 Clasificación de los principales parámetros para caracterizar el agua

PROPIEDAD	PARÁMETRO
1. FÍSICOS	Color
	Olor
	Sabor
	Temperatura
	Turbiedad
	Sólidos
	Conductividad
	Alcalinidad
	Oxígeno disuelto
	pH
2. QUÍMICOS	No metales
	Metales
	Dureza
	Cloro residual
	Matena Orgánica
	DBO
	DOO
	COT
	Extractables con cloroformo
	SAAM
Grasas y aceites	
Fenoles	
3. BIOLÓGICOS	Bacteriológicos
	Coliformes totales
	Coliformes fecales
	<i>Vibrio Cholera</i>
	<i>Shignella</i>
	<i>Salmonella</i>
	<i>Giardia Lamblia</i>
	Huevos de helmintos
	Parasitológicos
	Viroológicos
4. RADIACTIVOS	Pruebas de toxicidad
	Aifa
	Globales
	Beta
	Específicas
	Cs, I, Ra, Sr, T y U

4.1.1. Composición física

- Color

El color verdadero se define como el color producido por sustancias disueltas y se aplica para agua potable. El color aparente está dado por los sólidos en suspensión más el color verdadero de la muestra. El método que se utiliza con mayor frecuencia para evaluarlo es el de la escala Pt-Co (platino-cobalto).

El color es muy importante en agua potable ya que puede dar una indicación rápida de la calidad. Además, junto con el olor determina la aceptación por parte del consumidor. Cuando el agua tiene 15 unidades de color verdadero (con un umbral de 3 para ciertas personas) no es aceptada por el público. El color afecta la efectividad del proceso de desinfección con cloro e incrementa el mal olor y sabor si están presentes fenoles. El color en el agua de abastecimiento puede ser originado por la presencia de iones metálicos como el hierro y el manganeso, sustancias húmicas, plancton o algas. Es un constituyente común de las aguas superficiales.

En el agua residual, el color se debe principalmente a procesos industriales como los de teñido de telas, fabricación de pinturas, procesamiento de alimentos, minería, refinación, etc. La coagulación seguida por sedimentación es el método más apropiado para

la remoción del color aparente. La dosificación del coagulante depende de la concentración inicial del color y del pH óptimo (generalmente ácido)

- Olor

Parámetro que proporciona información sobre el estado del agua y puede provocar rechazo por el consumidor. El agua potable desinfectada debe oler y saber ligeramente a cloro y se debe educar a la gente para aceptar y apreciar este sabor. Algunos olores indican el aumento de la actividad biológica, otros pueden originarse por la contaminación industrial. En lo que concierne a las aguas residuales, estas tienen un olor muy diferente en cuanto se trate de agua "fresca", esté en estado de descomposición o estabilizada. Un olor se describe mediante las siguientes características:

- Carácter: Con lo que lo asocia un sujeto
- Detectabilidad: A qué dilución con aire puro ya no es perceptible
- Apestabilidad: Qué tan desagradable es
- Intensidad: Qué tan fuerte es.

El olor es evaluado por personas y no con aparatos por lo que los resultados son subjetivos, ya que es posible que el sentido del olfato se adapte después de una exposición prolongada. Además, es muy difícil coleccionar y preservar muestras.

- Sabor

Al igual que el olor, tiene su origen por la presencia de minerales (metales y sales del suelo) o por productos finales de las reacciones biológicas. Los compuestos inorgánicos generalmente producen sabor pero no olor, en cambio, los orgánicos producen ambos. (p.ej. el petróleo y los sulfuros producto de la descomposición biológica). Es un parámetro de agua potable medido por catadores. Ciertas sales, como el bicarbonato de sodio y el cloruro de calcio, deben existir en el agua en concentraciones similares a las de la saliva para que el agua no parezca insípida.

- Temperatura

Influye sobre las tasas de crecimiento biológico, las reacciones químicas, la solubilidad de los contaminantes o compuestos requeridos (sólidos, líquidos o gases, principalmente O_2) y en el desarrollo de la vida. No tiene efectos directos a la salud, no obstante, una mayor temperatura (alrededor de $40^\circ C$) favorece al desarrollo de microorganismos y acrecienta los problemas de sabor, olor, color y corrosión.

Es importante recordar que en un líquido a mayor temperatura mayor solubilidad de un sólido pero menor la de un gas, motivo por el cual la contaminación térmica acaba con la vida aerobia de un cuerpo de agua, al eliminar el oxígeno disuelto del líquido. La temperatura del agua residual es generalmente más alta que en la del agua potable, debido a la adición de agua caliente procedente de casas y actividades industriales.

El valor de la temperatura se requiere para la determinación de gran número de parámetros o propiedades del agua como son alcalinidad, índice de saturación, conductividad, etc. Es el parámetro principal para el seguimiento de la contaminación térmica. Las mediciones se efectúan con un termómetro capilar de mercurio con precisiones de $0.1^\circ C$ e intervalo de 10 a $110^\circ C$.

- Turbiedad

Parámetro que mide qué tanto la luz es absorbida o dispersada por la materia suspendida (sedimentable y coloidal) del agua. La turbiedad no es un análisis cuantitativo de los sólidos suspendidos. En aguas superficiales se debe en gran parte a la presencia de arcilla y otros minerales cuyos tamaños son del orden de 0.2 a $5 \mu m$, es decir, incluyen sólidos de una escala superior a la de los verdaderos coloides.

La turbiedad ocasionada por materia coloidal puede ser resultado de la presencia de detergentes, jabones o emulsificadores. El impacto que generan es estético además de que forma un área de adsorción. Los coloides asociados con la turbiedad producen sabor, olor y posible daño a la salud. Por ejemplo, en agua natural, la turbiedad da color, interfiere en la penetración de la luz a través de la columna de agua y por tanto, interfiere en la fotosíntesis. La turbiedad propicia la acumulación de sedimentos que afectan la flora y fauna acuática.

El método empleado para medir la turbiedad es el nefelométrico, basado en la medición de la luz que es dispersada en un ángulo de 90° al atravesar una muestra. Las unidades que se emplean con mayor frecuencia son las UTN (unidades técnicas de nefelometría) aun cuando no existe una unidad universal para medirla. En Estados Unidos se emplea tanto las UTN (calibradas con formazina o solución de *Kieselghur*) como UTJ o los mg SiO₂/L. Los países del Este emplean como medida el contenido de sólidos medidos por el método gravimétrico. En México, se dan las lecturas indistintamente en UTN o UTJ (unidades técnicas Jackson) y es frecuente que se piense que son equivalentes, cuando no lo son.

Por otra parte, la correlación entre la turbiedad y la cantidad en peso de materia en suspensión raramente es lineal debido a la variación en tamaño, forma e índice de refractividad de las diferentes partículas que conforman los sólidos suspendidos.

Un agua potable tiene una turbiedad del orden de 5 UTN y una residual doméstica entre 100 y 150 UTN. Cuando la turbiedad de un agua excede de 5 unidades no se considera potable. Un agua clara de un lago tiene en promedio una turbiedad de 25 UTN en tanto que un agua lodosa fácilmente excede de 100 unidades de turbiedad. Un alto grado de turbiedad protege a los microorganismos durante la desinfección. En consecuencia su valor debe ser bajo (> 5, preferible 1 UTN) en agua de consumo.

- Sólidos

Se entiende por sólido todo residuo que queda después de la evaporación a 103°C. En la Figura 3 se presentan las diferentes formas en las cuales se puede encontrar los sólidos en el agua.

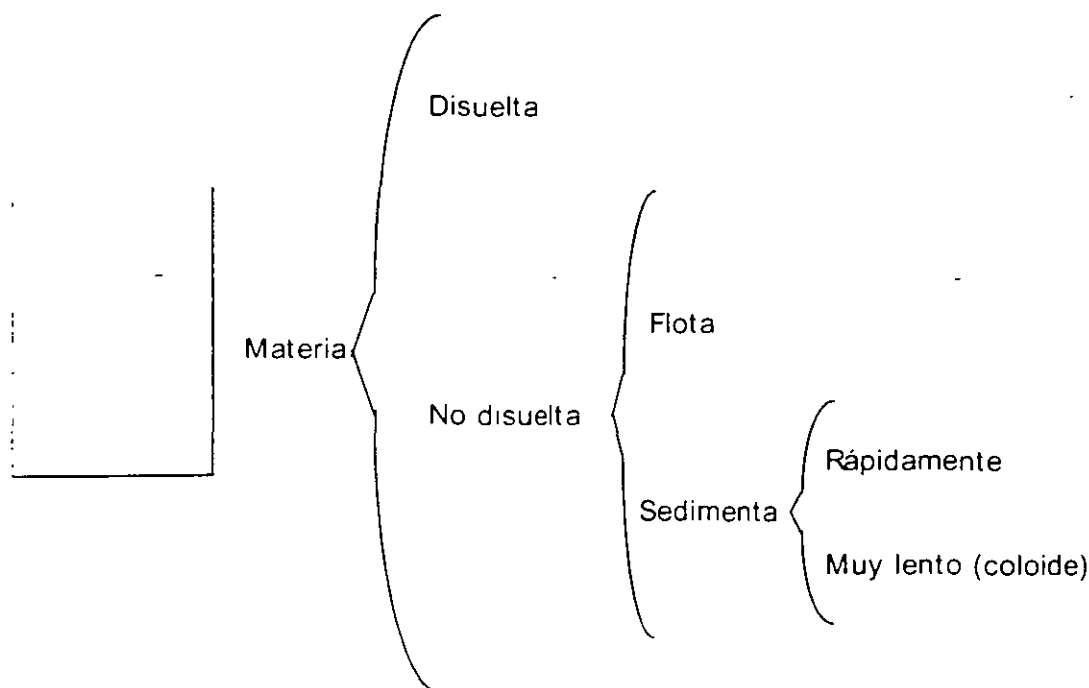


Figura 3 Como se presenta la materia en el agua

La prueba de sólidos evalúa compuestos muy variados por lo que se dice es una prueba global. En efecto, los sólidos incluyen tanto las sales inorgánicas (carbonatos, bicarbonatos, cloruros, sulfatos, fosfatos y nitratos de sodio, potasio, calcio, magnesio y fierro) como la materia orgánica. De este modo, cuando se mide sólidos se mide a los responsables de la dureza, los tóxicos y los compuestos necesarios para el desarrollo de la vida. A medida que disminuye el tamaño de un compuesto en el agua será más compleja la técnica de separación. De ahí la importancia por conocer como se encuentra la distribución del tamaño de los contaminantes. La determinación de los sólidos se emplea también para el seguimiento de procesos biológicos y fisicoquímicos y frecuentemente es un parámetro contenido en la reglamentación de descargas. En el laboratorio esta distribución se determina midiendo a los sólidos sedimentables, los suspendidos y disueltos o bien empleando una técnica muy moderna denominada DTP (Distribución del Tamaño de Partícula).

- ◊ **Sólidos sedimentables.**- Corresponde al volumen retenido en el fondo de un cono (Imhoff) después de 45 minutos de decantación y representan la fracción sólida de los contaminantes que serán fácilmente removidos por desarenación o sedimentación primaria, sus unidades son mg/L o bien, empleando la DTP.
- ◊ **Sólidos suspendidos totales (SST).** Son los retenidos al hacer pasar el agua a través de un filtro con apertura de poro de 0.45 μm . Representa la fracción contaminante susceptible de ser eliminada por sedimentación, floculación o filtración. Lo constituyen las partículas inorgánicas (arcillas arenas suelos) y orgánicas (fibras de plantas, células de algas, bacterias, microorganismos, etc.) Pueden provocar la formación de un área expuesta a la adsorción de agentes químicos y biológicos, y la presencia de materia orgánica que al degradarse deteriora la calidad del agua. Un tratamiento secundario convencional de agua residual deja del orden de 30 mg/L de SST
- ◊ **Sólidos disueltos (filtrables).** Son los que atraviesan un filtro con poro de 0.45 μm . Se componen de sólidos coloidales y disueltos. La fracción coloidal consiste en partículas con un diámetro entre 10^{-3} a 1 μm (Tabla 6). Los disueltos son iones y moléculas, que se encuentran presentes en disolución en el agua. La concentración de sólidos disueltos se debe a la presencia de minerales gases, productos de la descomposición de materia orgánica, metales y compuestos químicos orgánicos que dan color, olor, sabor y, eventualmente toxicidad al agua que los contiene. Concentraciones elevadas afectan el sabor del agua y aumentan la conductividad eléctrica que está relacionada con los procesos de corrosión.

