

**TEMA 9**  
**CALIDAD DE AGUA Y CONTAMINACION DE AGUA SUBTERRANEA**

**CI51J Hidráulica de Aguas Subterráneas y Su Aprovechamiento**

Profesor C. Espinoza  
Semestre Otoño 2005

**INDICE**

|  |           |
|--|-----------|
| <b>1. INTRODUCCION .....</b>   | <b>1</b>  |
| <b>2. COMPOSICION QUIMICA MEDIA DE AGUAS NATURALES .....</b>                           | <b>3</b>  |
| 2.1 Generalidades .....  | 3         |
| 2.2 Factores Que Influyen la Composición Natural del Agua.....                         | 4         |
| 2.3 Factores Que Modifican el Destino y Concentración de Contaminantes en el Agua..... | 5         |
| 2.4 Calidad del Agua según su Origen .....   | 6         |
| <b>3. CARACTERISTICAS FISICAS Y QUIMICAS DEL AGUA SUBTERRÁNEA.....</b>                 | <b>10</b> |
| 3.1 Aspectos Generales .....   | 10        |
| 3.2 Características Físicas .....  | 10        |
| 3.3 Características Químicas .....   | 11        |
| <b>4. FUENTES DE CONTAMINACION DE AGUAS SUBTERRANEAS .....</b>                         | <b>18</b> |
| <b>5. PROCESOS DE TRANSPORTE DE MASAS EN UN MEDIO SATURADO.....</b>                    | <b>21</b> |
| 5.1 Introducción .....   | 21        |
| 5.2 Transporte debido a Gradientes de Concentración.....                               | 21        |
| 5.3 Transporte por Advección .....   | 22        |
| 5.4 Dispersión Mecánica.....   | 24        |
| 5.5 Dispersión Hidrodinámica .....   | 27        |
| <b>6. ECUACION DE ADVECCION-DISPERSION PARA TRANSPORTE DE SOLUTOS.....</b>             | <b>31</b> |
| 6.1 Derivación de la Ecuación.....   | 31        |
| 6.2 Difusión Versus Dispersión.....  | 34        |
| <b>7. ECUACION DE ADVECCION-DISPERSION .....</b>                                       | <b>36</b> |
| 7.1 Métodos de Solución .....  | 36        |
| 7.2 Condiciones Iniciales y de Borde .....   | 36        |
| 7.3 Soluciones Analíticas para Casos Típicos.....                                      | 37        |
| <b>8. ECUACION DE ADVECCION-DISPERSION-REACCION .....</b>                              | <b>45</b> |
| 8.1 Introducción .....   | 45        |
| 8.2 Reacciones Cinéticas de Primer Orden.....  | 45        |
| 8.3 Reacciones de Adsorción en Equilibrio .....  | 47        |
| <b>REFERENCIAS .....</b>   | <b>49</b> |

## 1. INTRODUCCION

El agua subterránea es una fuente de agua potable para muchas personas en el mundo, especialmente en áreas rurales. Por lo anterior, el estudio de la contaminación de recursos hídricos subterráneos es de suma importancia tanto en lo que se refiere a las posibles fuentes de contaminación como a los procesos de transporte de estos contaminantes en sistemas acuíferos.

En nuestro país, los requerimientos de agua potable que son suplidos por recursos subterráneos varían según la zona. La Tabla 1.1 muestra la distribución de las fuentes de agua potable utilizadas por las distintas empresas sanitarias a lo largo de nuestro país.

**Tabla 1.1**  
**Producción de Agua Potable en Chile**

| REGION | EMPRESA     | TOTAL PRODUCCION SUBTERRANEA l/s | TOTAL PRODUCCION SUPERFICIAL l/s | % PRODUCCION SUBTERRANEA TOTAL | % PRODUCCION SUPERFICIAL TOTAL |
|--------|-------------|----------------------------------|----------------------------------|--------------------------------|--------------------------------|
| I      | ESSAT S.A.  | 1,488                            | 0                                | 100.0                          | 0.0                            |
| II     | ESSAN S.A.  | 29                               | 1,415                            | 2.0                            | 98.0                           |
| III    | EMSSAT S.A. | 854                              | 0                                | 100.0                          | 0.0                            |
| IV     | ESSCO S.A.  | 1,586                            | 778                              | 67.1                           | 32.9                           |
| V      | ESVAL S.A.  | 3,897                            | 3,504                            | 52.7                           | 47.3                           |
| R. M.  | EMOS S.A.   | 6,331                            | 21,134                           | 23.1                           | 78.9                           |
| VI     | ESSEL S.A.  | 2,761                            | 978                              | 73.8                           | 28.2                           |
| VII    | ESSAM S.A.  | 3,418                            | 392                              | 89.7                           | 10.3                           |
| VIII   | ESSBIO      | 2,803                            | 5,461                            | 33.9                           | 68.1                           |
| IX     | ESSAR S.A.  | 1,979                            | 847                              | 70.0                           | 30.0                           |
| X      | ESSAL S.A.  | 1,343                            | 768                              | 63.6                           | 38.4                           |
| XI     | EMSSA S.A.  | 17                               | 467                              | 3.5                            | 98.5                           |
| XII    | ESMAG S.A.  | 0                                | 719                              | 0.0                            | 100.0                          |

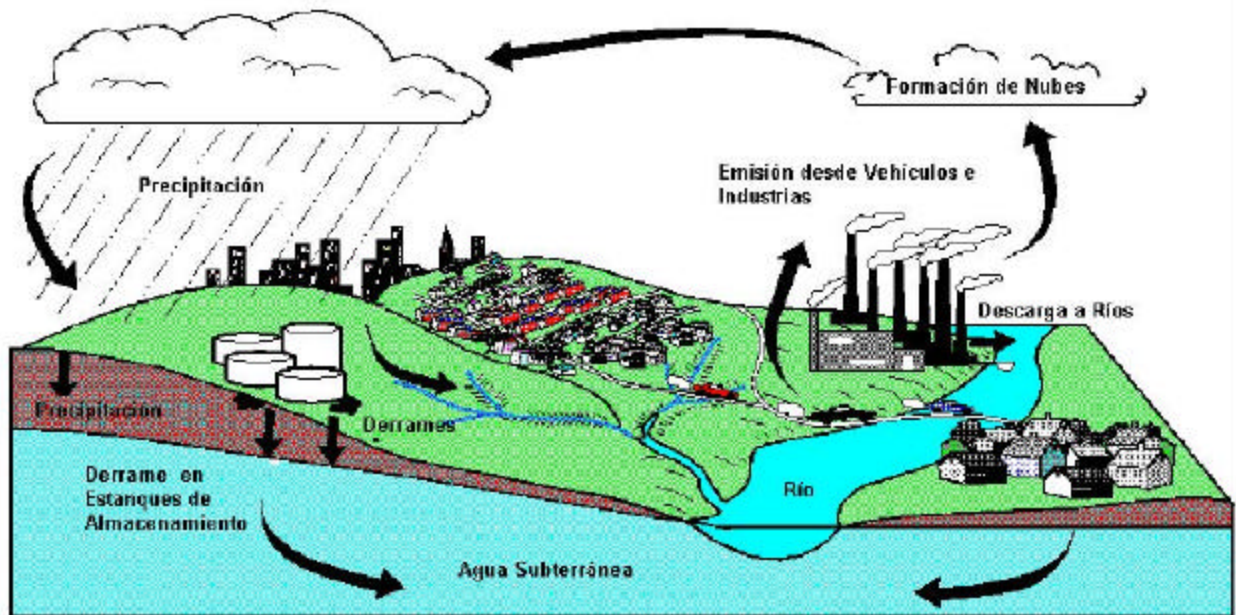
Fuente: SISS (2000)

El cuadro anterior muestra la importancia del recurso hídrico subterráneo en lo que respecta a la producción de agua potable en nuestro país. En efecto, un gran número de empresas sanitarias, tanto en la zona norte como en la zona sur, basa su producción de agua potable en recursos subterráneos. Lo anterior nos indica la importancia de proteger los recursos hídricos subterráneos evitando la contaminación de acuíferos por sustancias externas que puedan comprometer su uso actual o futuro.

Un contaminante es una sustancia disuelta en agua o un líquido no acuoso que entra al agua subterránea como consecuencia de las actividades antropogénicas que se llevan a cabo a nivel de superficie. La Figura 1.1 muestra un esquema con el movimiento y distribución de un compuesto recalcitrante (no decae con el tiempo), MTBE (Metil Ter Butil Eter), que se adiciona a la gasolina para mejorar el proceso de combustión y reducir la emisión de precursores de ozono a la atmósfera. En Estados Unidos se ha añadido MTBE a la gasolina en concentraciones de hasta 17% en volumen y en Canadá, en concentraciones de 15%. En la gasolina no oxigenada los compuestos orgánicos volátiles: benceno, tolueno, etilbenceno y

xileno, más conocidos como grupo BTEX, son los componentes más solubles y más móviles. En la gasolina oxigenada el MTBE es aún más soluble y móvil que cualquiera de ellos.

**Figura 1.1**  
**Movimiento y Distribución de MTBE en el Medio Ambiente**



El MTBE es un compuesto orgánico volátil (VOC) de olor penetrante, parecido al terpeno, que no existe en forma natural en el medio ambiente. Se fabrica a partir de isobutileno y metanol. Es inflamable y puede formar mezclas explosivas con el aire. La Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (EPA) lo ha clasificado tentativamente como un posible carcinógeno humano. El MTBE se absorbe rápida y extensivamente en los tractos respiratorio y gastrointestinal. Tanto el MTBE como sus metabolitos muestran poca tendencia a distribuirse y acumularse en los tejidos resultando rápidamente excretados. Hay algunas evidencias que indican que una porción de estos compuestos se almacena en depósitos más profundos del cuerpo para ser excretados, lentamente, por largos períodos de tiempo.

La principal fuente de exposición, del ser humano a MTBE, son las emisiones asociadas con la distribución, almacenamiento y uso de gasolinas oxigenadas. Es dudoso que las personas lleguen a consumir agua con MTBE, ya que el bajo umbral de sabor y olor de éste produciría su inmediato rechazo. Se considera que una concentración de MTBE en agua potable bajo  $40 \mu\text{g/l}$  no produce sabor u olor desagradables, aún para los miembros más sensibles de la población. El público lo detecta cuando excede  $50\text{-}100 \mu\text{g/l}$ . La Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos está considerando recomendar  $20 \mu\text{g/l}$  como valor máximo en agua potable.

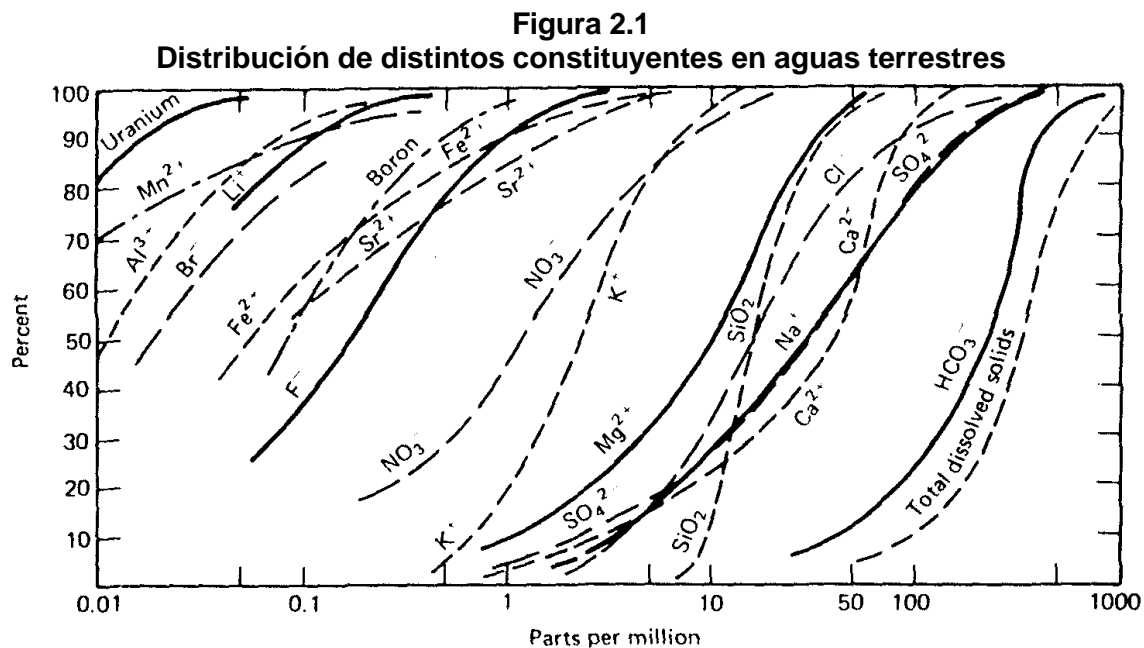
El ejemplo anterior muestra un caso específico en el cual un compuesto, que es utilizado para reducir los efectos de la contaminación atmosférica debido a la emisión de vehículos motorizados, puede provocar daños insospechados a otro componente del medio ambiente, en este caso al agua subterránea. El estudio de cómo este compuesto, u otro de interés, se mueve a través de un sistema acuífero, así como que otros procesos lo afectan, más allá de aquellos ligados al transporte, serán descritos en este capítulo.

## 2. COMPOSICION QUIMICA MEDIA DE AGUAS NATURALES

### 2.1 Generalidades

El agua ( $H_2O$ ) es una molécula fuertemente dipolar por lo que presenta marcadas propiedades solventes, es decir, el agua siempre disolverá algo de cualquier sólido o gas con el cual entre en contacto. En el ciclo global del agua en la tierra (ciclo hidrológico) el agua entra en contacto con los gases de la atmósfera (incluyendo contaminantes del aire y emisiones volcánicas) y los minerales y sales de la corteza terrestre. A una escala menor, el agua circula en los sistemas construidos por el hombre (ductos y cañerías de concreto, asbesto-cemento, fierro, cobre plástico) sobre los cuales el agua también puede ejercer esta acción disolvente, si las condiciones la favorecen.

Esta característica del agua es la causante de la presencia en ella de variados iones, algunos en concentraciones mayores que otros, dependiendo de condiciones geológicas y/o antrópicas (Figura 2.1). Algunos iones como los macro constituyentes disueltos del agua ( $Ca^{+2}$ ,  $Mg^{+2}$ ,  $Na^+$ ,  $Cl^-$ ,  $SO_4^{-2}$ ,  $HCO_3^-$ ,  $SiO_2$ ) son casi omnipresentes y sus concentraciones varían en un estrecho rango y otros, por el contrario, son característicos de ciertos medios geológicos y/o antrópicos. Pertenecen a este último grupo algunos metales y muchos compuestos orgánicos.



En resumen las reacciones químicas de la molécula de  $H_2O$ , con la atmósfera y los suelos y rocas de la corteza terrestre, forman una solución mineral acuosa diluida que llamamos agua superficial o subterránea y que empleamos como fuente de agua potable, la que luego de ser sometida a distintos procesos de tratamiento, según las necesidades, constituye el agua que se distribuye a los consumidores a través de un sistema de distribución, conformado por elementos de distintos materiales que también pueden contribuir a la composición final del agua potable.

El agua natural como un nicho ecológico contiene una variedad de microorganismos. En un agua natural existen bacterias, algas, hongos, protozoos, en armónico equilibrio, cuyo principal papel es mantener el conjunto (*pool*) de nutrientes en el agua, a través del reciclaje de los compuestos orgánicos e inorgánicos presentes en el agua, servir de base para mantener el

normal establecimiento de las cadenas tróficas y recuperar la calidad del agua, a través de los procesos de autopurificación ó catalizando una serie de reacciones químicas: fotosíntesis, oxidación, reducción, metilación, degradación, etc.

## **2.2 Factores Que Influyen la Composición Natural del Agua**

La composición química de las fuentes de agua superficial es reflejo de la geografía local, estacionalidad, escorrentía, procesos biológicos y actividades antrópicas desarrolladas en la cuenca.

La presencia de microorganismos en el agua es influenciada por una gran variedad de factores bióticos y abióticos. Los factores bióticos corresponden a interacciones de los organismos entre sí, los cuales pueden ser favorables (comensalismo, sinergismo, simbiosis o mutualismo), o antagónicos (competencia, predación, parasitismo, antibiosis). Los factores abióticos pueden ser de tipo físico o químico. Dentro de los físicos se incluyen *pH*, turbiedad, luz solar, temperatura, presión hidrostática. Entre los químicos: oxígeno disuelto, sales y nutrientes orgánicos e inorgánicos.

La presencia de microorganismos de origen fecal, refleja la disposición en ellas de aguas residuales de origen doméstico.

La calidad físico química de las fuentes de agua potable subterráneas depende de la composición del agua de recarga, las interacciones entre el agua y el suelo, el suelo-gas y las rocas con las cuales entra en contacto en la zona no saturada, del tiempo de residencia y las reacciones que se producen en el acuífero. Por lo tanto, puede encontrarse variaciones significativas de calidad, aún en una misma área, especialmente, cuando se tiene rocas de diferente composición y solubilidad. Los procesos principales, que influyen la calidad del agua en los acuíferos son físicos (dispersión/dilución, filtración y movimiento de gases), geoquímicos (formación de complejos, reacciones ácido-base, óxido-reducción, precipitación-solución y adsorción-desorción) y bioquímicos (respiración y decaimiento microbio, síntesis celular).

También puede influenciar la calidad del agua subterránea, la actividad antrópica que genera contaminación en el suelo superficial, porque la mayoría de las aguas subterráneas se originan por recarga del agua lluvia que infiltra desde la superficie. El agua de lluvia misma puede presentar, además, una acentuada acidez lo que aumenta su capacidad de disolución. La zona no saturada puede contribuir a reducir las concentraciones de algunos contaminantes, pero también puede actuar como sitio de almacenamiento para algunos de ellos, los que eventualmente puede ser liberados. Algunos contaminantes ingresan a las aguas subterráneas directamente desde pozos abandonados, minas, canteras, tuberías de aguas residuales enterradas, por lo cual evitan la zona no saturada y por lo tanto, la posibilidad de que actúe sobre ellos algún proceso natural de descontaminación y/o atenuación se reduce.

En general, las fuentes subterráneas presentan concentraciones de sales disueltas mayores que las aguas superficiales, dado el íntimo y prolongado contacto que establece el agua con rocas y suelos. Las aguas subterráneas son, en general, de composición más constante que las aguas superficiales y se consideran menos vulnerables que éstas a la contaminación. Las aguas superficiales pueden llegar a presentar significativos cambios de composición, temporal y espacial, producto de la disposición en ellas de aguas residuales provenientes de la actividad doméstica e industrial.

Por tanto la selección, entre recursos superficiales y subterráneos, de fuentes de agua potable marca una notoria diferencia en el riesgo potencial de contaminación. No obstante cualquiera sea la fuente seleccionada no debieran escatimarse esfuerzos para evitar y controlar su contaminación.

## 2.3 Factores Que Modifican el Destino y Concentración de Contaminantes en el Agua

El destino y concentración de las sustancias químicas en los cuerpos de agua puede ser afectado por procesos de: hidrólisis, formación de complejos, intercambio iónico, degradación microbiana, oxidación-reducción, fotólisis y fototransformación, precipitación y co-precipitación, solubilidad, sorción y volatilización. La tasa y grado al cual se dan estos procesos depende de las condiciones ambientales locales prevalecientes. Estos procesos a su vez pueden afectar significativamente la disponibilidad, toxicidad, persistencia y destino de las sustancias químicas en la fuente de agua potable (Tabla 2.1).

**Tabla 2.1**  
**Procesos que pueden afectar la disponibilidad, toxicidad, persistencia y destino de las sustancias químicas presentes en fuentes de agua potable**

| Procesos                         | Constituyentes químicos |            |            |
|----------------------------------|-------------------------|------------|------------|
|                                  | Metales                 | Organismos | Nutrientes |
| Formación de complejos           | X                       |            |            |
| Hidrólisis                       | X                       | X          |            |
| Intercambio iónico               | X                       |            |            |
| Degradación microbiana           |                         | X          | X          |
| Metilación                       | X                       |            |            |
| Oxidación-reducción              | X                       | X          | X          |
| Fotólisis y fototransformación   |                         | X          |            |
| Precipitación y co-precipitación | X                       |            |            |
| Sorción                          | X                       | X          |            |
| Volatilización                   |                         | X          |            |

El agua puede transportar una variada gama de organismos patógenos. Los más frecuentes corresponden a bacterias, virus, protozoos y ovas de helminto excretadas por las heces de animales de sangre caliente, incluido el hombre. Sólo algunos patógenos son organismos propios del agua y en general su expresión va asociada a situaciones de desequilibrio que ocurren en el medio acuático, ya sea por causas naturales o por actividad antrópica. La mayoría de los organismos patógenos propios del agua son de tipo oportunista o secundario, aunque también existen algunos de tipo primario.

Para que los patógenos de transmisión hídrica expresen su capacidad de producir infecciones se deben considerar aspectos asociados al comportamiento del agente infeccioso en el agua. Entre ellos se mencionan: latencia, supervivencia o persistencia y capacidad de multiplicación de los agentes en el agua.

Por otro lado, la calidad y concentración de patógenos en el agua depende del estado de salud de la población que genera las excretas, es decir de las endemias locales o brotes epidémicos de infecciones excretadas y de la existencia de tratamiento de las aguas servidas, previo a su descarga a cuerpos de aguas naturales.

Algunos factores climáticos como sequías o lluvias intensas pueden modificar la calidad y cantidad de patógenos clásicos u oportunistas en el agua, ya sea por disminución del caudal o volumen de agua de ríos, lagos, embalses y/o por arrastre de organismos del suelo.

El agua pura no existe en la naturaleza, por lo que su definición teórica como combinación química de oxígeno e hidrógeno no puede extenderse al estado en que se encuentra habitualmente. El agua es el solvente más abundante, y es capaz de incorporar gran cantidad de sustancias al estar en contacto con la atmósfera y los terrenos por los cuales circula.

## **2.4 Calidad del Agua según su Origen**

### **2.4.1 Aguas Subterráneas**

Las aguas subterráneas tienen una mayor oportunidad de disolver materiales por las mayores superficies de contacto, lentas velocidades de circulación y mayores presiones y temperaturas a las que están sometidas y facilidad de disolver  $\text{CO}_2$  del suelo no saturado (Tabla 2.2). Por ello, sus concentraciones salinas son superiores a las de las aguas superficiales, en general.

Estas mismas condiciones físicas a que se hallan sometidas las aguas subterráneas suponen asimismo una reducción de las materias en suspensión y de la materia orgánica, debido esta última a la acción de los propios microorganismos del terreno.

La mayoría de las aguas subterráneas no contienen materia suspendida y prácticamente ninguna bacteria. En general son claras e incoloras. Estas características contrastan con aquellas de las aguas superficiales, y a que las aguas superficiales son generalmente turbias y contienen considerables cantidades de bacterias (Tabla 2.3). Las aguas subterráneas son normalmente de calidad sanitaria superior. Su temperatura es relativamente constante, otro importante factor en algunos casos.

### **2.4.2 Aguas de Mar**

Los mares representan la mayor reserva de agua del planeta, el agua de mar contiene como promedio 3.5% de sales disueltas (35.000 ppm). Esta concentración hace a esta agua inadecuada para muchos usos domésticos e industriales o para regadío en cultivos convencionales. Las sales principales contenidas en el agua de mar son: Cloruro de sodio y Cloruro de magnesio (constituyen más del 90% de la salinidad), sulfato de calcio, sulfato de potasio y carbonato de calcio (Tabla 2.4).

La gran extensión de zonas secas en la tierra, algunas de las cuales han sido pobladas por el hombre, en que no hay otros recursos hídricos disponibles, ha hecho necesaria la remoción de sales del agua de mar o salobre.

En general los procedimientos para potabilizar agua salobre pueden ser clasificados en dos grupo: los que extraen el agua pura de la solución y los que extraen las sales de la solución.

Entre los primeros se cuentan la destilación, congelación, osmosis invertida, formación de hidratos, etc. y entre los segundos la extracción mediante membranas selectivas y el intercambio iónico.