Tabla 6 Clasificación y tamaño de partículas presentes en el agua residual

TIPO DE PARTÍCULAS	TAMAÑO
Suspendidas o no filtrables	mayores a 1 μm
Coloidales	10^{-3} - 1 μm
Disueltas	menores a 10^{-3}
Sedimentables	mayores a 10 μm
Eliminables por coagulación	10^{-3} - 10 μm

Se ha establecido un límite de 500 mg/L de sólidos disueltos con base en propiedades organolépticas. El intervalo usual de sólidos disueltos en agua de abastecimiento es de 25 a 5 000 mg/L. la concentración normalmente deseable es de 200 mg/L. En la industria, el empleo de agua mineralizada es inadecuada para la mayor parte de los procesos. Para evitar la precipitación en las calderas o cualquier otra unidad de transferencia de calor se debe mantener un bajo contenido de sólidos disueltos, condición que es también necesaria en los procesos de congelación lavado de utensilios y fabricación de alimentos. En estos casos la concentración de *residuos filtrables* deseable es menor a 200 mg/L.

Cuando el agua tiene iones (sodio, magnesio, cloruro o sulfato, por ejemplo) la reducción de los Sólidos Disueltos Totales (SDT) requiere métodos de tratamiento más selectivos como la ósmosis inversa, la electrodiálisis, la destilación y el intercambio iónico. El intercambio iónico y la electrodiálisis son aplicables para concentraciones por arriba de 5.000 mg/L de SDT, mientras que la destilación y la ósmosis para valores inferiores.

En cada una de las porciones citadas (suspendida y filtrable) se puede realizar posteriormente el análisis de volatilidad que consiste en hacer pasar la muestra por una mufla a 550°C. El material que se pierde por ignición corresponde al contenido orgánico (fracción volátil) y el que permanece, al inorgánico (fracción fija). En la Figura 4 se muestra la clasificación completa de los tipos de sólidos que se pueden determinar mediante el método gravimétrico.

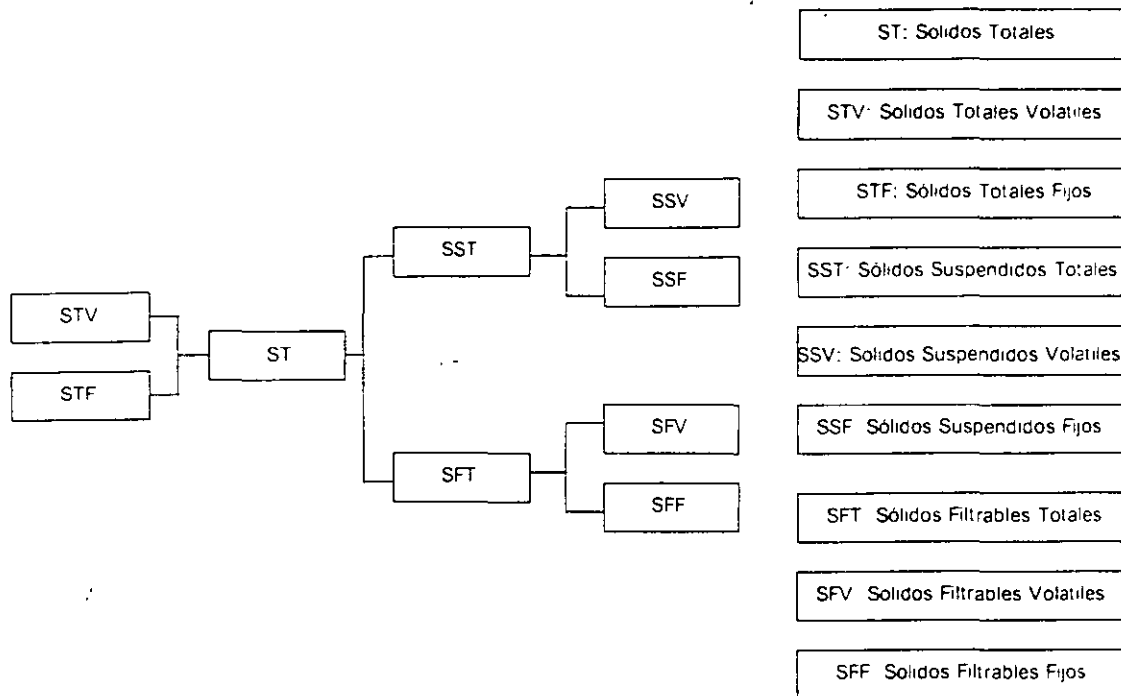


Figura 4 Nueve formas en que se miden los sólidos contenidos en una agua por el método gravimétrico.

Conductividad

Representa la capacidad de una solución para transmitir una corriente eléctrica. Su valor depende del tipo de iones involucrados, sus concentraciones, el estado de oxidación de los mismos, así como la concentración relativa de cada uno y la temperatura. En general, las soluciones de ácidos, bases y sales son buenas conductoras, pero las de compuestos orgánicos lo son escasa o nuliamente. La conductividad de electrolitos (no la metálica) es muy dependiente de la temperatura, aproximadamente 1.9%/°C.

Lo que con frecuencia se mide en el laboratorio no es la conductividad sino la resistencia al paso de la corriente en ohms. La resistencia de un conductor es inversamente proporcional al área transversal y, directamente a la longitud. En consecuencia la resistencia depende de las características de la celda empleada para medirla, por lo que los aparatos efectúan este ajuste. Los valores se reportan a 25°C. El recíproco de la resistencia es la conductancia y se mide en ohms⁻¹ o mhos. De hecho, para el agua usualmente son μ mhos. Cuando este valor se ajusta por la superficie de la celda, se denomina conductividad específica y se expresa en μ mhos/cm. En el sistema Internacional al μ mhos se le conoce como siemens (S) y 1 μ S/m equivale a 10 μ mhos/cm.

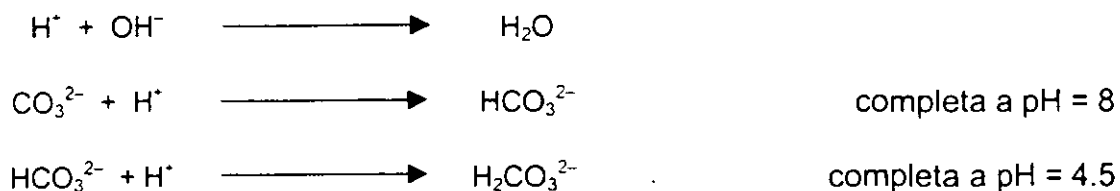
La conductividad del agua residual depende de la fuente de abastecimiento, y sólo algunos procesos industriales la modifican significativamente. Este parámetro, se adapta fácilmente a monitoreos continuos y es un indicador rápido de contaminación en cuerpos de agua. Se puede evaluar con ella el contenido de sólidos disueltos en forma rápida si se conoce el factor de conversión, el cual para agua potable oscila entre 0.55 y 0.9. La conductividad es un excelente auxiliar para determinar la calidad del agua destilada de un laboratorio. Un agua recientemente destilada tiene una conductividad de 0.5 a 2 μ mhos/cm, la cual incrementa entre 2 y 4 después de algunas semanas por la disolución del CO₂ atmosférico principalmente. La conductividad promedio del agua potable en Estados Unidos varía entre 50 y 1,500 μ mhos/cm y la de México de 300 a 1,000 μ mhos/cm.

4.1.2. Composición química

Alcalinidad

Expresa la capacidad que tiene un agua para mantener su pH a pesar de recibir una solución ácida o alcalina. Corresponde principalmente a los hidróxidos, carbonatos y bicarbonatos de los iones Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺, K⁺ y NH₄⁺, siendo los más comunes los de calcio y magnesio. Cuando el agua contiene boratos, fosfatos o silicatos también son medidos por este método, de ahí que la

prueba sea considerada como global. La alcalinidad se determina mediante la titulación con un ácido (H_2SO_4 , 0.02 N) y el resultado se expresa como mg $CaCO_3/L$. Las reacciones que ocurren, son:



Estas reacciones explican porque la cantidad de ácido para titular una muestra de agua a un pH de 4.5 representa la alcalinidad total del agua

Concentraciones elevadas de alcalinidad pueden tener un efecto negativo en cultivos, según sea su composición química. La alcalinidad se emplea como parametro de seguimiento en potabilizadoras y depuradoras. El agua residual domestica tiene por lo general una alcalinidad menor, o cuando mucho, ligeramente superior a la del abastecimiento y es del orden de 50 a 200 mg $CaCO_3/L$. El principal efecto de la alcalinidad es la reacción de ésta con ciertos cationes en el agua que conduce a la formación de precipitados

- Cloro residual

La cloración del agua de abastecimiento o de agua tratada tiene por objeto destruir o desactivar microorganismos patógenos. Un segundo efecto importante, sobretodo en agua de abastecimiento, es mejorar la calidad global por la reacción del cloro con el nitrógeno amoniacal, fierro, manganeso, sulfuros y algunos compuestos orgánicos. El cloro libre (principalmente $HOCl^-$ y OCl^-) así como el combinado (cloraminas) se determina por la formación de un compuesto amarillo con ortotoluidina el cual se mide a 435 o 490 nm en un espectrofotometro. Para medir cloro residual en forma aproximada existen dispositivos muy sencillos como los empleados en albercas. Estos dispositivos, sumamente baratos, son faciles de manejar en casa y ayudan a controlar el contenido de cloro en el agua que debe ser de 0.2 a 0.5 mg/L para asegurar un nivel de desinfección aceptable

- Dureza

Es un parametro para agua potable y de uso industrial. Representa la concentración de cationes metálicos multivalentes presentes en el agua. Cuando se encuentra en cantidad importante se dice que el agua es "dura" y significa que contiene sales incrustantes, dificulta la cocción de legumbres e impide la formación de espuma con el jabón. Esto se debe a que los cationes reaccionan con ciertos aniones para formar precipitados, a condiciones supersaturadas. Su efecto sobre los detergentes redundo en un mayor consumo de estos y conduce a la formación de precipitados que se acumulan en los conductos

La dureza se clasifica en carbonatada, y no carbonatada. La dureza carbonatada es sensible al calor, precipita a altas temperaturas y se denomina temporal. Es equivalente a la alcalinidad. La dureza permanente requiere métodos mas sofisticados de remoción que la simple elevación de la temperatura. Los constituyentes de la dureza son:

Ca^{2-}	Calcio
Mg^{2-}	Magnesio
Fe^{2-}	Fierro
Mn^{2-}	Manganeso
Sr^{2-}	Estroncio
Al^{3-}	Aluminio

La mas comun es la de calcio y magnesio, por lo que para determinarla en laboratorio sólo se toma en consideración estos elementos. La dureza adquiere valores de cero a cientos de mg/L en función de la fuente de abastecimiento o el procesamiento que se haya dado al agua. Las aguas duras contienen de 150 a 300 mg/L como $CaCO_3$. Con base en la experiencia se considera que una dureza de 80 a 100 mg/L como $CaCO_3$ es aceptable en agua potable

Se pueden utilizar diferentes metodos para el ablandamiento del agua. El mas usado es el de precipitación del Mg^{2+} y Ca^{2+} como hidróxido y carbonato respectivamente a pH alto agregando cal y carbonato de sodio. El agua ablandada por intercambio iónico también es muy usada y logra un ablandamiento total

Índice de saturación

El índice de saturación del carbonato de calcio se emplea para evaluar la tendencia recalcitrante o corrosiva del agua. Es de suma importancia para proteger las tuberías, torres de enfriamiento o cualquier otro ducto donde circule agua caliente. Un agua que contiene más del carbonato de calcio con el que está en equilibrio tiende a ser incrustante, en caso contrario adquiere un poder corrosivo. Existen diferentes formas para evaluar esta característica que involucra la medición de diversos parámetros. Los métodos se clasifican en dos grupos: aquellos que evalúan el carácter del agua, es decir si es corrosiva (subsaturada) o incrustante (sobresaturada), y aquellos que evalúan la cantidad de carbonato de calcio que precipitará o se disolverá. Estos últimos proporcionan mayor información pero son más complejos de determinar. El que menos mediciones requiere incluye la alcalinidad total, el calcio total, el pH, la temperatura y la fuerza iónica (medida como conductividad o contenido de sólidos).

Índice de Langelier

El más común de los índices es el de Langelier. El índice de Langelier (IL) se evalúa midiendo las concentraciones de calcio, alcalinidad, sales disueltas, pH y temperatura del agua. Se basa en la comparación del pH de saturación del carbonato de calcio (pH_s) respecto a la concentración de este compuesto en el agua. Se calcula como:

$$IL = pH_a - pH_s$$

Donde

pH_a: Valor del pH medido en el agua

pH_s: Valor hipotético de pH a partir del valor del pH del agua, la temperatura, la alcalinidad, el calcio y las sales disueltas

Un valor positivo indica una tendencia incrustante en tanto que un valor negativo implica una tendencia disolvente, que puede llegar a la corrosión.

De acuerdo con el índice de Langelier

ÍNDICE DE LANGELIER	EQUIPO DE RIEGO
≤ - 0.2	Se incrementan los problemas de corrosión en sistemas de metal y de concreto.
Meta de calidad - 0.2 a + 0.2	No hay prácticamente problemas de corrosión ni de incrustación.
> + 0.2	Se incrementan los problemas de incrustación y de entartramiento en las tuberías, los aspersores y los orificios.

Índice de agresividad (IA)

Se formuló para evaluar la corrosividad en un tubo de asbesto-cemento y se define como

$$IA = pH + \log_{10} (AH)$$

donde

A: Alcalinidad total en mgCaCO₃/L

H: Dureza de calcio en mgCaCO₃/L

Su interpretación se presenta en el cuadro siguiente

ÍNDICE DE AGRESIVIDAD	PROPIEDAD DEL AGUA
≤ 12	No agresiva
10.0 a 11.9	Moderadamente agresiva
≥ 11.9	Muy agresiva

Índice Ryznar (IR)

Se define como

$$IR = 2 \text{ pHs} - \text{pHa}$$

donde

pHs y pHa tienen el mismo significado que para el índice de Langelier.

Una fórmula alterna del índice de Ryznar es:

$$IR = \text{pHa} - 2 \text{ IL}$$

donde

IL: Índice de Langelier

ÍNDICE DE RYZNAR	EFEECTO
< 6.5	Tendencia incrustante
> 6.5	Tendencia corrosiva

Relación de corrosión (R)

Se usa para estimar la tendencia corrosiva de los iones cloruros y sulfatos, y está dada por:

$$R = \frac{\text{meq}_l (\text{Cl}^- + \text{SO}_4^{2-})}{\text{meq}_l (\text{alcalinidad como CaCO}_3)}$$

Una relación debajo de 0.1 generalmente indica que no hay tendencia a la corrosión en aguas neutras o ligeramente alcalinas y oxigenadas. Valores superiores indican tendencias a una corrosión progresiva, es decir, el agua es agresiva.

- No metales

- Cloruros, Cl⁻

El cloruro presente en el agua de bebida procede de las fuentes naturales, las aguas residuales, los efluentes industriales, la escorrentía urbana y de intrusiones salinas.

Los cloruros junto con los sulfatos afectan el sabor del agua potable y además le confieren un poder laxante. La concentración que provoca tales efectos varía en función de cada individuo, la presencia de otras sustancias y la aclimatación del consumidor. Por ello, la concentración permisible se define en función de un intervalo para cada sal. El estándar de 250 mg/L para cloruros y sulfatos es consecuencia de una serie de estudios efectuados, sin embargo, se sabe que en muchos lugares se emplea agua con un contenido superior sin tener problemas de salud. Concentraciones elevadas de cloruros corroen los metales de los sistemas de distribución especialmente en agua de escasa alcalinidad. No se propone un valor guía basado en criterios sanitarios sino en su aceptación pública pues en concentraciones superiores a 250 mg/L puede alterar su sabor.

La remoción de cloruros se logra por intercambio iónico, electrodiálisis u ósmosis inversa. El intercambio iónico es con resinas aniónicas de base débil que además eliminan ácidos fuertes y iones ácidos. La electrodiálisis ha sido empleada especialmente para aguas saladas obteniendo remociones del 30%.

- Fluor, F

Representa aproximadamente 0.3 g/kg de la corteza terrestre. Sus compuestos inorgánicos se utilizan en la producción de aluminio y la fabricación de fertilizantes fosfatados.

El fluor es un elemento que se desea tener en el agua potable. La concentración óptima para evitar las caries en la población infantil es de 0.7 a 1.2 mg/L. Pero, concentraciones superiores a 4.0 mg/L provocan fluorosis dental (oscurecimiento del esmalte).

Un consumo de 8 a 20 mg/L de fluoruro durante un periodo largo afecta al sistema óseo. Con base en un consumo de 2 litros de agua por día, se considera que una dosis de 2.000 mg/L es letal. La concentración máxima presente en forma natural en el agua de abastecimiento rara vez excede de 5 mg/L. Para el establecimiento de un valor guía del fluoruro es importante considerar las condiciones climáticas, la cantidad de agua consumida y el aporte por otras fuentes, sin embargo, el valor guía establecido por la OMS en 1984 es de 1.5 mg/L.

- Silicio, Si

Es el segundo elemento más abundante en la corteza. Se presenta en su forma oxidada (SiO_2 , sílica) en el cuarzo y en la arena o formando parte de otros minerales, especialmente en rocas ígneas. En el agua dulce frecuentemente se encuentra SiO_2 del orden de 1 a 30 mg/L, rara vez llega a alcanzar 100 mg/L. En cambio, en aguas salobres la concentración es del orden de 1.000 mg/L. Desde el punto de vista salud humana, no representa ningún riesgo en agua. En cambio la sílica sí es un contaminante cuando se emplea el agua en la industria debido a la formación de incrustaciones, especialmente en los álabes de las turbinas de vapor de alta presión. Se elimina por precipitación con óxido de magnesio o por ablandamiento con cal en frío o caliente.

- Radicales

- Cianuros, CN^-

Por cianuros se entienden todos los compuestos con el grupo funcional CN^- . La forma más tóxica es el HCN (ácido cianhídrico), que es la que con mayor frecuencia se encuentra en el agua. Los cianuros de sodio y potasio son usados en la extracción de minerales, en galvanoplastia, para la fabricación de ácido cianhídrico e insecticidas, para la limpieza de metales y la elaboración de colorantes y pigmentos. Los cianuros se pueden encontrar en varios alimentos (ej. almendra) sin embargo, generalmente al cocinarlos son destruidos.

Los cianuros tienen efectos sobre la tiroides y el sistema nervioso cuando es consumido en concentraciones bajas por largos periodos.

Se ha comprobado que con 4.7 mg de CN^- al día no hay efecto alguno, por lo que si se beben 2 L por día el valor máximo permisible será de 2.35 mg/L. Se obtuvo un valor guía de 0.07 mg/L (OMS, 1995) que se cree ofrece una protección suficiente contra la exposición tanto aguda como prolongada.

Se recomienda en agua dulce para protección de la vida acuática el valor de 3.5 $\mu\text{g/L}$ como promedio de 24 h y no exceder 52.0 $\mu\text{g/L}$, en agua salada se propone una concentración de 30 $\mu\text{g/L}$ de toxicidad aguda y 2.0 mg/L para crónica, para protección de la vida humana son 200 $\mu\text{g/L}$. En truchas concentraciones tan bajas como 0.05 mg/L provocan la muerte. Por lo regular, 50 a 60 mg de cianuros en una dosis suele ser fatal. Dosis inferiores a 10 mg son aceptadas por el organismo ya que el compuesto es transformado en tiocianato.

La cloración alcalina oxida parcialmente los cianuros a cianato (CNO^-) que es 20 veces menos tóxico que el cianuro, o completamente a dióxido de carbono (CO_2) y nitrógeno (N_2). El principal problema asociado con la eliminación del cianuro es la presencia del hierro soluble que actúa como interferencia.

- Sulfuros, sulfitos y sulfatos, S, SO_3^{2-} y SO_4^{2-}

El H_2S es muy tóxico y ha causado la muerte de numerosos trabajadores de drenajes. Corroe los metales y el concreto debido a que es oxidado por acción biológica para formar H_2SO_4 (ácido sulfúrico). En el agua residual su fuente es la materia orgánica y la reducción de los sulfatos por bacterias. Su presencia se detecta fácilmente por el olor, el cual se siente a partir de 0.025 a 0.25 $\mu\text{g/L}$ dependiendo de que tan limpia este el agua.

A $\text{pH} < 7$ predomina el H_2S , pero en condiciones alcalinas se disocia en sus iones que tienen menor olor (sulfuros). En los manantiales de agua caliente es frecuente encontrar sulfuros. Para agua potable no existe valor guía del H_2S ya que es fácilmente detectado y rechazado por el consumidor. El sulfuro se oxida rápidamente y se convierte en sulfitos y sulfatos.

Los sulfitos (SO_3^{2-}), se presentan en el agua de calderas pues se le añade para eliminar el oxígeno disuelto que corroe el metal. Un exceso del ion sulfito es perjudicial debido a que baja el pH y promueve la corrosión. Su eliminación de las descargas es importante ya que tiene efectos tóxicos sobre los peces y en general, sobre la vida acuática.

Los sulfatos (SO_4^{2-}) son muy abundantes en la naturaleza y su presencia en el agua varía de algunos a varios miles de miligramos por litro. Una de las principales fuentes son los drenados de minas por la oxidación de la pirita. Los sulfatos de sodio y magnesio tienen un efecto laxante en concentraciones del orden de 1,000 mg/L y además incrementan la corrosión de metales. Imparten sabor al agua, en menor medida que los cloruros y carbonatos, en concentraciones del orden de 200 a 500 mg SO_4^{2-} /L, para agua potable el valor guía es de 400 mg/L (OMS, 1995).

Los sulfatos no se remueven durante los procesos convencionales de tratamiento, al contrario, durante la potabilización con sales de aluminio incrementan su concentración.

- Metales

Son los elementos situados en los grupos I, II, III y parte del IV de la Tabla Periódica. Dichos elementos tienen la propiedad de transmitir bien la electricidad, son flexibles y poseen brillo. Algunos metales son necesarios para los seres vivos, pero pueden llegar a ser tóxicos si rebasan ciertas concentraciones. Químicamente se entiende por metal pesado aquel cuya densidad es mayor a 5 g/cm³, pero la costumbre ha hecho que la connotación se emplee para aquellos que son tóxicos y que en realidad abarcan los grupos de transición y postransición de la tabla periódica (Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb y Zn) al igual que el de los metaloides (As y Se). En consecuencia, los "metales pesados", como se acostumbra entender en Ingeniería Ambiental, no son todos metales ni pesados, desde el punto de vista químico.

En la determinación de metales es frecuente emplear el término disueltos, cuando el análisis se efectúa sobre el filtrado a 0.45 μm y sin acidificar, en caso contrario se habla de metales suspendidos. Por metales totales en algunos casos denominados extractables, se entiende la detección en una muestra no filtrada y sujeta a una digestión fuerte con ácido. Lo anterior es muy importante de tomar en cuenta para la toma de muestras, ya que el empleo de un ácido para la preservación de la muestra debe ser evitado. En general, como se mencionó para la detección de los metales se emplea la absorción atómica.

La concentración de metales en agua residual doméstica es generalmente baja y proviene de compuestos específicos, al contrario de algunas descargas industriales. Los metales que están en forma insoluble son fácilmente eliminados por sedimentación primaria (aproximadamente entre el 36% y 62%) en cambio, los solubles son difíciles de remover y requieren etapas específicas de tratamiento, aunque en bajas concentraciones son parcialmente eliminados durante el tratamiento secundario de tipo biológico.

A continuación se presenta un resumen de las características más importantes de los metales.

- Aluminio, Al

No se encuentra naturalmente en forma elemental, sin embargo, es uno de los metales más abundantes en la superficie terrestre ($\approx 8\%$). Está presente en suelos, plantas y tejidos animales. Los compuestos del Al son comúnmente utilizados en el tratamiento del agua y su presencia en el agua de bebida se debe generalmente a deficiencias en el control del proceso. El Al en presencia de hierro puede causar decoloración. Su metabolismo en el cuerpo humano es poco conocido, al parecer el Al inorgánico se absorbe mal y se excreta casi completamente en la orina. Aunque su ingesta no parece ser dañina, sus compuestos han sido asociados con desórdenes neurológicos. Existe una asociación entre el Al y la enfermedad de Alzheimer, pero aún no está confirmada.

- Antimonio, Sb

Las sales de Sb y sus complejos orgánicos se encuentran habitualmente en alimentos y agua en bajas concentraciones. Sus principales usos consisten en aleaciones debido a sus propiedades de dureza, fuerza mecánica y resistencia a la corrosión. También se le emplea en abrasivos, pigmentos, plastificantes y catalizadores en síntesis orgánica.

- Arsénico, As

Las fuentes de As son formaciones rocosas naturales, residuos industriales, pesticidas, fertilizantes y detergentes. También se le encuentra en algunos alimentos como el pescado y el tabaco, y en el aire de algunas localidades. Se presenta en el agua procedente de la disolución de minerales y menas, efluentes industriales y el lavado de la atmósfera. Parece haber una relación entre el cáncer de la piel y los altos niveles de As en el agua potable. En su forma elemental no se le considera

particularmente tóxico, aunque ingestas continuas incrementan la incidencia de cáncer en la piel. Las formas orgánicas del As son menos tóxicas que las inorgánicas y los arsenitos son más tóxicos que los arsenatos.

- Bario, Ba

Está presente en diversos compuestos que forman parte de la corteza terrestre, por lo que su presencia en el agua es natural. En el agua subterránea su concentración es a nivel de trazas, y su presencia en agua superficial se debe principalmente a que recibe residuos industriales con Ba, ya que tiene diversas aplicaciones industriales. Es un estimulante muscular y con altas concentraciones puede ser dañino al sistema nervioso y al corazón.