**Tabla 2.2**  
**Constituyentes Disueltos en Aguas Subterráneas**  
**(Según Davis y De Wiest, 1966)**

|   |  |
|---|--|
| <b>Constituyentes principales</b><br><b>(rango de concentración 1.0 a 1000 ppm)</b>                                     |  |
| Sodio (Na)<br>Calcio<br>Magnesio<br>Sílice  | Bicarbonato<br>Sulfato<br>Cloruro  |
| <b>Constituyentes secundarios</b><br><b>(rango de concentración de 0.01 a 10.0 ppm)</b>                                 |  |
| Hierro<br>Estroncio<br>Potasio<br>Boro  | Carbonato<br>Nitrato<br>Fluoruro   |
| <b>Constituyentes menores</b><br><b>(rango de concentración de 0.0001 a 0.1 ppm)</b>                                    |  |
| Antimonio<br>Aluminio<br>Arsénico<br>Bario<br>Bromo<br>Cadmio<br>Cromo<br>Cobalto<br>Cobre<br>Germanio<br>Yodo<br>Plomo | Litio<br>Manganeso<br>Molibdeno<br>Niquel<br>Fosfato<br>Rubidio<br>Selenio<br>Titanio<br>Uranio<br>Vanadio<br>Zinc |
| <b>Constituyentes trazas</b><br><b>(rango de concentración generalmente menor que 0.001 ppm)</b>                        |  |
| Berilio<br>Bismuto<br>Cerio<br>Cesio<br>Galio<br>Oro<br>Indio<br>Lantano<br>Niobio<br>Platino<br>Radio                  | Rutenio<br>Escandio<br>Plata<br>Talio<br>Torio<br>Estaño<br>Tungsteno<br>Yterbio<br>Ytrio<br>Zirconio              |



**Tabla 2.3**  
**Características Generales de Aguas Superficiales y Subterráneas**  
**(De Black, A.F., 1959)**

| Características | Aguas Superficiales                    | Aguas Subterráneas                             |
|-----------------|--|--|
| <b>Físicas</b>  |  |  |
| Turbiedad       | Variable, baja a muy alta              | Prácticamente ninguna                          |
| Color           | Variable                               | Constante bajo o ninguno                       |
| Temperatura     | Variable                               | Constante                                      |
| <b>Químicas</b> |  |  |
| Mineralización  | Variable, generalmente muy baja        | Constante y dependiente de los terrenos        |
| Dureza          | Generalmente baja                      | Dependiente de los terrenos, generalmente alta |
| Estabilidad     | Variable, generalmente algo corrosivas | Constante, generalmente algo incrustantes      |
| Bacteriológicas | Variable y generalmente contaminadas   | Constante y generalmente puras                 |
| Radiológicas    | Expuestas a contaminación directa      | Protegidas contra la contaminación directa     |

**Tabla 2.4**  
**Composición de Agua de Mar (mg/L)**  
**(Según Rankama y Sahama, 1950)**

| Constituyente    | Concentración | Constituyente | Concentración  |
|------------------|---------------|---------------|----------------|
| Cl               | 18,980        | Pb            | 0.004-0.005    |
| Na               | 10,560        | Se            | 0.004          |
| SO <sub>4</sub>  | 2,560         | As            | 0.003-0.024    |
| Mg               | 1,272         | Cu            | 0.001-0.09     |
| Ca               | 400           | Sn            | 0.003          |
| K                | 380           | Fe            | 0.002-0.02     |
| HCO <sub>3</sub> | 142           | Cs            | 0.002          |
| Br               | 65            | Mn            | 0.001-0.01     |
| Sr               | 13            | P             | 0.001-0.10     |
| B                | 4.6           | Th            | 0.0005         |
| F                | 1.4           | Hg            | 0.0003         |
| Rb               | 0.2           | U             | 0.00015-0.0016 |
| Al               | 0.16-1.9      | Co            | 0.0001         |
| Li               | 0.1           | Ni            | 0.0001-0.0005  |
| Ba               | 0.05          | Ra            | 8.10-11        |
| I                | 0.05          | Be            | -              |
| SiO <sub>2</sub> | 0.04-8.6      | Cd            | -              |
| N                | 0.03-0.9      | Cr            | -              |
| Zn               | 0.005-0.014   | Ti            | Trazas         |

### **2.4.3 Aguas Lluvias**

El vapor de agua condensado y precipitado a gran altura es prácticamente puro. Al caer lluvia o nieve, absorbe oxígeno, anhídrico carbónico y otros gases del aire, así como polvo, humo y desechos. En forma global estas impurezas son de poco monto excepto al comienzo de una lluvia cuando el agua que cae debe “limpiar” la atmósfera, esto es especialmente notorio sobre las ciudades donde la atmósfera está más contaminada. Normalmente, las impurezas que se incorporan a las aguas lluvias en su paso por el aire son de poca importancia sanitaria.

Las aguas lluvias son muy blandas, saturadas de oxígeno, pero insípidas y corrosivas. En las localidades en que las aguas lluvias son utilizadas, su calidad definitiva depende del grado de limpieza de las superficies de captación y de los sistemas de almacenamiento y distribución.

### **3. CARACTERISTICAS FISICAS Y QUIMICAS DEL AGUA SUBTERRÁNEA**

#### **3.1 Aspectos Generales**

Todas las aguas subterráneas contienen sales en solución. El tipo y concentración de sales, depende del ambiente, movimiento y origen del agua subterránea. Generalmente, se encuentran mayores proporciones de constituyentes disueltos en aguas subterráneas que en aguas superficiales, debido al mayor tiempo de contacto con materiales solubles en estratos geológicos.

Las sales solubles encontradas en aguas subterráneas se originan principalmente en la solución de materiales rocosos. En áreas de recarga, tanto natural como artificial, la calidad del agua superficial infiltrada puede tener un marcado efecto en el agua subterránea.

Las características generales del agua que son especialmente útiles para revelar su calidad son: dureza, conductividad eléctrica, *pH*, anhídrido carbónico libre y sólidos disueltos totales. En estos apuntes incluiremos además: temperatura, color, olor, sabor, fierro, manganeso, sílice, sodio, alcalinidad, acidez, cloruro, fluoruro, nitrato, sulfato, oxígeno disuelto, sulfuro de hidrógeno, dióxido de carbono y constituyentes menores.

La calidad físico química del agua es una herramienta valioso en las investigaciones de aguas. Por ejemplo, diferencias en la calidad química de un agua de un lugar a otro en un área pueden reflejar diferencias en la composición mineral del acuífero o la existencia de estructuras geológicas, tales como fallas, que afectan el movimiento del agua.

#### **3.2 Características Físicas**

##### **3.2.1 Temperatura**

La temperatura de un agua subterránea es una de sus características más útiles. La mayoría de las veces es prácticamente constante durante el año y es considerablemente más baja que la temperatura media del aire durante el verano. Esto hace al agua subterránea particularmente deseable para muchos usos, incluyendo procesos industriales que requieren agua de una temperatura relativamente constante.

Los principales factores que afectan la temperatura del agua subterránea son las variaciones estacionales del calor recibido del sol y su transferencia en el interior de la tierra.

La temperatura de un agua subterránea, a una profundidad entre 9 y 18 metros, normalmente excede el promedio anual de temperatura del aire en 1 ó 2 °C.

##### **3.2.2 Turbiedad**

La turbiedad es una medida de la materia suspendida y coloidal, tal como arcilla, sedimentos, materia orgánica y organismos microscópicos.

Dada las condiciones físicas a que se hallan sometidas las aguas subterráneas se tiene una gran reducción de materias suspendidas.

La unidad estándar de turbiedad es la unidad Jackson (UJT) o la nefelométrica (UNT), según el patrón que se use para medirla.

### 3.2.3 Color

Es la interferencia óptima causada por la materia coloidal dispersa y la materia disuelta. Esta materia es distinta de la que produce turbiedad.

En aguas subterráneas el color provendría de antigua vegetación o, en general de materias orgánicas que se hayan depositado dentro de las formaciones geológicas por las cuales fluye el agua. Son considerados como las principales fuentes de color los taninos, ácidos húmicos y humatos provenientes de la descomposición de la lignina.

El color aumenta a valores de *pH* alto. La determinación de color en un agua subterránea indicaría presencia de materiales orgánicos en el acuífero.

### 3.2.4 Olor y Sabor

Olores y sabores pueden derivar de bacterias, gases disueltos, materia mineral y fenoles.

Los problemas de olor y sabor son muy complejos a causa de los sentidos olfato y gusto que están íntimamente relacionados y muchas veces hay dificultad de diferenciarlos claramente.

## 3.3 Características Químicas

### 3.3.1 Dureza

La dureza es la característica del agua que representa la concentración total del calcio y magnesio expresadas como  $\text{CaCO}_3$ .

$$DT = \text{Ca} \cdot \left( \frac{\text{CaCO}_3}{\text{Ca}} \right) + \text{Mg} \cdot \left( \frac{\text{CaCO}_3}{\text{Mg}} \right) \quad (3.1)$$

donde Ca y Mg se expresa en mg/l y las razones en pesos equivalentes.

$$DT = 2.497 \cdot \text{Ca} + 4.115 \cdot \text{Mg} \quad (3.2)$$

La dureza total de un agua puede dividirse en dos tipos: dureza carbonatada y dureza no carbonatada. La dureza carbonatada incluye aquella porción del calcio y magnesio que se combinaría con el bicarbonato y las pequeñas cantidades de carbonato presentes, se llama también dureza temporal, porque puede ser parcialmente removida por ebullición del agua que precipita los carbonatos de calcio y magnesio.

La dureza no carbonatada, llamada también dureza permanente, es la diferencia entre la dureza total y la de carbonato. Es originada por aquellas cantidades de Ca y Mg que normalmente se combinan con los iones sulfato, cloruro y nitrato, además del pequeño efecto de dureza de otros constituyentes menores. Este tipo de dureza no puede removerse por ebullición.

El agua que tiene una dureza de menos de 50 mg/l  $\text{CaCO}_3$  es considerada blanda. Una dureza de 50 a 150 no es objetable para la mayoría de los usos. Las lavanderías y otras industrias que usan grandes cantidades de jabón generalmente encuentran ventajoso remover la dureza hasta

50 mg/l. Las aguas que tienen 100 a 150 mg/l de dureza depositarán considerable incrustación en las calderas de vapor.

Para durezas a niveles de 200 a 300 mg/l es una práctica común ablandar el agua para usos domésticos. Cuando se ablanda un abastecimiento público la dureza se reduce a aproximadamente 85 mg/l una remoción superior no se considera económica.

### 3.3.2 Conductividad Eléctrica (CE)

La conductividad eléctrica es la capacidad de una sustancia de conducir la corriente eléctrica. Es el opuesto a la propiedad llamada resistencia eléctrica.

El agua químicamente pura tiene una muy baja conductividad eléctrica, significando que es un bien aislador. Pequeñas cantidades de material disuelto dan al agua características conductoras. Esto ocurre cuando el material disuelto se separa en iones positivos y negativos. A mayor número de iones presentes, mayor será la conductividad de la solución.

La unidad de medida de la conductividad es el inverso del ohm, que es la unidad que expresa resistencia y se escribe "mho". Los valores de conductividad específica de aguas subterráneas se expresan en millonésimos de mhos o micromhos/cm a 25°C. La conductividad aumenta con la temperatura.

En la mayoría de las aguas subterráneas, que corresponden a soluciones muy diluidas, la conductividad específica varía directamente con la cantidad de minerales disueltos en el agua. La conductividad específica de soluciones de diferentes minerales no es la misma, por ejemplo 100 mg/l de NaCl (sal común) dan agua con una conductividad específica diferente a la que producen 100 mg/l de  $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$ .

La Tabla 3.1 muestra una comparación de valores para soluciones de estas dos sales minerales.

**Tabla 3.1**  
**Conductividad de Soluciones de Dos Sales**

| Concentración de sal disuelta en mg/l | Conductividad Eléctrica a 25°C, micromhos/cm |                                    |
|---------------------------------------|--|------------------------------------|
|                                       | NaCl   | Ca ( $\text{HCO}_3$ ) <sub>2</sub> |
| 50                                    | 93   | 62                                 |
| 100                                   | 187  | 125                                |
| 200                                   | 370  | 250                                |
| 400                                   | 750  | 500                                |

Para la mayoría de las aguas subterráneas naturales la conductividad específica multiplicada por un factor que puede variar entre 0.55 y 0.75 dará una buena estimación de los sólidos disueltos. El factor para aguas salinas es generalmente más alto que el indicado y para aguas con acidez libre puede ser mucho más bajo. La estimación de los sólidos disueltos totales por la medida de CE es de gran utilidad ya que esta se determina rápidamente en el terreno mismo.