- Berilio, Be

El Be no es común en el agua (concentraciones menores de $1 \mu\text{g/L}$) ya que es poco soluble. Es resistente al calor y se emplea en aleaciones con Cu en aparatos eléctricos, materiales de guerra, reactores atómicos y como aditivo en combustibles especiales, en cerámica y refractarios especiales. Es extremadamente tóxico, sin embargo, tiene una mala absorción en el organismo.

- Cadmio, Cd

Las fuentes principales de Cd son cañerías del agua y tuberías de hierro galvanizado, los residuos industriales del electroplatinado, pesticidas, soldaduras, filamentos incandescentes, residuos de fotografía, pinturas, utensilios y plásticos hechos a partir de cadmio, entre otros. El cadmio vaporiza cuando se quema y sus sales se disuelven en el agua por lo que puede encontrarse en las aguas residuales y sus lodos, en fertilizantes, corrientes de agua y en el agua de bebida. Su absorción en el cuerpo depende de la solubilidad de sus compuestos, se acumula principalmente en los riñones y altas concentraciones de cadmio se relacionan con hipertensión, bronquitis crónica y enfisema.

- Cobre, Cu

Se le encuentra comúnmente en el agua de bebida en concentraciones menores a $20 \mu\text{g/L}$. La fuente principal de Cu en las fuentes de abastecimiento es la corrosión de las tuberías del sistema de distribución y la adición de sales de Cu en el tratamiento del agua para el control del crecimiento de las algas. El Cu es un buen conductor, por lo que es ampliamente utilizado en la industria eléctrica y en aleaciones con otros metales. Los compuestos orgánicos del cobre se utilizan como fungicidas, insecticidas, catalizadores y en la formación de pigmentos entre otros usos. Es un nutriente esencial, pero que en concentraciones excesivas es tóxico para los peces. Su deficiencia está asociada con la anemia.

- Cromo, Cr

Se presenta en el agua en sus dos estados de oxidación (III y VI), siendo el más común el III. La valencia del cromo se ve afectada por los niveles de desinfección y la presencia de compuestos orgánicos susceptibles de ser reducidos. Las fuentes primarias de cromo en el agua son las operaciones del minado, residuos del platinado y la combustión de residuos fósiles. El Cr^{3+} es un nutriente esencial, no es tóxico y se absorbe pobremente, su deficiencia resulta en intolerancia a la glucosa y la inhabilidad para utilizarla entre otros desórdenes metabólicos. El Cr^{6+} es tóxico, se absorbe fácilmente y puede atravesar las membranas celulares, produce daños en el hígado y los riñones, hemorragia interna y desórdenes respiratorios.

- Hierro, Fe

Es un elemento muy abundante en la corteza terrestre, se encuentra naturalmente en aguas subterráneas y en algunas superficiales. También entra al agua debido a los depósitos y a las actividades del minado de Fe. Puede estar presente en el agua de bebida debido a la utilización de coagulantes de Fe, o bien debido a la corrosión de las tuberías. Es un elemento esencial para la salud y sus requerimientos están en función de la edad, sexo y estado fisiológico.

- Manganese, Mn

Es un metal muy abundante en la corteza terrestre, y en general se presenta junto con el Fe. Su presencia en agua pobre en oxígeno puede alcanzar concentraciones de varios mg/L, mientras que en presencia de oxígeno forma óxidos insolubles que provocan la aparición de depósitos no deseables en los sistemas de distribución.

El Mn es un oligoelemento indispensable y no se ha confirmado que sea tóxico para los seres humanos en el agua de bebida.

- Mercurio, Hg

Se encuentra en la naturaleza en su forma elemental y en compuestos orgánicos. Las concentraciones en agua contaminada son normalmente menores a 1 µg/L. Es muy utilizado en los sectores industrial, médico y agrícola. El Hg inorgánico no cumple ninguna función fisiológica en el cuerpo humano, es pobremente absorbido en el tracto gastrointestinal, no penetra las células y es menos tóxico que el metilmercurio. Los principales órganos afectados son los riñones, también afecta el sistema nervioso central causando la muerte y/o disfunciones motoras y mentales.

- Molibdeno, Mo

La concentración de Mo en el agua de bebida es generalmente inferior a 10 µg/L. No obstante en las cercanías a minas llega a haber concentraciones de hasta 200 µg/L. Es un metal traza esencial en la dieta. Los efectos de una sobreexposición pueden incluir daño al hígado y a los riñones. La exposición crónica resulta en la pérdida de peso, anomalías en los huesos e infertilidad en las mujeres.

- Níquel, Ni

Es común en el agua potable en concentraciones menores a 0.02 mg/L, en casos especiales de liberación de depósitos naturales o industriales la concentración puede ser mayor. Se le emplea en el electroplatinado, instrumentos dentales, elaboración de cerámica y vidrio de color, en la hidrogenación catalítica de aceites y grasas, como intermediario en reacciones orgánicas, en amalgamas y aleaciones. La mayor parte del Ni ingerido es excretado, sin embargo, la absorción ocurre en el tracto gastrointestinal. Los efectos agudos por una sobreexposición incluyen pérdida del peso corporal, cambios en la sangre y las enzimas. No hay pruebas que demuestren que el Ni sea carcinogénico por la ingesta oral.

- Plata, Ag

Se le puede hallar en concentraciones traza en el agua natural y en el agua de suministro debido a las fuentes naturales o a los desechos industriales. Sobre todo se le encuentra en forma de sulfuros y óxidos insolubles y estables. Puede ser utilizada como desinfectante del agua en pequeñas cantidades. En aleaciones con Cu, Al, Cd, Pb y Sb para joyerías, ornamentos e instrumentos científicos. Se usa en fotografía, en la elaboración de porcelana y espejos. Sus compuestos se utilizan como antisépticos o astringentes. La plata coloidal puede causar decoloración permanente de la piel, los ojos y las membranas mucosas (argiria), sin embargo, no se conocen casos de argiria por la ingesta de plata en el agua potable. No hay evidencia de que sea carcinogénica o mutagénica.

- Plomo, Pb

Se utiliza principalmente para la producción de acumuladores de plomo-ácido, soldaduras y aleaciones, se le encuentra en el agua debido a la corrosión de las tuberías y la soldadura. Los niños lo absorben con más rapidez que los adultos. La exposición al plomo de la sangre se asocia con efectos fisiológicos como la anemia, daño a los riñones, interferencia con el metabolismo de la vitamina D, elevación de la presión arterial, etc. Es tóxico para el sistema nervioso central y periférico y tiene efectos neurológicos subencefalopáticos y del comportamiento.

- Selenio, Se

Su concentración en agua potable es tradicionalmente baja, sin embargo, su abundante presencia en algunos suelos provoca altas concentraciones en los pozos cercanos. La principal fuente de selenio para la población en general son alimentos como cereales, carne y pescado. Se le usa en la elaboración de pigmentos, vidrio y pinturas, como agente vulcanizador de caucho, insecticida, en la manufactura de electrodos, fotoceldas y celdas de selenio. Forma parte de las aleaciones con acero, Cu, Au, Ni y Ag. Es esencial en la dieta y se le obtiene principalmente de los alimentos. Su carencia provoca serias alteraciones, pero sobrepasando el requerimiento es sumamente tóxico.

- Sodio, Na

Es un constituyente abundante en el agua ya que sus sales son extremadamente solubles. Se asocia con la alta presión en la sangre y enfermedades del corazón. Ciertas enfermedades se ven agravadas por altas ingestas de NaCl, como la cirrosis y enfermedades renales y del corazón.

- Uranio, U

Se encuentra presente, principalmente en su forma hexavalente. Es utilizado como combustible en plantas nucleares y se desprende como subproducto de la combustión del carbón y otros combustibles, así como de fertilizantes fosfatados. Su presencia en agua se debe a la lixiviación de fuentes naturales y de los residuos de las plantas nucleares almacenados. No existe suficiente información disponible sobre sus concentraciones en agua y alimentos.

- Zinc, Zn

Se le encuentra comúnmente en fuentes de agua y en el agua de suministro debido a la corrosión del sistema de la red. Concentraciones mayores a 5 mg/L causan un sabor metálico provocando náusea y vómito, concentraciones más altas le dan coloración al agua. Los efectos nocivos provienen principalmente por la baja ingesta, ocasionando la pérdida del sabor, hipogonadismo y fallas en el crecimiento. El exceso de Zn causa debilidad muscular y dolor, irritabilidad y náuseas.

La Tabla 7 muestra los que se consideran de riesgo en agua de consumo, para los cuales, la OMS ha establecido un valor guía.

Tabla 7 Valores guía de los componentes inorgánicos

ELEMENTO	VALOR GUIA mg/L	OBSERVACIONES
Antimonio	0.005 (P) ^a	
Arsénico	0.01 ^b (P)	Para un riesgo adicional de cáncer en la piel de $5 \cdot 10^{-4}$
Bario	0.7	
Berilio		NDS ^c
Boro	0.3	
Cadmio	0.003	
Cobre	2 (P)	ASO ^d
Cromo	0.05 (P)	
Manganeso	0.5 (P)	ASO
Mercurio (total)	0.001	
Molibdeno	0.07	
Níquel	0.02	
Plomo	0.01	Se reconoce que no toda el agua se ajustará inmediatamente al valor guía, entretanto deberán aplicarse todas las demás medidas recomendadas para reducir la exposición total al plomo.
Selenio	0.01	
Uranio		NDS

^a (P) Valor guía provisional debido a que la información sobre los efectos en la salud es limitada.

^b El valor guía representa un riesgo adicional de cáncer durante toda la vida de 10^{-4} (un caso adicional de cáncer por cada 100.000 personas que ingieran agua que contenga la sustancia en la concentración equivalente al valor guía durante 70 años).

^c NDS: No hay datos suficientes para recomendar un valor guía basado en criterios sanitarios.

^d ASO: Concentraciones de la sustancia iguales o inferiores al valor guía basado en criterios sanitarios pueden influir en la apariencia, el sabor o el olor del agua.

FUENTE: OMS, 1995

La Tabla 8, muestra las fuentes de metales pesados en el agua residual doméstica

Tabla 8. Fuentes de metales pesados en el agua residual doméstica

FUENTE	Al	Sb	As	Be	B-	Cd	Cr	Co	Cu	Fe	Pb	Mn	Hg	Mo	Ni	Se	Ag	Sr	Ti	Zn
Acenes				X					X		X									X
Combustibles				X					X		X									
Cosméticos	X			X	X	X		X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X
Desinfectantes													X							
Extinguidores	X						X			X										X
Fotografía	X						X			X	X		X				X	X		
Limpiadores	X						X		X	X									X	X
Llenadores	X																			X
Lubricantes				X			X				X			X						X
Lustradores	X			X					X								X			X
Medicinas	X	X	X		X			X	X	X										X
Papel	X			X			X	X		X	X								X	X
Pesticidas	X		X			X	X		X	X	X	X	X	X						X
Pigmentos	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		X	X		X	X	X
Pinturas	X		X	X			X	X		X	X	X	X						X	X
Pólvos	X									X										X
Productos										X	X									X
autos automotrices	X		X	X			X	X		X	X			X					X	X
Secadores	X																			X
Substituciones					X															X
Tintas	X								X										X	X
Ungüentos	X				X			X	X				X							X
Tratamiento de agua	X								X	X		X								X

ADAPTADO DE Lester, 1987

- Consideraciones generales de los metales

Estados Unidos cuenta con datos sobre el contenido de los metales en agua potable (Tabla 9), la información equivalente para México es desconocida

Tabla 9 Concentraciones de compuestos encontrados en el agua potable de Estados Unidos

COMPUESTO	AGUA POTABLE DE ESTADOS UNIDOS	
	INTERVALO	MEDIA mg/L
Ag	0 a 2	0.13
Ba	0.7 a 900	49
Be	0.01 a 0.7	0.13
Cr	3 a 40	3.2
Zn	0.06 a 7 mg/L	1.33

ADAPTADO DE: ASTM, ASCE WPCF, 1995

La naturaleza posee procesos propios para controlar los metales. El principal proceso de remoción es la adsorción seguida de la volatilización y la bioacumulación. La adsorción se presenta cuando se encuentra el metal en forma soluble y ocurre debido a las diferentes cargas eléctricas entre el metal (carga +) y la materia orgánica, o bien, cuando el metal se encuentra en forma insoluble (coloidal o floculada) y se adsorbe sobre materia orgánica por efecto de la coprecipitación.

- Nutrientes

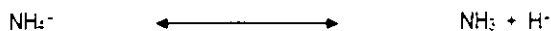
Son requeridos para el crecimiento y reproducción de la flora y fauna acuática. Los principales nutrientes en el agua son fósforo y nitrógeno. Su abundancia o escasez conducen a favorecer o limitar el crecimiento de plantas acuáticas, por lo que ambos son clave para acelerar el proceso natural de eutrofización aunque, por lo general, es el fósforo quien resulta el factor limitante. Normalmente, estos compuestos no son removidos en forma eficiente durante los procesos biológicos.

- Nitrógeno N

Tanto en agua potable como residual, existen varios compuestos de N con diversos estados de oxidación: nitrógeno orgánico (III⁻ a I⁺), nitrógeno amoniacal (III⁻), nitritos (III⁻) y nitratos (IV⁻). Estas formas junto con el N₂ son intercambiables y forman parte del ciclo del nitrógeno.

Nitrógeno orgánico - Tiene un estado de oxidación III⁻ y, en realidad, no incluye todos los compuestos orgánicos que lo contienen. Analíticamente, el nitrógeno orgánico y el amoniacal se determinan en forma conjunta y se denomina nitrógeno total Kjeldahl (NTK). El nitrógeno orgánico se encuentra en las proteínas, los péptidos (componentes de las proteínas), ácidos nucleicos, urea y varios compuestos orgánicos, también está presente en desechos domésticos y agrícolas. Asimismo, la lixiviación de tierras que han sido abonadas llevan al agua gran cantidad de nitrógeno y fósforo. Una hectárea de tierra cultivada aporta 400 kg de materias solubles por año, de las cuales la cantidad de nitrógeno varía, en función de las características de la región, de 1 a 6 kg. La fracción de nitrógeno orgánico en el agua varía de una centena de µg/L en lagos, hasta 20 mg/L en agua residual doméstica.

Nitrógeno amoniacal - El amoniaco, como ion amonio, es el contaminante nitrogenado que se encuentra con mayor frecuencia en el agua, ya que además de ser un producto natural es un producto industrial clave. El amoniaco y el ion amonio existen en solución en equilibrio:



El nitrógeno amoniacal se presenta en forma natural en aguas superficiales y residuales. En acuíferos su concentración es muy baja, ya que se adsorbe en las arcillas y no es lixiviado de los suelos. El NH₄⁺ se produce por hidrólisis de compuestos orgánicos nitrogenados tales como la urea.

En algunas potabilizadoras se añade amoniaco para formar cloraminas y hacer que el poder desinfectante de cloro sea de duración prolongada. En aguas residuales es imposible obtener cloro libre si no se oxida previamente el nitrógeno amoniacal. La concentración de nitrógeno amoniacal encontrada en aguas varía de 10 µg/L hasta 30 mg/L en agua residual doméstica. Los principales problemas que ocasiona el amoniaco son:

- < Toxicidad para la fauna acuática en concentraciones de unas cuantas partes por millón:
- < Disminución de la efectividad de la cloración.
- < Consumo de oxígeno (4.57 mg O₂/mg N)

Nitrógeno oxidado - Por nitrógeno total oxidado se entiende la suma de los nitritos y nitratos expresados como nitrógeno. Los nitritos generalmente están al nivel de trazas en los cuerpos de agua, pero en algunos acuíferos alcanzan grandes concentraciones. Los nitritos entran en las descargas como resultado de su empleo como inhibidor de la corrosión en procesos industriales o por la preoxidación parcial del amoníaco. Los NO₃⁻ se usan como fertilizante en forma de nitrato de amonio o como explosivo cuando se mezcla con derivados del petróleo.

Los nitratos no se encuentran o son muy escasos en aguas residuales, pero en efluentes de depuradoras con nitrificación alcanzan hasta 30 mg N/L. Los nitratos son un elemento esencial para los organismos autótrofos fotosintéticos y se les considera con frecuencia como un nutriente limitante del crecimiento. Los compuestos de nitrógeno oxidado ocasionan problemas como

- a) Contaminación de cuerpos de agua por favorecer el crecimiento exacerbado de plantas (eutrofización acelerada). Las formas de nitrógeno directamente relacionadas con este fenómeno son los nitratos.
- b) Puede provocar metahemoglobinemia (asfixia) en infantes menores de 6 meses al ingerir agua o leche materna con altas concentraciones de nitratos (> 10 mg N/L).
- c) Riesgo de formar sustancias carcinogénicas (nitrosaminas) al usar agua que contenga nitritos para preparar alimentos.

De acuerdo con la OMS (1995) no ha habido ningún caso de metahemoglobinemia al consumir agua con más de 10 mg/L y se ha podido constatar en varias ocasiones que concentraciones hasta de 20 mg/L no tienen efectos sobre lactantes. Sin embargo, se recomiendan por seguridad valores de 11.3 mg N-NO₃/L para el nitrato y 0.9 mg N-NO₂/L para el nitrito.

El control del nitrógeno implica el control de TODOS sus compuestos puesto que son formas fácilmente intercambiables. Existen diferentes métodos de tratamiento, como la nitrificación/desnitrificación biológica, desorción de amoníaco con aire (*stripping*), intercambio iónico, cloración hasta el "punto de quiebre" y ósmosis inversa. En la actualidad, sólo la nitrificación/desnitrificación biológica es considerada como rentable, sus tasas de conversión son de 95% de amoníaco a nitrato y 86% de nitrato a nitrógeno. El proceso se lleva a cabo en dos etapas: la primera es la de nitrificación donde se oxida el amoníaco a nitritos y nitratos, mientras que la segunda -desnitrificación- consiste en la reducción de los compuestos oxidados a N₂ (gaseoso), forma que se caracteriza por ser inocua al medio ambiente.

- Fósforo, P

Se presenta en el agua casi sólo en forma de fosfatos, ortofosfatos, fosfatos condensados (piro, meta y polifosfatos) y fosfatos orgánicos. Los polifosfatos tienen el efecto de disminuir la concentración de equilibrio del calcio y evitar la precipitación de carbonato de calcio en tuberías, torres de enfriamiento o calentadores. La habilidad de los polifosfatos para evitar la formación de precipitados es tan buena que interfiere con el mecanismo de limpieza de los detergentes. La forma más sencilla de los fosfatos son los ortofosfatos, cuya base es el PO₄³⁻. Otro tipo de polifosfatos son los que tienen forma de anillo, que también tienen al PO₄³⁻ como base. El primer miembro de este grupo es el ácido trimetafosfórico (H₃P₃O₉) seguido del ácido tetrametafosfórico (H₄P₄O₁₃). La habilidad para formar precipitados de los anillos de polifosfatos es menor a los de cadena lineal. Todos los fosfatos poliméricos se hidrolizan (química o biológicamente) en agua o en compuestos más simples produciendo ortofosfatos.

El fósforo proviene de las plantas, animales, suelos, fertilizantes (fosfatos condensados), detergentes y descargas industriales, sobre todo del agua de acondicionamiento para calderas. Las descargas de lavanderías o tintorerías lo contienen en grandes cantidades. En agua, su presencia estimula el crecimiento de organismos fotosintéticos en cantidades perniciosas y frecuentemente es el agente limitante del crecimiento en lugar del nitrógeno, ya que este puede ser fijado directamente de la atmósfera por organismos específicos. El fósforo se acumula en los sedimentos de los cuerpos de agua y en los lodos producto del tratamiento de la misma. Para evitar la proliferación de algas, el PO₄ debe mantenerse por debajo de 0.5 mg/L. Tomando en cuenta que el contenido del agua residual es del orden de 25 mg/L (como ortofosfatos, polifosfatos y fosfatos insolubles) la eficiencia requerida debe ser alta (>98%). Su eliminación ocurre en el tratamiento primario durante la sedimentación y en el tratamiento biológico por asimilación en la biomasa (20% en lodos activados). La forma más fácil de remoción es por precipitación (90 a 95%) siendo la cal el reactivo más barato. También, para la eliminación se emplea la adsorción con alúmina activada con remociones superiores al 99.9% de

ortofosfato La remoción biológica, por métodos específicos, es aplicada para enriquecer en fósforo los lodos producidos para posteriormente tratarlos (generalmente por métodos fisicoquímicos) o disponerlos (como mejoradores de suelo)

- Detergentes

Estos productos de fabricación reciente han adquirido mucha importancia en la sociedad actual. Los surfactantes combinan una molécula fuertemente hidrofóbica con un grupo fuertemente hidrofílico ya que con ello se adhieren en la interfase entre un medio acuoso y otra fase que puede ser aire, aceite o partículas. El grupo hidrofóbico por lo regular es un hidrocarburo (R) con 10 a 20 carbonos. Los detergentes sirven para mojar, crear espuma, emulsificar y favorecer la suspensión de partículas. Contienen comúnmente entre 15 y 50% de sustancias tensoactivas por lo que tienen el efecto de disminuir la tensión superficial del agua (72 dinas/cm a 60 o 50 dinas/cm) y la viscosidad (10% cada 50 mg/L), Holium (1977). De acuerdo con el grupo hidrofílico, existen tres tipos: aniónicos, catiónicos y no iónicos.

- Aniónicos

Son los que se emplearon primero y están cargados negativamente. Su fórmula es del tipo $(RSO_3)^-Na^+$. Son tóxicos para los peces en concentraciones superiores a 60 mg/L, las cuales rara vez son alcanzadas. El más común es el alquilbenceno-sulfonato de sodio o ABS que tienen una cadena ramificada muy resistente al ataque de microorganismos por lo que en 1965 se sustituyó oficialmente en Estados Unidos por detergentes de cadena lineal como el LAS. Este último, no es un solo compuesto sino la mezcla de 26 isómeros de estructura homóloga del tipo $(R^iC_6H_4SO_3)^-Na^+$, donde Rⁱ es un grupo alquilo de 10 a 14 carbonos. La principal característica de LAS es ser biodegradable.

- Catiónicos

Tienen carga positiva y su fórmula es del tipo $(RMe_3N)^+Cl^-$, donde Me representa un metal. Son detergentes bactericidas, peligrosos aún en pequeñas concentraciones (del orden de mg/L).

- No iónicos

Contienen frecuentemente un grupo hidrofílico de polioxietileno $(ROCH_2CH_2OCH_2CH_2 \dots OCH_2CH_2OH)$, representado por R en donde n es el valor de los grupos $-OCH_2CH_2-$ o de alquilfenoles.

En general, las alteraciones que provocan los detergentes son:

- ⇨ Formar espuma que impida el proceso natural o artificial de oxigenación y depuración
- ⇨ Propiciar la diseminación de bacterias o virus
- ⇨ Impartir sabor a jabón en concentraciones muy inferiores al de formación de espuma.
- ⇨ Favorecer la eutroficación por el aumento de los polifosfatos presentes en los detergentes.
- ⇨ Incrementar el boro en el agua por los aditivos que contienen perborato.

El valor para la concentración máxima deseable de detergentes en agua potable (0.2 mg/L) fue determinado para los aniónicos y en la actualidad la OMS no define un valor. La concentración tolerable es definida en función de la aparición de espuma o de problemas de sabor y color.

En un agua residual el contenido de detergentes medidos como SAAM oscila entre 1 y 20 mg/L y tienden a acumularse en los lodos. Un lodo primario contiene entre 1 y 20 mg de surfactante aniónico por g de materia seca. En cuerpos de agua su concentración es del orden de 0.1 mg/L.

- Oxígeno disuelto

La concentración de oxígeno disuelto (OD) es un parámetro importante para evaluar la calidad del agua. Sirve como indicador del efecto producido por los contaminantes oxidables, de la aptitud del agua para mantener vivos peces u otros organismos aerobios y la capacidad autodepuradora de un cuerpo receptor. En agua, el oxígeno disuelto afecta principalmente las reacciones en las que participan el hierro, manganeso, cobre y los compuestos que contienen nitrógeno y azufre.

En aguas residuales la ausencia de oxígeno genera olores desagradables por la descomposición anaerobia de la materia orgánica, en cambio, en aguas de abastecimiento un exceso de oxígeno provoca corrosión.

Comúnmente su medición en laboratorio se realiza mediante un método electroquímico en el cual al introducir directamente una sonda en la muestra proporciona el contenido de oxígeno disuelto a una presión y temperatura dada. Cuando no se dispone de un oxímetro se procede a efectuar el análisis por titulación del permanganato de potasio con la sal de Mohr (sulfato ferroso amoniacal). En ambos casos se recomienda efectuar el análisis *in situ*.

El oxígeno disuelto disminuye al aumentar la salinidad, la temperatura (50 % entre 0 y 35 °C) y la altitud con respecto al nivel de mar (7% cada 60 m). En la Cd. de México (a 2230 msnm) se tiene como concentración de saturación 7.2 mg/L O₂ a 20°C y es de 9 mg/L a nivel del mar.

- pH

Se determina mediante un electrodo de vidrio que proporciona en forma directa el valor del pH de una agua. El valor de pH es el logaritmo de la concentración de los iones hidronio es decir $(-1) \times \log [H^+]$. La escala de pH varía entre 0 y 14 siendo el valor de 7 el de la neutralidad (i.e., la solución no es ni ácida (pH < 7) ni alcalina (pH > 7)). La evaluación del pH se emplea para caracterizar un agua, dar seguimiento a un proceso (neutralización, biológico anaerobio, corrosión), o bien, para controlar las condiciones de operación (precipitación, floculación, sistemas biológico anaerobios, desinfección) debido a que la velocidad de las reacciones depende de él. El pH de los cuerpos de agua y el agua residual doméstica, en general, es ligeramente alcalino por la presencia de bicarbonatos, carbonatos y metales alcalinos. En las descargas industriales es posible encontrar pH ácidos o básicos, por el uso de reactivos químicos.