### **3.3.3 Concentración de Ión Hidrógeno o pH**

La concentración del ión hidrógeno del agua se expresa por su valor de *pH*. Un valor de *pH* de 7 indica una solución neutra, ni alcalina ni ácida. Un *pH* menor de 7 indica una condición ácida y un *pH* superior a 7 corresponde a una solución alcalina.

En la mayoría de las aguas subterráneas el valor del *pH* es controlado por la cantidad de anhídrido carbónico, gas disuelto, y los carbonatos y bicarbonatos. El  $\text{CO}_2$  disuelto en el agua forma el ácido carbónico.

El sistema  $\text{CO}_2$  -  $\text{CO}_3$  -  $\text{HCO}_3$  no es estable cuando la presión o temperatura varían. Por ejemplo reducciones en la presión permiten el escape de algo de  $\text{CO}_2$ . Esto hace que muestras de agua tomadas en un pozo no representen verdaderamente las características química del agua en el acuífero, por esto lo más recomendable es hacer las determinaciones de *pH* en el terreno mismo.

### **3.3.4 Sólidos Disueltos Totales**

Los sólidos disueltos totales son una indicación general de la adecuación de un agua para determinado uso.

Pueden determinarse por pesada del residuo seco remanente, después que una muestra de agua filtrada se ha evaporado. También podrían calcularse sumando las concentraciones, determinadas separadamente, de todos los iones del agua. Este segundo método tiene algunas dificultades ya que queda en algunos casos, agua ocluída, agua de cristalización o incluso ciertas sales se descomponen a la temperatura de secado.

En general, las aguas que contienen menos de 500 mg/l de sólidos disueltos totales son aptas para usos domésticos y muchos usos industriales.

### **3.3.5 Fierro**

Prácticamente todos los abastecimientos de agua contienen algo de fierro. El fierro en aguas causa manchas en los artefactos sanitarios y ropas que se lavan, incrustación en las protecciones del pozo y obturación de tubos. Cantidades superiores a 0.5 mg/l son generalmente problema. Algunos procesos industriales no toleran más de 0.1 mg/l.

La química del Fe en agua es muy compleja. El fierro puede presentarse en la forma ferrosa (+2) y férrica (+3). El fierro en estado ferroso es inestable en la presencia del aire y pasa al estado férrico cuando las aguas naturales que lo contienen, son expuestas al aire. Por medio de la aireación el fierro ferroso se oxida a férrico (óxido e hidróxido).

El fierro ferroso puede ser disuelto en cantidades hasta de 50 mg/l en aguas que son aproximadamente neutras y en aún mayor cantidad en aguas débilmente ácidas. Por el contrario, el fierro férrico es casi completamente insoluble en aguas alcalinas o débilmente ácidas.

El agua de pozo que contiene fierro en grandes cantidades puede ser completamente transparente e incolora cuando recién se ha bombeado. Después de un tiempo, el contacto con el oxígeno del aire es suficiente para afectar la disolución del fierro. El agua comienza a enturbiarse y forma un depósito de polvo coloreado al fondo del envase.

Las aguas que contienen hierro también favorecen el crecimiento de bacterias, especialmente la crenothrix. Estos crecimientos bacterianos pueden ser tan abundantes que obstruyan y disminuyan el flujo en tuberías.

### **3.3.6 Manganeseo**

El manganeso es objetable en aguas del mismo modo general que el hierro. Se presenta como bicarbonato manganoso soluble que pasa a hidróxido de manganeso insoluble cuando reacciona con el oxígeno del aire. Las manchas producidas por el manganeso son más perjudiciales y difíciles de remover que las causadas por el hierro.

El bicarbonato de Mn, se descompone de la misma manera que el bicarbonato ferroso formando un depósito negro cuando se libera  $\text{CO}_2$  del agua. La reacción química requiere oxígeno del aire.

También existen tipos de bacterias que oxidan los compuestos de manganeso formando insolubles.

La precipitación en el agua del Fe y Mn puede prevenirse agregando una pequeña cantidad de hexametáfosfato de sodio al agua. Este polifosfato estabiliza los compuestos de Fe y Mn y retarda su precipitación. El tiempo que se retarda varía con la cantidad de polifosfato agregado. El agente químico estabilizante debe agregarse al agua antes de que se exponga al aire.

### **3.3.7 Sílice**

La sílice de aguas subterráneas proviene de la descomposición de silicatos minerales, los que existen en abundancia en muchas rocas.

La temperatura, cantidad de agua disponible y movimiento del agua a través de las rocas afectan la desintegración y el nivel en que la sílice se disuelve en el agua.

La sílice no contribuye a la dureza del agua. Sin embargo, la sílice es parte importante de las incrustaciones formadas por muchas aguas. Las incrustaciones de silicato no pueden ser disueltas, por ácidos u otros agentes químicos usados en el tratamiento de pozos.

### **3.3.8 Sodio**

Casi todos los compuestos de sodio son solubles, de manera que el sodio lixiviado de rocas y suelos permanece en solución. Esto indica que los compuestos de sodio no forman incrustaciones; tampoco contribuyen a la dureza del agua.

Las aguas subterráneas que contienen cantidades considerables de carbonato o bicarbonato de sodio son alcalinas y pueden tener *pH* 9 o superior.

### **3.3.9 Alcalinidad**

La alcalinidad en agua es la capacidad de neutralizar ácidos. Existe cierta confusión en el uso y comprensión del término alcalinidad, porque la presencia de alcalinidad no necesariamente significa que el *pH* del agua deba estar sobre el valor neutro de 7.

Aguas subterráneas con un valor de pH bajo 7 pueden tener al mismo tiempo algunas sales que neutralizarán ácidos y, por lo tanto, pueden tener una alcalinidad medible.

Contribuyen a la alcalinidad los iones carbonato y bicarbonato; los iones cloruro, sulfato y nitrato no contribuyen. El ión hidróxido también puede contribuir, pero es escaso en aguas subterráneas. El OH puede encontrarse en aguas tratadas con cal o en aguas que han estado en contacto con concreto.

### **3.3.10 Acidez**

La acidez es la propiedad opuesta a la alcalinidad, es la capacidad del agua de neutralizar una base o alcali agregada a ella. En general, no es común la presencia de acidez en aguas subterráneas, salvo en las zonas minerales en que el ácido es caso siempre el sulfídrico, que proviene del cambio químico de la pirita de fierro u otros sulfuros metálicos. El agua y el oxígeno, se combinan con el sulfuro para formar ácido sulfúrico.

### **3.3.11 Cloruro**

El contenido de cloruros de las aguas subterráneas es bajo a menos que el acuífero haya sido contaminado con agua de mar.

El agua que contiene menos de 150 mg/l de Cl es satisfactoria para la mayoría de los usos. El agua que contiene más de 350 mg/l es objetable para uso industrial y riego. El agua que contiene más de 500 mg/l puede tener un sabor desagradable. Sin embargo, ciertos animales pueden beber agua con contenidos de cloruro muy superiores.

### **3.3.12 Fluoruro**

El fluoruro en general está presente sólo en pequeña concentración en el agua subterránea. Puede derivar de la fluorita, principal mineral fluorado de las rocas ígneas o de cualquiera de los compuestos de fluoruro.

Los gases volcánicos y fumarolas pueden también contener fluoruro y en algunas áreas constituyen la fuente de fluoruro del agua. Es importante conocer la cantidad de fluor en el agua consumida por los niños, pues sus efectos son de mucho interés.

### **3.3.13 Nitrato**

El contenido de nitrato en aguas subterráneas es muy variable y en muchas ocasiones parece no estar relacionada con ninguna formación geológica.

El contenido de nitrato del suelo es aportado por varias fuentes. Algunas plantas, como la alfalfa por ejemplo toman, nitrógeno del aire y lo fijan en el suelo como nitrato, también aportan nitrato la descomposición de plantas, residuos de animales y fertilizantes.

El alto contenido de nitrato en aguas de pozo puede deberse a flujo directo de agua superficial en el pozo, o a percolación de aguas contaminadas en el acuífero. El estiércol, por ejemplo contiene grandes cantidades de N orgánico. Una gran cantidad de nitrato en agua de pozos, puede indicar contaminación y una advertencia que en el agua pueden existir bacterias patógenas. Sin embargo debe mencionarse que esta contaminación no sólo aumentará el



contenido de nitrato, sino también el de cloruro del agua subterránea. Por esto, alto contenido de nitrato junto a cloruro es un indicador muy positivo de una posible contaminación de la napa.

El nitrato no es posible removerlo del agua con ebullición. Puede removerse solo por desmineralización o destilación.

#### **3.3.14 Sulfato**

El sulfato en aguas subterráneas se deriva principalmente del yeso o anhidrita (sulfato de calcio). También puede provenir de la oxidación de la pirita o sulfuro de fierro. El sulfato de magnesio y el sulfato de sodio, si están presentes en cantidades suficientes, imparten un sabor amargo al agua que puede además actuar como laxante para personas no acostumbradas a beber este tipo de aguas.

#### **3.3.15 Gases Disueltos**

Los gases disueltos más comunes en agua incluyen: oxígeno, ácido sulfhídrico, dióxido de carbono, nitrógeno, dióxido de azufre y amonio. De ellos, los tres primeros son de mayor significancia en aguas subterráneas.

Como la solubilidad de los gases varía inversamente con la temperatura, y aumenta con la presión, los gases disueltos están involucrados en problemas de corrosión de entubamiento de pozos y recubrimiento y también en el depósito de materiales incrustantes.

#### **3.3.16 Oxígeno Disuelto (OD)**

El contenido de OD del agua subterránea que se encuentra a profundidades apreciables bajo la superficie de la tierra es generalmente muy bajo. Se presume que la mayoría del oxígeno disuelto contenido en el agua que percola en el suelo se usa en la oxidación de los materiales orgánicos mientras el agua desciende bajo la zona de aereación. Sin embargo, parece que algo de OD puede estar presente a profundidades de 30 metros o más.

El OD acelera el ataque corrosivo del agua sobre el hierro, acero, hierro galvanizado y bronce. El agua que contiene OD corroe los metales más rápidamente cuando el *pH* es bajo. Valores altos de *pH* tienden a retardar el ataque.

#### **3.3.17 Sulfuro de Hidrógeno**

El agua subterránea que contiene  $H_2S$  en solución es rápidamente reconocida por su olor a "huevos podridos". En aguas frías se notan concentraciones de  $H_2S$  tan bajas como 0.5 mg/l y 1 mg/l es definitivamente ofensivo. El  $H_2S$  es un ácido débil y el agua que lo contiene es generalmente corrosiva.

En algunas aguas subterráneas se encuentran bacterias reductoras de sulfato. Las condiciones favorables para su crecimiento son ausencia de oxígeno y concentraciones altas de sulfato. Estas bacterias transforman los sulfatos en hidrógeno sulfurado, el agua entonces ataca el metal de la tubería de hierro para formar sulfuro de hierro, pero como este compuesto es insoluble, se deposita como incrustación de fierro en el tubo.

### **3.3.18 Dióxido de Carbono**

Puede provenir de aguas lluvias a su paso a través de la atmósfera hacia la superficie de la tierra, pero la mayor cantidad se disuelve en el agua que fluye sobre o a través del terreno donde crecen las plantas. Las raíces y descomposición de vegetales contribuyen al  $\text{CO}_2$  del suelo.

La presencia de  $\text{CO}_2$  en aguas subterráneas es especialmente significativa cuando están en solución calcio y bicarbonato. La solución puede ser estable bajo condiciones de presión suficiente que previenen el escape del  $\text{CO}_2$ . Sin embargo, como ya se ha indicado, la presión en un acuífero en las vecindades de un pozo puede ser reducida por bombeo, y el  $\text{CO}_2$  escapa de la solución como burbuja de gas. Cuando el equilibrio del agua se altera el carbonato de calcio puede precipitar hasta que la solución llegue de nuevo a un equilibrio con el  $\text{CO}_2$  que puede quedar disuelto en el agua a la presión atmosférica.