En sistemas de abastecimiento uno de los principales propósitos de la regulación del pH es reducir al mínimo la corrosión que es consecuencia de las complejas relaciones entre el pH, CO₂, dureza, alcalinidad y temperatura. En general, se evita tener pH < 7 para este efecto. Otro factor es que pH > 8 interfiere con la desinfección con cloro.

El pH aceptable para agua potable varía entre 6.5 a 8.5 como valor guía, en sistemas rurales el intervalo aceptable de pH es mayor. El pH de un agua residual doméstica es ligeramente alcalino (≈ 7.2).

- Materia orgánica

Los compuestos orgánicos como parámetro de calidad se clasifican, en general, dentro de dos categorías: biodegradables o no biodegradables. La materia biodegradable que es alimento para los microorganismos, puede estar en forma de carbohidratos, grasas, proteínas, alcoholes, ácidos, aldehídos, ésteres, así como algunos productos finales de la descomposición microbiana. Los compuestos orgánicos están formados por una combinación de carbono, hidrógeno y oxígeno, junto con nitrógeno en algunos casos. Otros elementos importantes tales como azufre, fósforo y hierro pueden encontrarse también presentes.

Las técnicas analíticas para determinar la materia orgánica en el agua se pueden clasificar en dos grupos: las que se evalúan en conjunto atendiendo características comunes y las que efectúan su diferenciación. Las primeras comprenden los compuestos que ejercen demanda de oxígeno (DBO y DQO), compuestos con ligaduras orgánicas (COT), grupos de compuestos (fenoles) y formadores potenciales de halógenos (XOT). Su determinación se efectúa para establecer el grado de contaminación de un agua o para seguir la eficiencia de un proceso. Las segundas, emplean técnicas de separación y de identificación (cromatografía con espectrometro de masas).

En el agua residual doméstica un 75% de los sólidos suspendidos y un 40% de los sólidos filtrables son de naturaleza orgánica. Los principales grupos presentes son las proteínas (40 a 60%), carbohidratos (25 a 50%) y grasas y aceites (10%).

- Demanda bioquímica de oxígeno, DBO

La demanda bioquímica de oxígeno es una medida de la cantidad de oxígeno que requieren los microorganismos para degradar la materia orgánica en el agua en 5 días a 20°C. Sólo evalúa la demanda ejercida por la fracción carbonada, la de los sulfuros y del ion ferroso y excluye la fracción nitrogenada. La DBO no mide un compuesto en especial sino todos los biodegradables por vía aerobia y se expresa en mg O₂/L. En la actualidad, existen varios métodos para detectar la DBO desde el de diluciones hasta los de técnicas respirométricas. Un agua de calidad potable tiene una DBO promedio mensual del orden de 0.75 a 1.5 mg O₂/L, el agua residual doméstica oscila entre 200 a 300 mg O₂/L y algunos efluentes industriales pudiendo alcanzar hasta 20 g/L.

La DBO se practica tanto en una muestra que contiene sólidos (Total) como sólo en la fracción filtrable (Soluble). La DBO tiene una sensibilidad máxima de 2 mg/L por lo que no es considerada como una prueba de alta precisión. Por ello

aunado a la tardanza del método cada día se emplea menos. La DBO es una reacción de primer orden que representa la cantidad de materia orgánica utilizada por los organismos y puede expresarse como:

$$\frac{dL_t}{dt} = -kL_t$$

donde

- L_t : oxígeno equivalente a la materia orgánica en el tiempo t
- k : tasa de consumo de oxígeno que es específica para cada tipo de sustrato

El parámetro de la DBO es importante para el tratamiento de agua residual, los resultados DBO se utilizan para

- Determinar la cantidad aproximada de oxígeno que se requerirá para estabilizar biológicamente la materia orgánica presente
- En el diseño de las instalaciones de tratamiento de agua residual
- Medir la eficiencia de algunos procesos de tratamiento.

- **Demanda química de oxígeno, DQO**

Es una medida de la concentración de sustancias que en un agua pueden ser atacadas por un oxidante fuerte ($K_2Cr_2O_7$) a altas temperaturas ($\approx 350^\circ C$). La DQO no siempre guarda una relación con la DBO, aunque en general es mayor. Por ejemplo, los desechos de la industria del papel contienen valores muy superiores de DQO ya que la celulosa (compuesto orgánico) es muy poco biodegradable. En los desechos de refinerías puede suceder lo contrario, a menos que se modifique la prueba de la DQO para impedir la pérdida de los compuestos volátiles. Esta prueba, aunque mucho más rápida de realizar que la DBO, toma aproximadamente 3 horas de laboratorio por lo que en la actualidad se ha optado por técnicas mucho más rápidas como es el caso del COT (carbono orgánico total) que sólo requiere unos cuantos minutos para su determinación. Sin embargo, debido al alto costo del aparato COT, en los países en vías de desarrollo se continúan realizando con frecuencia tanto la DQO como la DBO para análisis de rutina. De hecho en México es el parámetro más empleado por las NOMs.

- **Carbono orgánico total, COT**

El carbono presente en la materia orgánica se encuentra en varios estados de oxidación que reaccionan de manera diferente a la prueba de DBO o de DQO. En efecto, la DQO y DBO dependen del estado de oxidación de la materia orgánica en cambio el COT evalúa el contenido total de carbono (C) en su forma orgánica. La medición se hace por combustión del carbono orgánico y su transformación en CO_2 . El CO_2 formado es detectado por infrarrojo. Se puede medir el carbono total (CT) si se incluye el contenido original de CO_2 en la muestra; el CT incluye al carbono inorgánico (CI) y al COT tanto en la fracción disuelta como en la soluble. Cabe resaltar que estos parámetros no miden lo mismo por lo que las relaciones establecidas entre la DBO, la DQO y el COT son empíricas y sólo válidas para la misma matriz de análisis, por ejemplo, en un sistema de tratamiento la correlación sirve únicamente para un mismo sitio de muestreo (influyente) pero no en diferentes (influyente y efluente).

- **Sustancias extractables con cloroformo**

Los compuestos extractables con cloroformo corresponden al contenido de materia orgánica en el agua. Esta prueba se emplea como un primer cribado para separar insecticidas clorados, nitrobenzenos y éteres aromáticos. Cuando se tienen concentraciones superiores a $0.2 \mu g/L$ el olor y el sabor del agua son de mala calidad. Es una prueba poco usada que ha sido sobrepasada por métodos más modernos y precisos.

- **Grasas y aceites**

Las grasas son uno de los compuestos orgánicos más estables y no se descomponen fácilmente por la acción de las bacterias. Sin embargo, los ácidos minerales y el hidróxido de sodio las atacan, dando como resultado la formación de glicerina y del ácido graso o sus sales alcalinas. La técnica analítica de grasas y aceites es del tipo global ya que detecta todas las sustancias solubles en cloroformo que es un solvente no polar. Las interferencias principales se deben a compuestos sulfurados y a algunos pigmentos como la clorofila. Este método se aplica también para la medición indirecta de hidrocarburos con temperaturas de ebullición superiores a $70^\circ C$.

Si la grasa no se elimina antes de la descarga del agua residual puede interferir con la vida biológica acuática y crear películas y materiales en flotación imperceptibles. Los límites de 15 a 20 mg/L de contenido de grasa y la ausencia de

capas de aceite indiscentes. son dos ejemplos de normas establecidas. Las grasas pueden inhibir el tratamiento biológico del agua

- Sustancias activas al azul de metileno (SAAM)

Los principales problemas que provocan estos compuestos son la producción de espuma y la impartición de sabor a concentraciones muy bajas. Por ello, el estándar de 0.5 mg/L representa un factor de seguridad de 15.000 veces en relación con su toxicidad. Este método mide en forma global los detergentes aniónicos (alquil benceno sulfonato lineal, ABS) y los catiónicos. Los principales problemas que provocan estos compuestos son la producción de espuma y la impartición de sabor a concentraciones muy bajas. Como su nombre lo indica las sustancias son determinadas por su reacción con el azul de metileno mediante una técnica colorimétrica. La prueba de las sustancias activas al azul de metileno (SAAM) mide los compuestos de sulfato de alquilo. Este análisis reemplazó la técnica de la determinación del ABS.

En general, la detección de los detergentes es compleja sobre todo por los problemas que representa el muestreo de un contaminante no repartido homogéneamente. Cuando se muestrea debe tomarse la precaución de evitar puntos con espumas; si esto no es posible debe deshacerse la espuma y mezclarse con el líquido. Este método no sirve para detectar jabones que son sales alcalinas de las grasas. Los jabones son solubles en agua, pero en presencia de los constituyentes de la dureza se transforman en sales calcicas y magnésicas de ácidos grasos también conocidas como jabones minerales, que son insolubles y precipitan.

- Fenoles

Los fenoles causan problemas de sabor en el agua especialmente cuando ésta es clorada. Se producen principalmente por operaciones industriales y aparecen en el agua residual proveniente de ellas. En consecuencia, la prueba de fenoles se emplea para definir si un efluente tiene vertidos industriales. Ante la creciente modificación de los procesos así como la vulgarización de muchos productos esta prueba ha quedado en desuso para este fin. Los fenoles pueden ser biológicamente oxidados en concentraciones del orden de 500 mg/L. Los fenoles se usan como biocidas y generan clorofenoles al desinfectar con cloro.

El método de análisis espectrofotométrico para los fenoles no es suficientemente sensible para detectar los umbrales de sabor y olor para lo cual se requieren técnicas cromatográficas, mucho más sensibles aunque más caras.

4.1.3. Composición biológica

En términos estrictos, cualquier organismo vivo en el agua constituye un parámetro biológico y obviamente no se puede decir que todos son contaminantes. Sin embargo, por su papel dentro de las cadenas tróficas, tienen fundamental importancia los microorganismos (seres vivos microscópicos). Estos se clasifican de varias formas, como se puede observar en la Tabla 10.

Tabla 10 Clasificación de los microorganismos

a)	De acuerdo a los requerimientos de oxígeno (O ₂): aerobios: necesitan de la presencia de oxígeno libre. facultativos: prefieren ambiente con O ₂ ; pero pueden vivir sin él anoxicos: en ausencia de oxígeno disuelto emplean el oxígeno combinado (NO ₂ y SO ₂) anaerobios: solo viven en ausencia de O ₂
b)	De acuerdo con la temperatura de desarrollo óptimo psicrofílicos: viven a 0°C. promedio mesofílicos: los más comunes viven entre 15 y 40°C termofílicos: se desarrollan entre 50 a 70°C
c)	Según sea el tipo de microorganismos Algas Bacterias Hongos Protozoarios Virus

- **Algas:** Son organismos microscópicos que requieren de la luz para realizar sus funciones vitales, es decir son vegetales. Las cianofitas (algas azul-verdosas) se desarrollan en los depósitos de agua potable al recibir nutrientes que provienen de fertilizantes o del agua residual doméstica. Además, de su toxicidad generan compuestos que dan sabor y

olor al agua que no son eliminados mediante la potabilización convencional. Las toxinas que contienen pueden ocasionar lesiones al hígado (hepatitis) gastroenteritis o hepatoenteritis. Se han reportado casos de muerte de ganado al beber agua contaminada con algas. Para remover las algas se emplea sulfato de cobre, desafortunadamente sus toxinas no son eliminadas más que con carbon activado

- **Bacterias:** Son la forma más pequeña de vida (una célula) capaz de sintetizar el protoplasma de su ambiente. Estos organismos emplean el alimento en forma soluble. Algunas de las bacterias son causantes de problemas gastrointestinales, como el cólera, la tifoidea y la salmonelosis. Sin embargo, otros grupos de bacterias se emplean para la depuración del agua en los procesos biológicos, o bien, se utilizan como indicadores de la calidad del agua como las del grupo coliforme. Las bacterias se pueden remover del agua por desinfección.

- **Hongos:** Son microorganismos no fotosintéticos, por lo regular son pluricelulares, no poseen raíces, hojas o tallos y su tamaño y forma varían desde el de una levadura unicelular hasta el de una seta multinucleada. Se alimentan de materia orgánica muerta o bien, como parásitos se alimentan de huéspedes vivos. Estos organismos incluyen a los mohos, levaduras y hongos patógenos.

- **Protozoarios:** Es la forma más pequeña animal que se reproduce por fisión binaria. Son organismos unicelulares, más complejos en sus funciones que las bacterias o virus. Pueden vivir solos o ser parásitos. Hay algunos que son patógenos, aunque son pocos. Los protozoarios son causantes de problemas gastrointestinales como la amibiasis. En particular, los helmintos son organismos que provocan enfermedades gastrointestinales de gran severidad. Se pueden remover del agua por desinfección, aunque es insuficiente y es necesario aplicar también filtración.

- **Virus:** Es la estructura más pequeña viva que contiene toda la información genética necesaria para su reproducción. Requieren un medio transmisor, por lo que es un parásito. Los virus son causantes de problemas en el sistema nervioso, por ejemplo, hay organismos patógenos virales como el de la poliomielitis, la hepatitis infecciosa, la meningitis, etc.

Los virus son un problema particular ya que presentan mayor resistencia que las bacterias (como los coliformes) a la inactivación. En otras palabras, detectar una cantidad pequeña de coliformes no asegura que un efluente esté libre de virus. Kehr y Butterfield (1993) en un estudio en ciudades del Mediterráneo, Sudamérica y Asia determinaron que en aguas de desecho aún cuando los coliformes se encuentren en un nivel aceptable los virus pueden estar presentes de 10 a 100 veces. En agua de desecho se tienen de 10 a 100 virus entéricos por mL con más de 60 tipos diferentes, todos patógenos para el hombre y con periodos de sobrevivencia prolongados.

En cuanto a los virus de interés en agua, únicamente importan aquellos que se reproducen en el intestino y que son desechados en grandes cantidades con las heces fecales. Se ha demostrado que los métodos de tratamiento avanzado seguidos de una desinfección adecuada con cloro (HClO) reduce efectivamente los virus entéricos.

El principal riesgo que se corre al tomar agua se debe a su contenido bacteriológico. Desde mediados del siglo XIX se sabe que el agua puede servir como vector de bacterias, virus, protozoos y lombrices que se asocian con enfermedades entéricas y endémicas en la comunidad. Las principales bacterias, virus y parásitos que provocan enfermedades por consumo de agua (enfermedades hídricas) son listados en la Tabla 11. Las principales enfermedades que producen son la gastroenteritis aguda, la giardiasis, la shigelosis, la hepatitis-A, la tifoidea y la salmonelosis. Otras enfermedades que se transmiten por el agua aunque no en todos los casos son: disentería amibiana, cólera, fiebre tifoidea, lombrices y cistosomiasis.

El análisis para la evaluación de la calidad biológica del agua consiste generalmente en la determinación de indicadores bacteriológicos y no de los organismos patógenos como tal. Tradicionalmente son grupos de bacterias los considerados como indicadores, ellos son los coliformes totales y fecales. Un indicador ideal es aquel que se encuentre presente cuando existen bacterias patógenas de origen fecal y su número está relacionado directamente con el grado de contaminación. Siendo el indicador tradicional de calidad microbiológica las bacterias del grupo coliformes fecales, especialmente *Escherichia coli*.

Desde el punto de vista de salud, los coliformes fecales se relacionan más con la probabilidad de encontrar patógenos excretados, mientras que los miembros del grupo coliforme total están ampliamente distribuidos en la naturaleza, en comparación con su presencia en el intestino humano y de animales de sangre caliente, presentando poco significado sanitario en aguas residuales (APHA, AWWA WEF, 1995).

Tabla 11 Principales microorganismos que provocan enfermedades por el consumo de agua

Bacterias	<i>V. Cholera</i> <i>Salmonella</i> <i>Shigella</i>
Virus	Virus de la hepatitis infecciosa Coxsackie A y B (32 tipos) Reovirus (3 tipos) ECHO virus (34 tipos) Adenovirus (32 tipos) Virus de la gastroenteritis Virus de la diarrea Virus de la poliomielitis
Parásitos	<i>E. histolytica</i>
Algas	Cianofitas

Fuente: Taylor y Denner, 1987

4.1.3.1. Técnicas específicas

- Coliformes fecales

Los coliformes fecales son un componente normal de la flora y fauna del intestino humano, donde se encuentran en grandes cantidades, ya que la mayoría no son patógenos. El grupo de coliformes fecales constituye aproximadamente el 90% de los coliformes totales en las excretas humanas e incluye al género *Escherichia coli* y algunas cepas de *Klebsiella pneumoniae*. Son microorganismos indicadores porque su presencia revela la contaminación del agua con heces fecales y por lo tanto la posible existencia de patógenos. Fueron seleccionados debido a que su manipulación es menos peligrosa para el analista además de la poca factibilidad de utilizar directamente los patógenos por la dificultad de su manejo, tiempos de incubación y costos de análisis. Así, su presencia sugiere la existencia de otras bacterias, virus o protozoarios perniciosos para el ser humano. Para su determinación en el laboratorio existen dos técnicas: la de filtro de membrana y la de tubos múltiples.

En la actualidad los coliformes fecales se definen como todos aquellos bacilos aerobios y anaerobios facultativos gram negativos, no esporulados capaces de producir aldehídos a partir de la fermentación de la lactosa con producción de ácido y gas en 24 h a 45.5 °C. Los resultados de la técnica de filtros de membrana se expresa como Unidades Formadoras de Colonias/100 mL (UFC/100 mL). Para el caso de la técnica de tubos múltiples se informan como Número Más Probable/100 mL (NMP/100 mL).

Actualmente la técnica más empleada es la de filtro de membrana en la que se seleccionan a las bacterias mediante medios específicos de cultivo e incubación por 24 - 48 h a una temperatura de 44.5°C. Un medio de cultivo específico es una preparación sintética que contiene los nutrientes necesarios para aislar la cepa buscada. Debido a que el procedimiento de la técnica de membrana emplea la retención de microorganismos para conteo por medio de un filtro de 0.45 µm, esta técnica no se recomienda para agua con alta turbiedad, ya que la presencia de algas u otros materiales puede interferir con la muestra.

Las ventajas de este grupo como indicador de contaminación son:

- El 95% de los coliformes fecales resultan positivos a la prueba de temperatura.
- Pueden estar ausentes si la contaminación no es de origen fecal.
- Sobreviven menos tiempo que los coliformes totales, por lo que permiten suponer contaminación reciente si se encuentran en concentraciones altas.
- Son más exigentes que los coliformes totales para reproducirse en el ambiente extraintestinal.
- Los procedimientos de laboratorio para su cuantificación son relativamente sencillos.

Sin embargo algunas cepas dan negativa la prueba de la temperatura en el laboratorio y, además se ha observado que tiene la capacidad de reproducirse en aguas ricas en nutrientes, en sedimentos y aún en aguas poco contaminadas. Algunas cepas de *Escherichia coli* sobreviven menos tiempo que *Salmonella* en aguas con baja temperatura y algunas son patógenas al hombre (Enriquez 1990). Y no debe excluirse la posibilidad de elegir a otro grupo de bacterias como indicador de un cuerpo de agua en particular, p. ej. para el caso del agua de alberca clorada la *Pseudomonas aeruginosa* puede ser el mejor indicador ya que resisten mejor a los procesos de desinfección que los coliformes fecales.

- Helmintos

El término "Helminto" se aplica a todos aquellos parásitos con forma de lombriz que pertenecen principalmente a tres grupos biológicos: *nematodos* (nematelminintos o gusanos redondos), *trematodos* (distomas o duelas) y *céstodos*.

(tenias) Para comprender el papel que desempeñan las aguas residuales en la transmisión de los *helminthos* se debe considerar primero la manera en que éstos se diseminan y como sobreviven, que en muchos casos no incluye la ruta fecal.

La helmintiasis es la enfermedad mas comun de la humanidad. Se sabe que más de 1.000 millones de individuos en el mundo están infectados por *Ascaris lumbricoides* unos 800 millones por uncinarias, aproximadamente 500 millones por tricocefalos. En conjunto, las helmintiasis intestinales son causa de muerte de alrededor de 100 000 individuos por año. Además de producir cuadros clínicos como anemia, obstrucción intestinal, prolapso rectal y diarrea (Tay *et al.*, 1991)

En zonas rurales de los países en desarrollo aun se observan cuadros muy serios de prolapso rectal que cursan con diarrea profusa y disenteria causados por *Trichuris trichiura* así como melenas² producidas por Uncinarias y *Strongyloides*

Las anemias producidas por Uncinarias se deben a las perdidas sanguíneas que ocasionan al huésped. Por ejemplo, se calcula que una infección masiva (≈ 1.000 gusanos) de *Necator americanus* causa una pérdida de sangre de 200 mL al día. En el caso de la *Ancylostoma duodenale* una infección leve (100 a 200 gusanos) ocasiona los mismos daños que una infección masiva por parte del *Necator americanus*

La Tabla 13 resume las principales características de los helmintos intestinales de mayor incidencia en México. Tan sólo para *Ascaris* la tasa de morbilidad promedio es del 33%, es decir, que en México una de cada tres personas se encuentra infectada.

Tabla 13 Principales características de los helmintos intestinales de mayor incidencia en México

NOMBRE DEL PARASITO	ENFERMEDAD	FORMA INFECTANTE ¹	DURACION DEL CICLO VITAL (dias) ²	MORBILIDAD (%)
<i>Ascaris lumbricoides</i>	ascariasis	huevos (45-75x33-50 μ m)	50	33-90
<i>Trichuris trichiura</i>	tricuriasis (tricocefalosis)	huevos (50-54x23 μ m)	90	28-81
<i>Enterobius vermicularis</i>	enterobiasis (oxiuriasis)	huevos (55x30 μ m)	14-28	66 (escolares)
<i>Taenia solium</i> , <i>T. saginata</i>	teniasis	larvas enquistadas (cisticercos)	35-84	8 3
<i>Hymenolepis nana</i> , <i>H. diminuta</i>	teniasis	huevos (47x37 μ m)	30	8
<i>Strongyloides stercoralis</i>	estrongiloidiasis	larvas filariformes	28	3
<i>Necator americanus</i> <i>Ancylostoma duodenale</i>	uncinariasis	larvas filariformes	35-42	25

¹ para el humano

² desde el contacto con la forma infectante hasta la etapa adulta y la oviposición

Fuente: Biagi (1990), Lamothe (1988) y Tay *et al.*, (1991)

La técnica recomendada para la determinación y cuantificación de huevos de helmintos corresponde a la presentada en el anexo de la NOM-001-ECOL'96 la cual es aplicable para muestras de afluentes, efluentes y lodos

La norma NOM-001-ECOL-1990 indica que para el reúso del agua en riego agrícola las concentraciones de huevos de helmintos para riego restringido³ son de 5 por litro, mientras que para riego irrestricto⁴ es de 1 por litro. El agua residual de la ciudad de México contiene entre 40 y 60 HH/L. Otras ciudades se muestran en la Tabla 14.

Tabla 14 Contenido de huevos de helminto en aguas residuales de diferentes ciudades del país¹

CIUDAD	MINIMO	MAXIMO	PROMEDIO
Guadalajara	35	375	94
Cancún	50	87	73
Ciudad de México	12	120	46

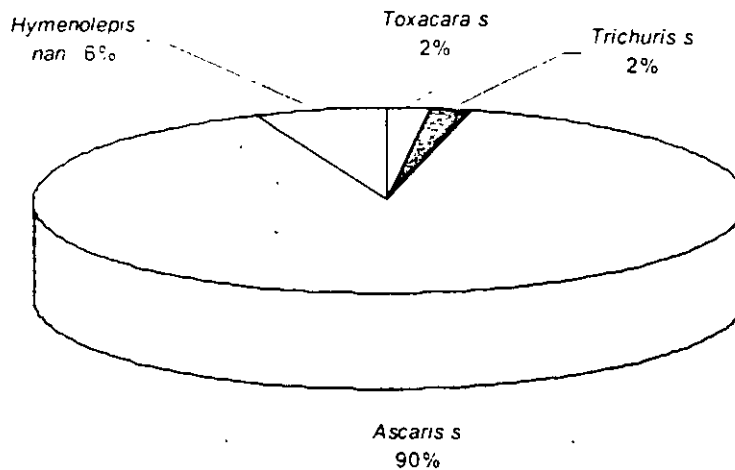
Los resultados se reportan en huevos de helminto/L

² Melenas: emisión de heces de color negro debido a la presencia de sangre transformada por el proceso digestivo

³ siembra, cultivo y cosecha de productos agrícolas, excepto legumbres y verduras que se consumen crudas

⁴ Agua destinada a la siembra, cultivo y cosecha de productos en forma ilimitada como forrajes, granos, frutas, legumbres y verduras

La Fig. 5 Presenta los géneros comúnmente encontrados en el agua cruda del emisor central del sistema de drenaje de la Ciudad de México.