Para retardar el depósito de  $\text{CaCO}_3$  cuando se bombea un pozo, las pérdidas de carga deben mantenerse a un mínimo de manera que la reducción de presión sea tan baja como las condiciones de operación lo permitan.

### **3.3.19 Constituyentes Menores**

Las aguas subterráneas pueden contener además otros minerales, pero generalmente estos no están presentes en cantidad significativa y generalmente son menos de 1 mg/l.

Rutinariamente no se hace el análisis químico de metales trazas a menos que exista alguna circunstancia especial: condiciones geológicas, cambios notorios en el agua, derrame accidental de algún residuo que pueda infiltrarse a la reserva de agua subterránea o efectos notables en los cultivos, o investigación de nuevas fuentes de agua potable.

#### 4. FUENTES DE CONTAMINACION DE AGUAS SUBTERRANEAS

Tres aspectos son importantes para distinguir fuentes de contaminación de agua subterránea:

- (1) su localización,
- (2) la historia de la fuente, y,
- (3) los tipos de contaminantes que emanan desde ellos.

En la práctica, los términos “puntual” o “no puntual” describen la localización de la fuente. Una fuente puntual es caracterizada por la presencia de una fuente de pequeño tamaño, mientras que una fuente no puntual describe un origen difuso de la contaminación. Una fuente “puntual” es caracterizada por la presencia de una fuente, pequeña y claramente identificable, entre las que se pueden señalar un estanque de almacenamiento con perforaciones, una o más lagunas de almacenamiento, y un relleno sanitario. En el caso de fuentes no puntuales o difusas podemos incluir el caso de pesticidas y herbicidas que son aplicados a grandes extensiones de terreno.

La historia de la fuente se refiere principalmente a como se ha modificado la tasa de producción de contaminante a través del tiempo. Un derrame es un ejemplo de fuente no continua, en la cual se produce un elevado nivel de contaminación superficial o subterránea por un corto tiempo. A diferencia de este caso, un estanque de almacenamiento de combustible que esté vertiendo a través de fracturas o roturas es una fuente continua.

En lo que respecta al tipo de contaminante encontrado más típicamente en aguas subterráneas debemos indicar que son miles o decenas de miles, por lo que es difícil listarlos todos ellos. Un enfoque que se ha utilizado es concentrarse en un grupo que muy comúnmente se encuentran en efluentes y en fuentes de agua potable, que produce efectos adversos sobre la salud o que persisten a través de la cadena alimenticia. Un ejemplo de este tipo de listas lo constituye la información publicada por EPA, la que señala un total de 129 compuestos prioritarios, 114 de ellos orgánicos y 15 inorgánicos, principalmente metales. Los compuestos de origen orgánico se separan comúnmente en cuatro categorías: volátiles, neutrales extractables, ácidos extractables y pesticidas.

Otra manera de agrupar compuestos es a través del tipo de reacción y modo de ocurrencia. En este sentido es común referirse a los siguientes grupos de compuestos: (1) materiales radioactivos, (2) metales pesados, (3) nutrientes, (4) dros inorgánicos, (5) contaminantes orgánicos, y (6) contaminantes de origen microbiológico.

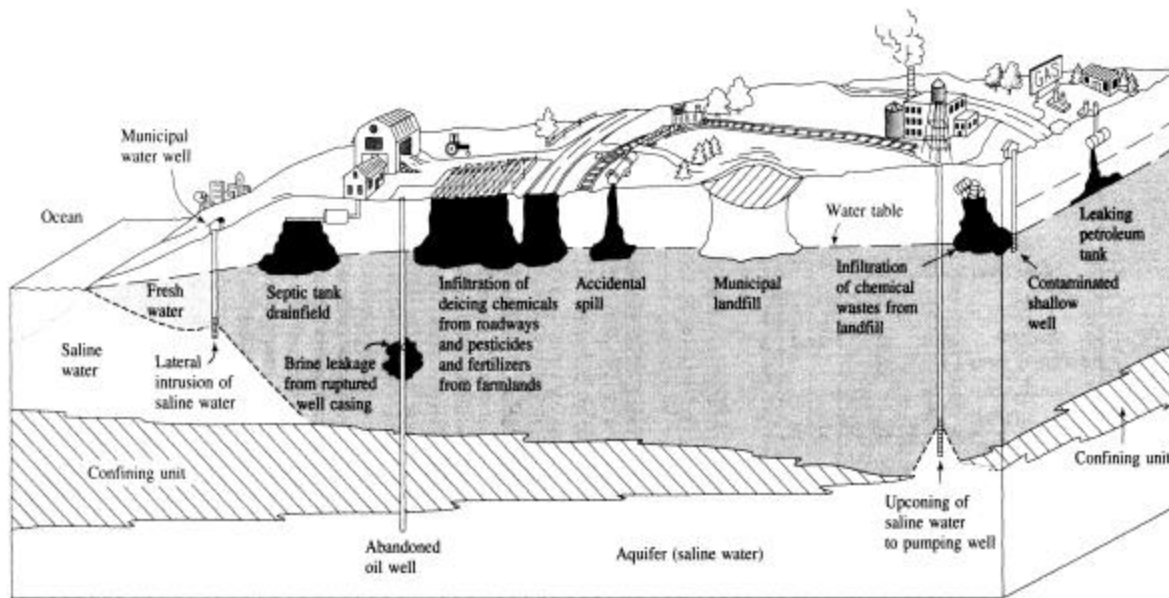
Un esquema que muestra diversas fuentes de contaminación de aguas subterráneas se presenta en la Figura 4.1.

Un resumen de diversas fuentes de contaminación, organizadas por categorías, se presenta a continuación.

##### **Categoría I. Fuentes Diseñadas a la Descarga de Sustancias**

Fosas sépticas,  
Pozos de inyección, y  
Aplicación al suelo.

**Figura 4.1**  
**Fuentes de Contaminación de Aguas Subterráneas**



**Categoría II. Fuentes Diseñadas para el Almacenamiento, Tratamiento y/o Disposición de Sustancias**

- Rellenos sanitarios,
- Basureros,
- Pozas o lagunas de almacenamiento,
- Desechos mineros,
- Cementerios,
- Estanques de almacenamiento sobre el suelo,
- Estanques de almacenamiento bajo el suelo,
- Contenedores

**Categoría III. Fuentes Diseñadas para Retener sustancias durante Transporte.**

- Tuberías de alcantarillado,
- Transporte y Transferencia de Materiales

**Categoría IV. Fuentes que Descargan Sustancias como Resultado de Otras Actividades.**

- Riego,
- Aplicación de Pesticidas,
- Aplicación de Fertilizantes,
- Residuos Animales
- Aplicación de Sales
- Drenaje Urbano
- Drenaje de Minas

**Categoría V.** Fuentes que proveen un Mecanismo para que Agua Contaminada entre al Acuífero.

Pozos de Producción,  
Pozos de Monitoreo y calicatas de exploración  
Excavaciones

**Categoría VI.** Fuentes de Origen Natural Cuyo Efecto es Aumentado por la Actividad Humana.

Interacción Agua Superficial y Subterránea  
Intrusión Salina

## 5. PROCESOS DE TRANSPORTE DE MASAS EN UN MEDIO SATURADO

### 5.1 Introducción

En esta sección consideraremos el transporte de solutos disueltos en el agua subterránea. Esto se conoce como **transporte de solutos** o **masas**. Los métodos que se presentan en este capítulo se basan en las ecuaciones diferenciales parciales para dispersión que han sido desarrolladas para medios homogéneos.

### 5.2 Transporte debido a Gradientes de Concentración

Un soluto en el agua se moverá desde áreas de mayor concentración hacia un área de menor concentración. Este proceso se conoce como **difusión molecular**, o simplemente como **difusión**. El proceso de difusión ocurre siempre que existe un gradiente de concentración, incluso si el fluido no está en movimiento. La masa de fluido que se difunde es proporcional al gradiente de concentración, lo cual se expresa mediante la **primera ley de Fick**. En una dimensión, esta ley se escribe como:

$$J_x = -D_d \cdot \frac{dC}{dx} \quad (5.1)$$

donde

$J_x$  es el flujo de masa de soluto por unidad de área y tiempo (M/T)

$D_d$  es el coeficiente de difusión ( $L^2/T$ )

$C$  es la concentración de soluto ( $M/L^3$ )

$dC/dx$  es el gradiente de concentración ( $M/L^3/L$ )

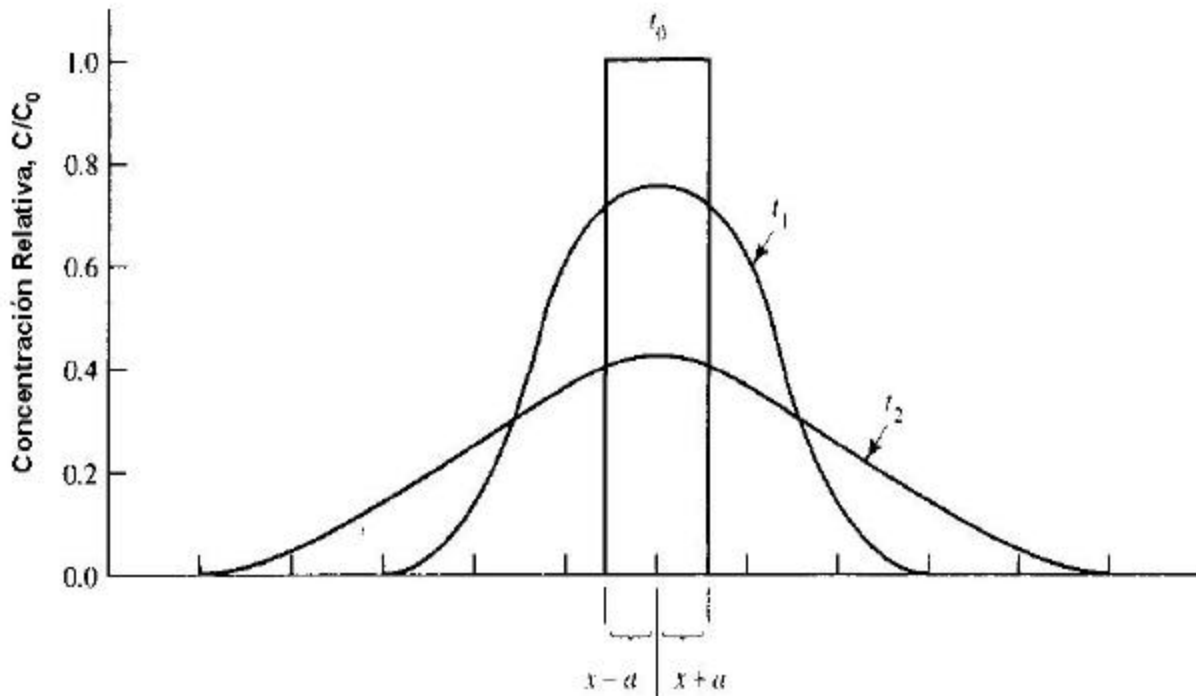
El signo negativo indica que el movimiento de contaminante es desde áreas de mayor concentración a aquellas de menor concentración. Valores de  $D_d$  son bien conocidos y se encuentran en el rango  $1 \times 10^{-9}$  a  $2 \times 10^{-9}$   $m^2/s$  a  $25^\circ C$ . Estos valores no varían mucho con la concentración, pero dependen de la temperatura.

En un medio poroso la difusión no puede ocurrir tan rápido como en el agua debido a que los iones deben seguir caminos más largos a través de los granos de suelo. Para tomar en cuenta este hecho, un coeficiente de difusión efectivo,  $D^*$ , debe ser usado:

$$D^* = w \cdot D_d \quad (5.2)$$

donde  $w$  es un coeficiente que está relacionado con la tortuosidad de un medio poroso. La **tortuosidad** es una medida del efecto de la dirección del flujo seguida por una molécula de agua en el medio poroso. El valor de  $w$  es siempre menor que 1. Un ejemplo del transporte de un pulso de soluto debido a la difusión se presenta en la Figura 5.1.