264 muestras determinadas

Figura 5 Géneros comúnmente encontrados en el agua cruda del Emisor Central

4.1.4. Pruebas de toxicidad

Una prueba de toxicidad es un procedimiento en el cual la respuesta de organismos acuáticos se emplea para detectar la presencia o el efecto de una sustancia combinación de ellas, así como el efecto de tóxicos junto con el de los factores ambientales sin necesariamente conocer su composición (física, química y/o biológica). Consisten en poner en contacto un cultivo de organismos en concentración determinada con el agua por analizar y observar el deceso o alteración de dicha población. En otras palabras, en una prueba de toxicidad se conocen los efectos sin necesariamente conocer las causas. La introducción de este nuevo enfoque del análisis de la contaminación ambiental es muy útil ya que conlleva el principio de la protección directa de la vida, favorece el empleo de técnicas que pueden ser más económicas (recomendables en países en desarrollo) pero sobretodo, centra a los técnicos en el concepto de que es el efecto sobre el medio ambiente lo relevante más que la búsqueda continua de métodos muy precisos para detectar compuestos aislados. Entre las pruebas de toxicidad más empleadas se encuentran la del *microtox* y el de la *Daphnia magna*. La Tabla 15 muestra una serie de términos empleados en las pruebas de toxicidad. Durante el desarrollo de estas pruebas se debe tener cuidado de dar todas las condiciones para que los organismos se desarrollen adecuadamente, de manera que sólo sean eventualmente afectados por el tóxico a analizar.

Tabla 15 Principales términos empleados en las pruebas de toxicidad

TERMINO	SIGNIFICADO
Aclimatar	Acostumbrar a los organismos empleados en las pruebas a las condiciones ambientales como temperatura, luz y calidad de agua.
Concentración letal, CL ₅₀	Concentración a la cual el tóxico produce la muerte de los organismos. Por lo regular se emplea el CL ₅₀ , que es la concentración a la cual se mueren el 50% de los organismos en un periodo específico de tiempo.
Dosis	Cantidad de tóxico que entra en un organismo. Los términos dosis y concentración no son equivalentes.
Maxima concentración permisible de tóxico	Concentración del tóxico que puede estar presente en una descarga sin causar daños, mermar la productividad o limitar el uso del agua.
Prueba intervalo	Prueba preliminar que se emplea para establecer la toxicidad aproximada de una solución. Involucra el empleo de varias concentraciones y sus réplicas. Su duración es de 8 a 24 h.
Prueba criba	Prueba para determinar si se observa algún efecto. Solo emplea una concentración con varias réplicas. Su duración es de 24 a 96 h.
Prueba definitiva	Determina las concentraciones empleadas con sus efectos. Involucra diversas pruebas con sus réplicas y largos tiempos de exposición.
Toxicidad aguda	Se emplea para describir que el efecto de un compuesto se observa en un corto periodo, que es de 4 días para peces y de 2 para organismos más pequeños.
Toxicidad crónica	Efectos observados a largo plazo y que alteran el apetito, crecimiento, metabolismo, reproducción o que provocan enfermedades o muerte.

4.1.5. Contaminantes radiactivos

La radiactividad existe en forma natural en algunas aguas y entra a otras por efecto de la contaminación

Los compuestos radiactivos principales en agua son el Sr-90, Cs-137 y el I-131 pues son metabólicamente similares al Ca, K y I, respectivamente.

Los compuestos radiactivos pueden entrar al agua por causas naturales o por origen humano. Muchos arroyos y pozos recogen radiactividad al contacto de minerales que la contienen y después percolan al fondo de la tierra. Las pruebas nucleares efectuadas en la atmósfera han ocasionado la "lluvia radiactiva" que sirve de fuente al Sr-90, Cs-137 y I-131. Las centrales de generación de energía nuclear constituyen otra fuente de contaminación mas no la principal.

Los efectos de la exposición a la radiación reciben el nombre de "somáticos" cuando se manifiestan en el individuo expuesto, y hereditarios si afectan a los descendientes de éste.

La contribución del agua potable a la exposición total es muy reducida y se debe, en gran medida, a radionúclidos de origen natural pertenecientes a la serie de degradación del uranio y el torio.

Por lo regular son pocos los casos de radiactividad en el agua a niveles alarmantes y ello sucede en un número limitado de acuíferos bien identificados. En consecuencia una concentración elevada se relaciona con una contaminación de tipo accidental. Los niveles de radiactividad en el agua son medidos en unidades de picroCuries/L, (un picroCurie, pCi, es 3.7×10^{-2} desintegraciones por segundo). Entre las especificaciones del Servicio de Salud Pública son de 3 picro Ci/L para radio-226 y 10 picroCi/L de estroncio-90 como máximo.

Como los distintos tipos de radiación tienen efectos biológicos diferentes y los diversos órganos y tejidos no muestran la misma sensibilidad a las radiaciones, la CIPR (Comisión Internacional para la Protección de la Radiactividad) ha introducido factores de ponderación según el tipo de radiación y el tejido, a fin de establecer medidas equivalentes del efecto. La suma de la dosis doblemente ponderada recibida por todos los tejidos y órganos proporciona una medida del daño total que se denomina dosis efectiva. Además, los radionúclidos que penetran en el organismo pueden persistir en él y, en algunos casos, la exposición resultante puede prolongarse durante muchos meses o años.

La dosis efectiva concertada es la dosis efectiva total recibida durante toda la vida como resultado de la penetración de un radionúclido en el organismo, lo que se mide como Sieverts (Sv). La CIPR ha efectuado una estimación revisada del riesgo (es decir, de la probabilidad matemática) de cáncer mortal durante toda la vida para la población en general que es de 5×10^{-2} por Sievert.

La exposición a radiaciones ionizantes, ya sean naturales o artificiales, tiene dos tipos de efectos en la salud: aquellos que consisten en lesiones de gravedad proporcional a la dosis y para los que existe un umbral de aparición (efectos "deterministas") y los efectos cuya probabilidad es proporcional a la dosis (efectos "estocásticos"), que carecen de umbral y se relacionan con el cáncer.

- El nivel de referencia recomendado para la dosis efectiva concertada es de 0.1 mSv en el agua consumida durante 1 año. Este nivel de dosis de referencia representa menos del 5% de la dosis efectiva media atribuible anualmente a las radiaciones ambientales naturales.
- Por debajo de este nivel de referencia, el agua es apta para el consumo humano, sin que sea necesaria ninguna medida para reducir la radiactividad.

Su detección se realiza en dos niveles. En el primero se determina la actividad de la muestra (determinación de la radiactividad alfa y beta total) y si resulta necesario se procede a un segundo nivel donde se identifican los radionúclidos que la provoca. Este último, debido a su costo y complejidad, es rara vez utilizado. Por ejemplo, el estándar de 1.000 Ci/L de actividad beta (en ausencia de emisores alfa y de estroncio-90), se emplea sólo como una prueba preliminar que cuando se sobrepasa se procede a la identificación de los radioisótopos.

Cuando se habla de radiactividad alfa en agua, se considera al Ra-226, Ra-224, Po-210, Th-232, U-234 y U-238, así como algunos derivados de la desintegración del Ra-228 y Pb-210. En la radiactividad beta se considera al Sr-90, Sr-89, Cs-134, Cs-137, I-131, Co-60, U-238 y Ra-228.

5. FUENTES DE ABASTECIMIENTO

La correcta selección de una fuente determina la suficiencia, confiabilidad y calidad del suministro del agua. La calidad del agua establece los requerimientos del tratamiento de potabilización que puede abarcar desde su distribución directa hasta tener que emplear sistemas muy complejos y costosos.

La Tabla 16 muestra un resumen comparativo relacionado con los estándares secundarios de diversos países.

Tabla 16 Resumen comparativo de los estándares secundarios de diversos países, mg/L

PARAMETRO REGULADO	MEXICO (1996)	ESTADOS UNIDOS	CANADA	O M S (1995)	UNIÓN EUROPEA	ESPAÑA	FRANCIA	BELGICA	ITALIA	RUSIA
Indicad. Total (como CaCO ₃)	400.0	---	---	---	---	---	---	---	---	---
Aluminio	0.2	---	---	---	0.2	Tolerado	---	---	---	---
Calcio	0.05	0.05	0.05	0.01	0.05	0.2	0.5	0.05	0	---
Cadmio	0.7	1.0	1.0	0.7	0.1	---	---	0.05	---	---
Cromo	0.005	0.01	0.005	0.003	0.005	---	0.005	0.01	0	0.001
Cianuro (como CN)	0.07	---	---	0.07	---	0.01	0.05	0.05	0	0.1
Cloro libre en agua clorada	0.2	---	---	---	---	0.10	---	---	---	---
Cloro libre en agua sobroclorada	1.0	---	---	---	---	---	---	---	---	---
Cobalto	---	Reglamento	---	---	0.1	1.5	0.05	1.0	---	---
Cromo hexavalente	0.05	0.05	0.05	0.05	0.005	0.05	0.05	0.05	0	0.05
Demanda Biológica de Oxígeno	---	---	---	---	---	---	---	---	---	3.0
Demanda Química de Oxígeno	300.0	---	---	---	---	---	---	---	---	---
Fluoruros (como CaCO ₃)	0.001	---	---	0.002	0.5	0.001	0.001	0.001	---	1.0
Gasolina	0.3	0.3	---	---	0.3	0.2-0.3	0.1	0.3	0.5	0.5
Mercurio (como Hg)	1.5	4.0	1.5	1.5	15-0.7 ⁽¹⁾	---	---	---	---	1.5
Nitrosio	125.0	---	---	---	---	60-100	---	150	150	---
Nitrogeno	0.10	0.05	---	0.5	0.5	1.5 (Fe + Mn)	0.05	0.1	0.2	---
Plomo total	0.001	0.002	0.001	0.001	0.001	---	0.001	---	0	0.0005
Plomo (como Pb)	10.0	10.0	10.0	11.3	10.0	---	---	---	---	10.0
Plomo (como Pb)	0.05	---	---	0.5	0.1	---	---	---	---	1.0
Plomo proteico	0.1	---	---	---	---	---	---	---	---	---
Plomo consumido en medio ácido	3.0	---	---	---	---	---	---	---	---	---
Plomo	---	Reglamento	0.05	---	0.05	0.1	0.05	0.05	0	---
Sulfato (como SO ₄)	400	0.01	0.01	---	0.01	0.05	0.01	0.01	0	---
Sulfato	---	250	---	400.0	25 ⁽¹⁾	200-400	250	250	100	500
Sulfato	---	5	---	---	0.1-3	1.5	---	---	---	---
Sulfato	---	---	---	---	0.5	---	0-0.05	---	---	0.5
Sulfato	0.5	---	---	---	---	---	---	---	---	---
Sulfato	0.3	---	---	---	---	---	---	---	---	---
Sulfato	1.5	---	---	---	---	---	---	---	---	---
Sulfato	2.0	<1.0	10.0	0.2	0.0	---	0	---	---	---
Sulfato	0.0	---	0.0	0.0	0.0	0-2	---	---	---	---
Sulfato	0.0	---	0.0	0.0	0.0	0-2	---	---	---	---
Indicaciones características	5-8-8	6.5-8.5	---	---	6.5-8.5	7-9.2	7-8.5	6.5	7-8.3	---
Temperatura (plano-cobalto)	---	15	15	20	20	5-15	5	---	---	---
Temperatura (resaca a silice)	---	Reglamento	5	---	4 JTU	5-10	5	---	---	---
Temperatura	---	0.05	0.05	---	---	---	---	---	---	---
Temperatura	50.0	0.1	0.1	-0.03	---	---	---	---	---	---
Temperatura	---	0.0002	0.0002	0.03	---	---	---	---	---	---
Temperatura	0.01	0.0004	0.004	0.002	---	---	---	---	---	---
Temperatura	20.0	0.1	0.1	0.32	---	---	---	---	---	---
Temperatura	---	---	0.1	---	0.5	---	---	---	---	---
Temperatura	---	0.005	0.005	---	---	---	---	---	---	---
Temperatura	---	0.01	0.01	---	---	---	---	---	---	---
Temperatura	0.20	0.1	0.35	0.045(a)	---	---	---	---	---	---
Temperatura	---	4.0	---	1.0(b)	---	---	30	100	---	---
Temperatura	0.10	15.0	---	0.1(c)	---	---	3	---	---	---
Temperatura	---	5.0	1.0(b)	---	---	---	---	---	---	---
Temperatura	---	0.005	---	0.01	---	---	---	---	---	---
Temperatura	---	0.005	---	0.02	---	---	---	---	---	---
Temperatura	---	0.007	---	0.03	---	---	---	---	---	---
Temperatura	---	0.005	---	0.05	---	---	---	---	---	---
Temperatura	---	0.075	---	0.30	---	---	---	---	---	---
Temperatura	---	0.2	---	2.0	---	---	---	---	---	---
Temperatura	---	0.005	---	0.07	---	---	---	---	---	---
Temperatura	---	0.002	---	0.005	---	---	---	---	---	---
Temperatura	---	---	250	---	---	250-350	200-600	1.000	35	---

(a) Solo en plomo

(b) Solo en

NOTA: Las unidades de los parametros estan en mg/L, a menos que se especificue alguna otra

(1) Como Cloruro y Cr (VI)

(2) En función de la temperatura

(3) Valor guía

ADAPTADO DE: La Contaminación Ambiental en México, Jiménez, 2001