**Figura 5.1**  
**Difusión de un Pulso de Contaminante**



El proceso de difusión se complica debido a que los iones deben mantener neutralidad eléctrica a medida que ellos se difunden. Si tenemos una solución de  $NaCl$ , el  $Na^+$  no puede difundirse más rápido que el  $Cl^-$  a menos que haya otro ión negativo en la región en la cual  $Na^+$  se está difundiendo.

### 5.3 Transporte por Advección

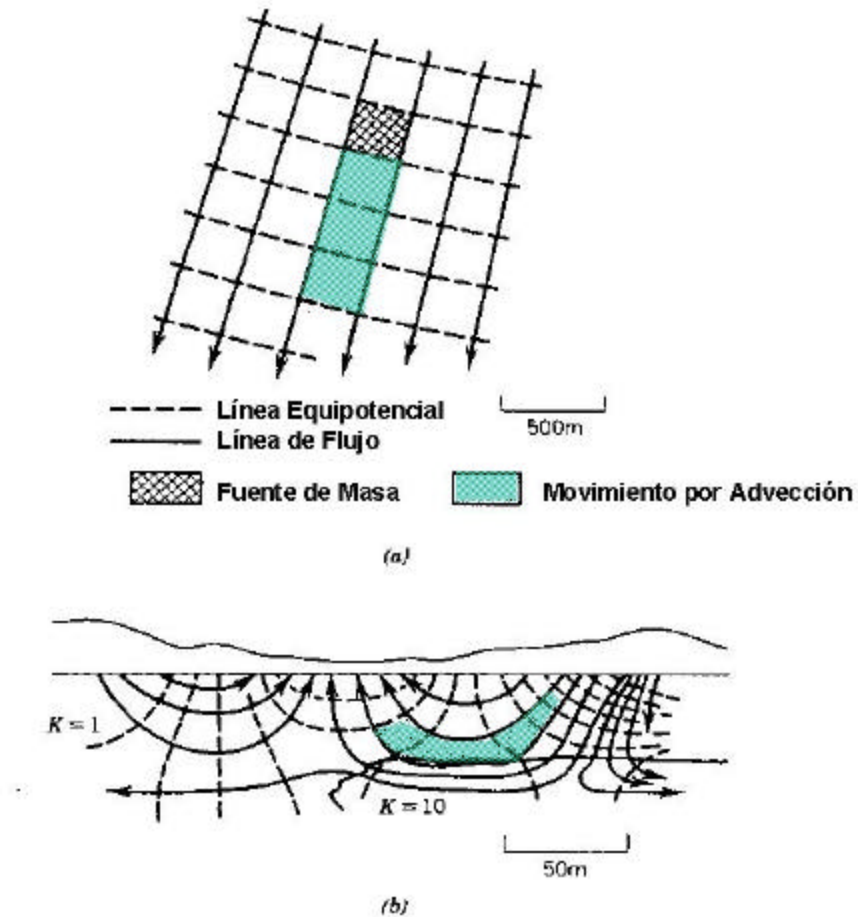
Sólidos disueltos son llevados junto con el flujo de agua subterránea. Este proceso se denomina **transporte advectivo** o **convectivo**. Las redes de flujo que se presentan en la Figura 5.2 muestran algunas características básicas del proceso de advección. En efecto, cuando sólo el proceso de advección se encuentra operando, la masa agregada a uno o más de un tubo de flujo permanece dentro de ellos. Otros procesos (por ejemplo, dispersión) producen el movimiento de masa entre tubos de flujo.

La cantidad de soluto que está siendo transportado es una función de su concentración en el agua subterránea y de la cantidad de agua subterránea que fluye. Para un flujo unidimensional perpendicular a una sección transversal del medio poroso, la cantidad de agua que fluye es igual a la *velocidad promedio lineal* multiplicada por la *porosidad efectiva*. La **velocidad promedio lineal**,  $v_x$ , es la velocidad a la cual el agua subterránea se mueve a través de tubos de flujo individuales.

$$v_x = \frac{K}{n} \cdot \frac{dh}{dl} \quad (5.3)$$

donde  $K$  es la conductividad hidráulica (L/T),  $n$  es la porosidad, y  $dh/dl$  es el gradiente hidráulico (L/L).

**Figura 5.2**  
**Ejemplos de Advección Pura**



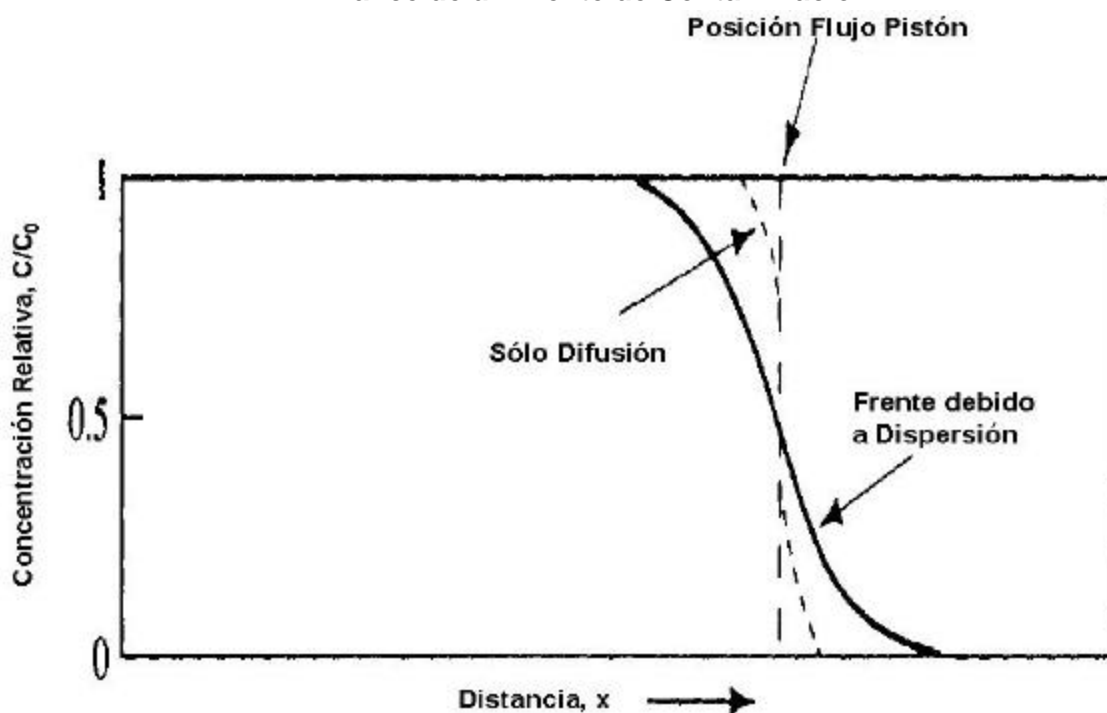
El flujo de masa unidimensional,  $J_x$ , debido a advección es igual a la cantidad de agua que fluye multiplicada por la concentración de sólidos disueltos:

$$J_x = v_x \cdot n \cdot C \quad (5.4)$$

En el caso de un problema en el que sólo existe transporte de tipo advectivo se produce el denominado frente abrupto de concentración. En un lado del frente abrupto la concentración es igual a aquella del agua subterránea que avanza, mientras que en el otro lado no existe cambio con respecto a la concentración de base. Este proceso se conoce como **flujo pistón**, en el cual el fluido presente en los poros es reemplazado por el fluido conducido por la solución invasora. La interface abrupta que se obtiene en este caso se muestra en la Figura 5.3.



**Figura 5.3**  
**Avance de un Frente de Contaminación**



Debido a la heterogeneidad de los materiales geológicos, el transporte advectivo en diferentes estratos puede resultar en frentes de solutos que se dispersan a distintas tasas en cada estrato. Si uno obtiene una muestra de agua con el propósito de monitorear la dispersión de un contaminante disuelto, utilizando datos obtenidos desde un pozo que penetra varios estratos, la muestra de agua será una mezcla de agua desde cada estrato.

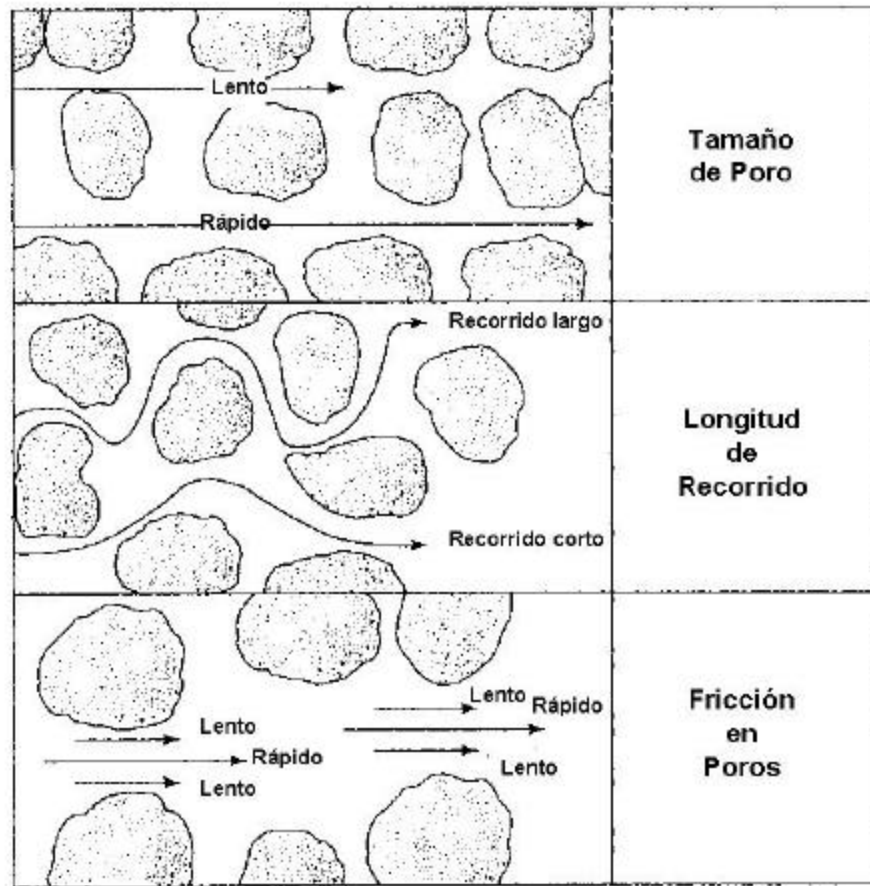
#### 5.4 Dispersión Mecánica

El agua subterránea se mueve a tasas que son mayores y también menores que la velocidad promedio lineal. A un nivel macroscópico - esto es, sobre un dominio que incluya un volumen de agua suficiente para que los efectos de los poros individuales sean promediados - existen tres causas básicas para este fenómeno:

- (1) A medida que el fluido se mueve a través de los poros, el movimiento es mayor en el centro de ellos que en sus bordes.
- (2) Algunas partículas de fluido se moverán a través de tubos de flujo que son más largos que otros.
- (3) Algunos poros son mayores que otros, lo que permite que el fluido se mueva más rápido a través de los poros.

Algunos de los factores anteriores se muestran en la Figura 5.4.

**Figura 5.4**  
**Factores que Generan Dispersión Mecánica**

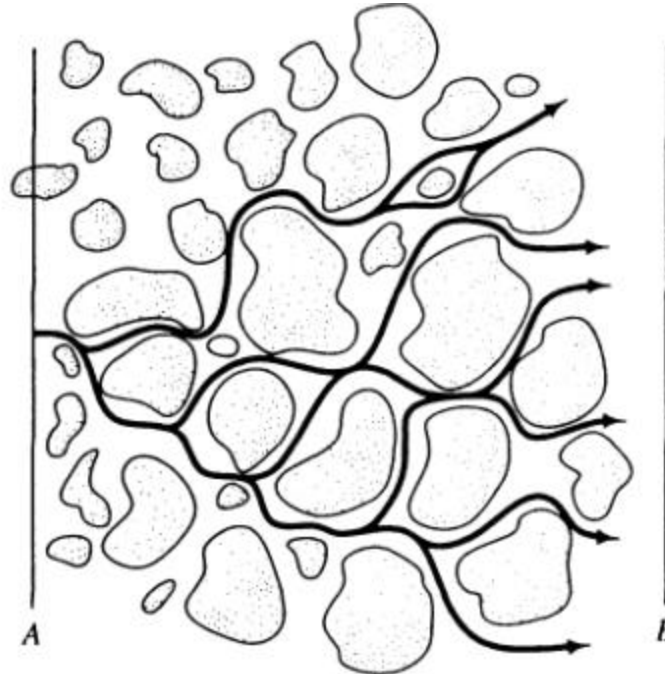


Si toda el agua subterránea que contiene un soluto viajara a una velocidad exactamente igual se produciría el desplazamiento del agua que no contiene el soluto lo que daría origen a una interface abrupta entre los dos líquidos. Sin embargo, debido a que la solución invasora (aquella agua que contiene el soluto) no viaja a una velocidad constante se produce un cierto grado de mezcla a través del tubo de flujo. Este proceso de mezcla se conoce como **dispersión mecánica**, y produce dilución del soluto a lo largo del frente de avance. La mezcla que ocurre a lo largo de la dirección del flujo se denomina **dispersión longitudinal**.

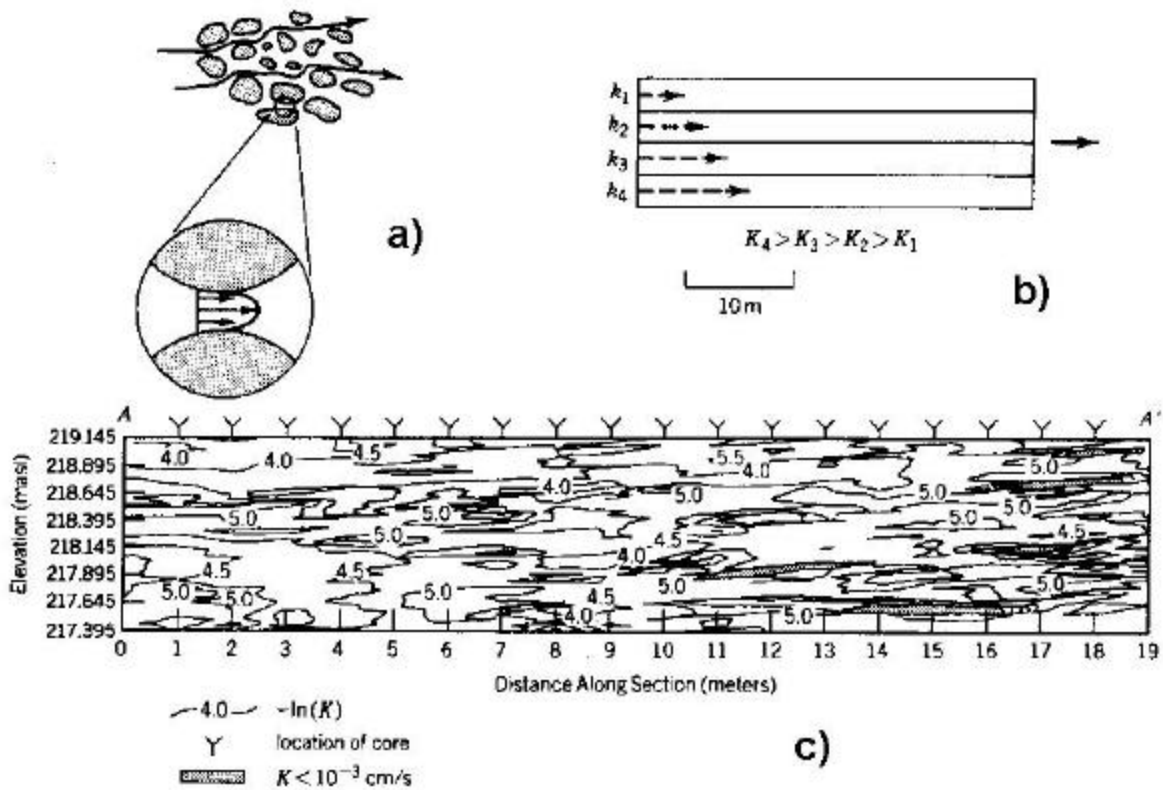
Un frente de soluto que avanza tiende a dispersarse en direcciones perpendiculares del flujo debido a que en la escala de poros las líneas de flujo pueden diverger, como se muestra en la Figura 5.5. El resultado de esta mezcla se denomina **dispersión transversal**.

La dispersión mecánica es generada como consecuencia de procesos o situaciones que ocurren en diferentes escalas. Variabilidad en la distribución de velocidad se produce por efecto de la aceleración de agua en poros más pequeños o debido a la tortuosidad del medio poroso. Esta situación se muestra en la Figura 5.6a. La Figura 5.6b muestra el efecto de dispersión mecánica creada por la presencia de estratos horizontales de diferente conductividad hidráulica. Finalmente, la Figura 5.6c muestra un efecto de heterogeneidad de tipo macroscópica en la cual zonas de diferentes conductividad hidráulica dan origen a una desigual distribución de velocidades.

**Figura 5.5**  
**Dispersión Transversal**



**Figura 5.6**  
**Origen de Dispersión Mecánica**



Si suponemos que la dispersión mecánica puede ser descrita por la Ley de Fick de difusión (ecuación (5.2)), y que la cantidad de dispersión mecánica es una función de la velocidad promedio lineal, entonces podemos introducir un coeficiente de dispersión mecánica. Este es igual a una propiedad del medio denominada **dispersividad**,  $a$ , multiplicada por la velocidad promedio lineal. Si  $i$  es la dirección longitudinal o principal de flujo, el coeficiente de dispersión mecánica en la dirección longitudinal se define como:

$$D_{mL} = a_i \cdot v_i \quad (5.5a)$$

donde  $v_i$  es la velocidad promedio lineal en la dirección  $i$  (L/T), y  $a_i$  es la dispersividad en la dirección  $i$  (L). El coeficiente de dispersión mecánica en la dirección transversal se define como:

$$D_{mT} = a_j \cdot v_i \quad (5.5b)$$

donde  $v_i$  es la velocidad promedio lineal en la dirección  $i$  (L/T), y  $a_j$  es la dispersividad en la dirección  $j$  (L).

## 5.5 Dispersión Hidrodinámica

Los procesos de difusión molecular y dispersión mecánica no pueden ser separados en un flujo de agua subterránea. Los dos mecanismos se combinan para definir un parámetro llamado el **coeficiente de dispersión hidrodinámica**,  $D$ . Este puede ser representado por las siguientes expresiones:

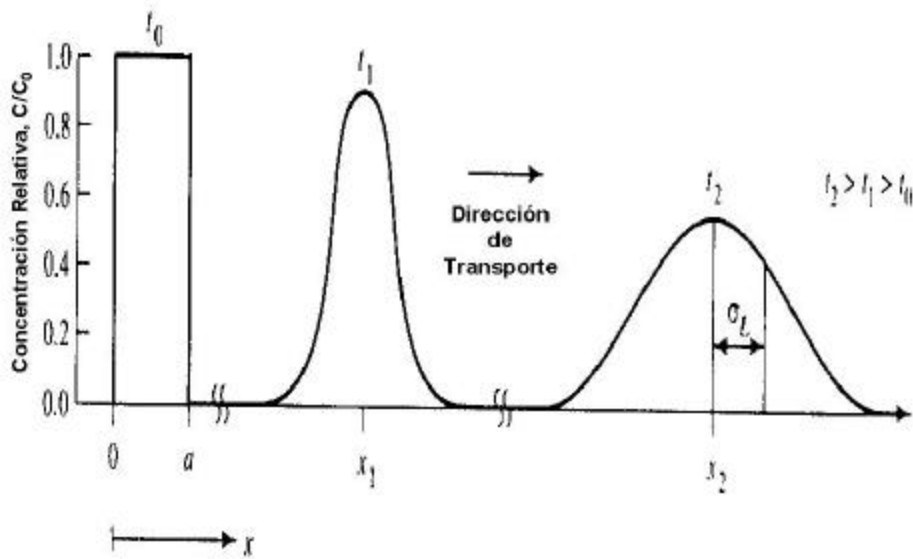
$$D_L = a_L \cdot v_i + D^* \quad (5.6)$$

$$D_T = a_T \cdot v_i + D^* \quad (5.7)$$

donde  $D_L$  es el coeficiente de dispersión hidrodinámica paralelo a la dirección principal de flujo o longitudinal,  $D_T$  es el coeficiente de dispersión hidrodinámica perpendicular a la dirección principal de flujo o transversal,  $a_L$  es la dispersividad longitudinal, y  $a_T$  es la dispersividad transversal.

La Figura 5.3 muestra el efecto de la difusión y dispersión mecánica sobre la concentración relativa ( $C/C_0$ ) de un soluto que se comporta como un trazador que ha sido inyectado en un medio poroso, bajo condiciones unidimensionales. La línea vertical representa el transporte advectivo sin difusión o dispersión. En la misma figura se muestran los efectos de difusión y dispersión sobre la masa de contaminante. La superposición de los procesos de dispersión hidrodinámica y advección es ilustrado en la Figura 5.7. Una masa de soluto se incorpora instantáneamente en el acuífero al tiempo  $t_0$  sobre el intervalo  $x=0+a$ . La concentración inicial que resulta es  $C_0$ . El flujo de agua subterránea lleva la masa de soluto con él. En este proceso la masa de soluto se dispersa, de tal manera que la concentración decrece con el tiempo, lo que se observa en los tiempos  $t_1$  y  $t_2$ .

**Figura 5.7**  
**Ejemplo de Transporte por Advección y Dispersión Hidrodinámica**



El uso de un modelo Fickiano para representar el proceso de dispersión nos permite predecir que las curvas de concentración tendrán una distribución Gaussiana que se describe mediante la media y la varianza. Con esta distribución, los coeficientes de dispersión hidrodinámica longitudinal y transversal pueden ser definidos como:

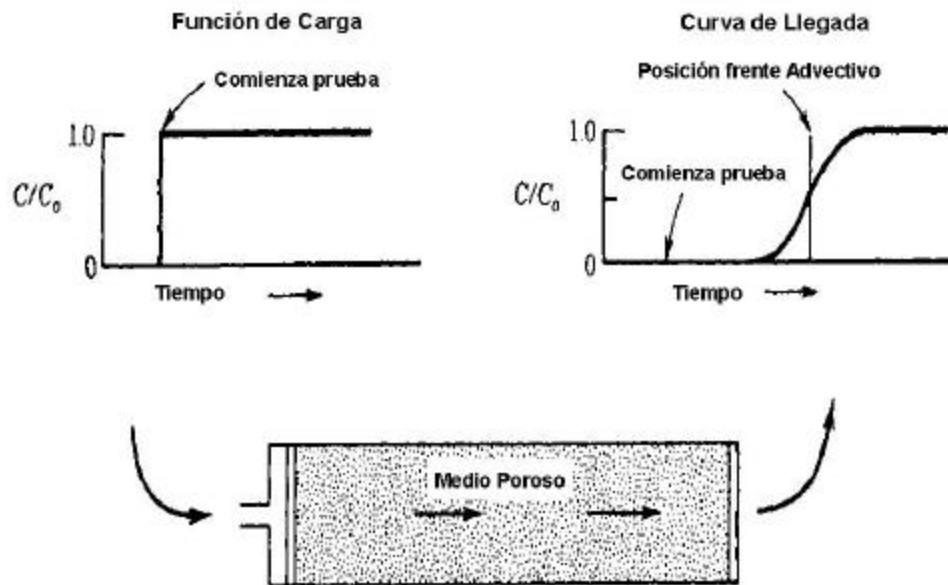
$$D_L = \frac{s_L^2}{2 \cdot t} \quad (5.8)$$

$$D_T = \frac{s_T^2}{2 \cdot t} \quad (5.9)$$

donde  $t$  es el tiempo,  $s_L$  es la desviación estándar de la dispersión longitudinal de la pluma de contaminante, y  $s_T$  es la desviación estándar de la dispersión transversal de la pluma.

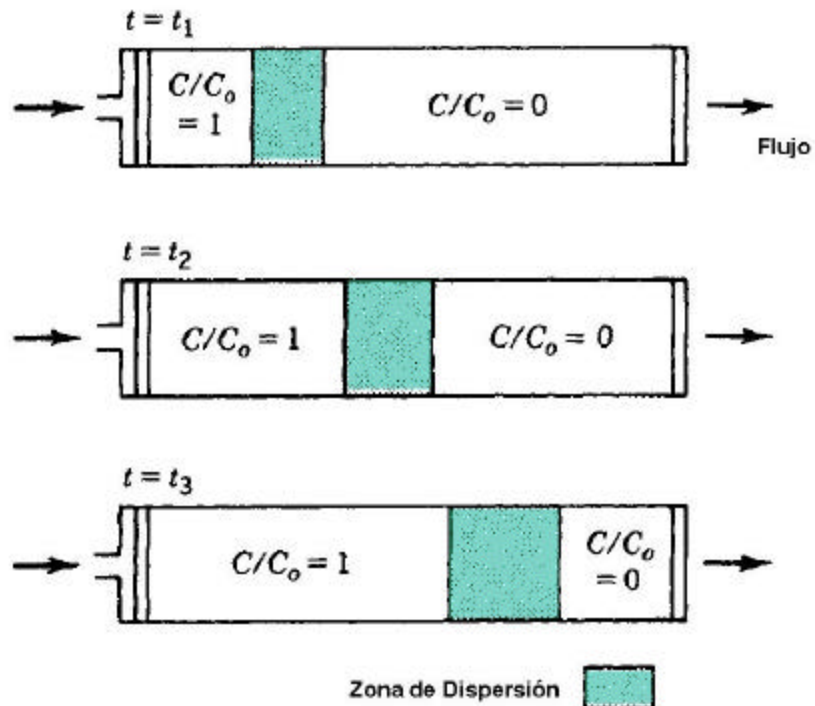
Los efectos más importantes de la dispersión hidrodinámica es el transporte de masa o soluto hacia regiones que no ocuparía si sólo un proceso de advección se llevara a cabo y el transporte del frente de contaminante a una velocidad superior a la del agua subterránea. Este punto puede ser ilustrado con un dispositivo muy simple que se muestra en la Figura 5.8. Este dispositivo es similar a la columna en la que Darcy llevó a cabo su experiencia de flujo, pero se agregan tuberías para permitir la incorporación continua de un trazador en el agua una vez que un flujo estacionario se ha establecido. La prueba comienza con la incorporación de un trazador en la sección transversal de la columna, la cual se mantiene a través del tiempo. Al monitorear la concentración a la salida de la columna es posible identificar el efecto de la dispersión hidrodinámica, la que se traduce en la llegada anticipada de contaminante (con respecto a la situación de flujo pistón) y el tiempo que toma el sistema en alcanzar la concentración máxima o límite.

**Figura 5.8**  
**Experimento de Inyección de Contaminante**

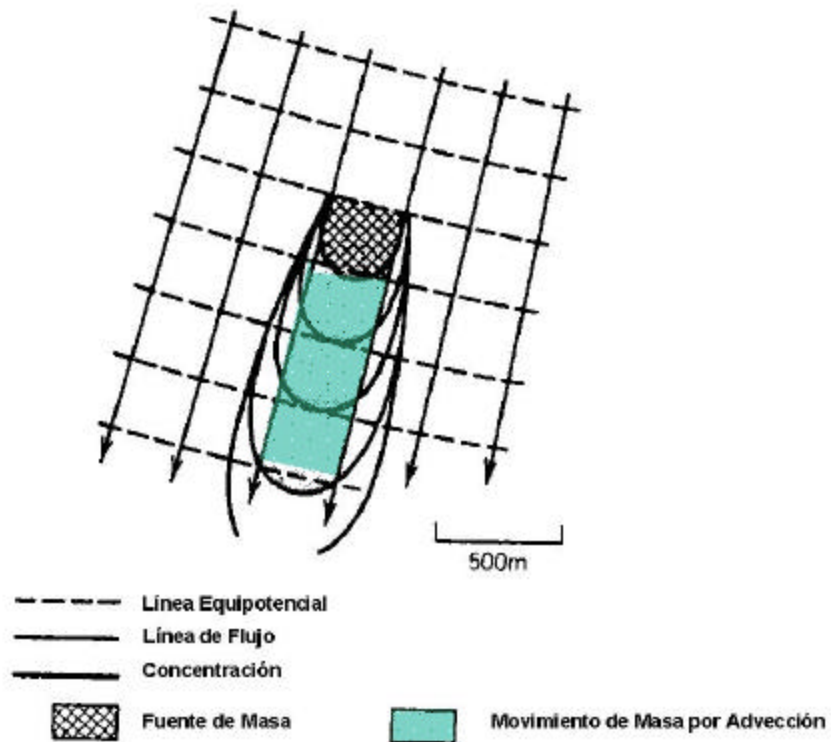


La Figura 5.9 muestra la creación de una zona de mezcla, la que se desarrolla paulatinamente a medida que el contaminante se mueve a través del medio poroso. El problema anterior describe una situación unidimensional en la cual se mezclan los procesos de advección y dispersión hidrodinámica lo que ocasiona el movimiento de la pluma y el aumento de tamaño a medida que se desplaza por el medio acuífero. Una situación equivalente, pero bidimensional, se muestra en la Figura 5.10. En esta figura se muestra una comparación entre un proceso de transporte puramente advectivo y otro en el cual se produce dispersión hidrodinámica junto al proceso de advección.

**Figura 5.9**  
**Desarrollo de una Zona de Dispersión (caso 1D)**



**Figura 5.10**  
**Desarrollo de una Zona de Dispersión (caso 2D)**



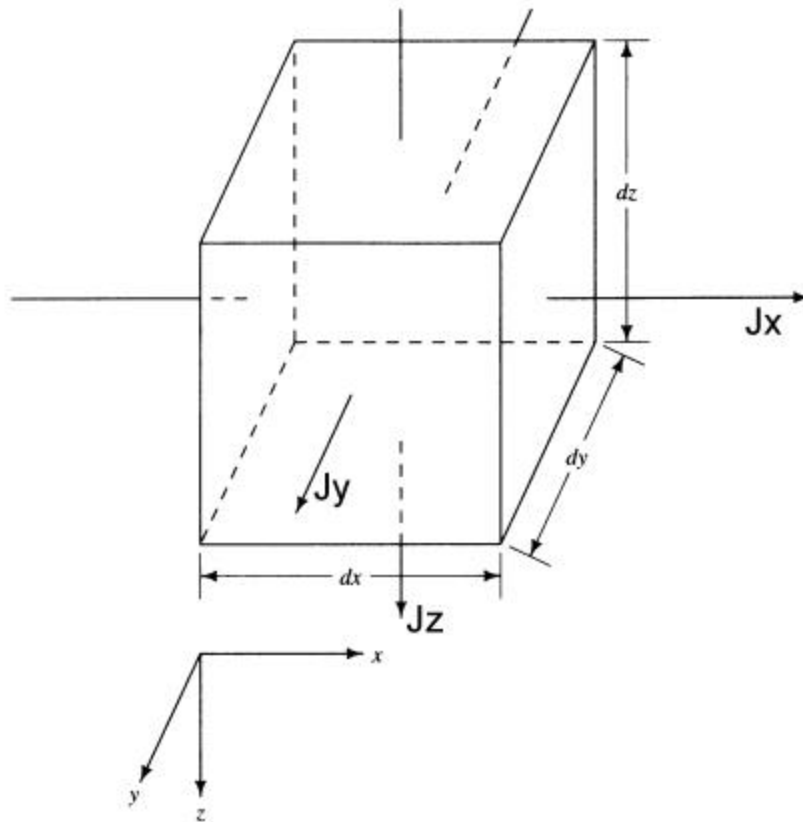
## 6. ECUACION DE ADVECCION-DISPERSION PARA TRANSPORTE DE SOLUTOS.

### 6.1 Derivación de la Ecuación

La derivación de la ecuación de Advección-Dispersión está basada en el trabajo de Freeze and Cherry (1979), Bear (1972) y Ogata (1970). Los supuestos o hipótesis básicas utilizadas en esta derivación son que el acuífero es homogéneo, isotrópico, y saturado. Asimismo, las condiciones de flujo son tales que la ley de Darcy es válida.

La derivación se basa en una conservación de masa de soluto que entra y sale de un volumen de control infinitesimal de medio poroso. Un esquema del volumen de control infinitesimal se muestra en la Figura 6.1.

**Figura 6.1**  
**Volumen de Control Infinitesimal**



El soluto es transportado por advección y dispersión hidrodinámica. En la dirección  $i$  el transporte de soluto debido al proceso de advección,  $J_{ADV}$ , y al de dispersión hidrodinámica,  $J_{DISP}$ , queda dado por:

$$J_{ADV} = v_i \cdot n \cdot C \, dA \quad (6.1)$$



$$J_{DISP} = -n \cdot D_i \cdot \frac{\partial C}{\partial i} dA \quad (6.2)$$

donde  $dA$  es el área transversal del elemento infinitesimal y la dirección  $i$  es perpendicular a dicha sección.

La masa total de soluto, por unidad de área, que es transportada en la dirección  $i$  por unidad de tiempo,  $J_i$ , es la suma del flujo advectivo y dispersivo:

$$J_i = v_i \cdot n \cdot C - n \cdot D_i \cdot \frac{\partial C}{\partial i} \quad (6.3)$$

El signo negativo indica que el transporte dispersivo ocurre desde áreas de mayor a menor concentración.

La masa total de soluto que entra al volumen elemental,  $J_E$ , está dada por la siguiente expresión:

$$J_E = J_x dz dy + J_y dz dx + J_z dx dy \quad (6.4)$$

La masa total de soluto que sale del volumen elemental,  $J_S$ , está dada por la siguiente expresión:

$$J_S = \left( J_x + \frac{\partial J_x}{\partial x} dx \right) dz dy + \left( J_y + \frac{\partial J_y}{\partial y} dy \right) dz dx + \left( J_z + \frac{\partial J_z}{\partial z} dz \right) dx dy \quad (6.5)$$

La diferencia entre la masa que entra y sale del volumen de control,  $\Delta J$ , queda dada por la siguiente expresión:

$$\Delta J = - \left( \frac{\partial J_x}{\partial x} + \frac{\partial J_y}{\partial y} + \frac{\partial J_z}{\partial z} \right) dx dy dz \quad (6.6)$$

La tasa a la cual la masa de soluto cambia dentro del volumen de control se puede escribir como:

$$n \cdot \frac{\partial C}{\partial t} dx dy dz \quad (6.7)$$

La ley de conservación de la masa indica que la tasa a la cual la masa de soluto cambia en el tiempo debe ser igual a la diferencia de masa que entra y sale del volumen de control:

$$- \left( \frac{\partial J_x}{\partial x} + \frac{\partial J_y}{\partial y} + \frac{\partial J_z}{\partial z} \right) = n \cdot \frac{\partial C}{\partial t} \quad (6.8)$$

La expresión anterior puede ser escrita en términos vectoriales como:

$$-\nabla \cdot \underline{J} = n \cdot \frac{\partial C}{\partial t} \quad (6.9)$$

La ecuación (6.9) puede ser usada para obtener una ecuación diferencial que describe el transporte de un soluto conservativo, esto es uno que no interactúa con el medio poroso:

$$\left[ \frac{\partial}{\partial x} \left( D_x \frac{\partial C}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left( D_y \frac{\partial C}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left( D_z \frac{\partial C}{\partial z} \right) \right] - \left[ \frac{\partial}{\partial x} (v_x C) + \frac{\partial}{\partial y} (v_y C) + \frac{\partial}{\partial z} (v_z C) \right] = \frac{\partial C}{\partial t} \quad (6.10)$$

En un medio homogéneo,  $D_x$ ,  $D_y$ , y  $D_z$  no varían en el espacio. Sin embargo, debido a que el coeficiente de dispersión hidrodinámica es una función de la dirección del flujo, por lo que incluso en un medio isotrópico y homogéneo se tiene que  $D_x \neq D_y \neq D_z$ . Si consideramos un sistema de flujo unidimensional podemos escribir:

$$D_x \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v_x \frac{\partial C}{\partial x} = \frac{\partial C}{\partial t} \quad (6.11)$$

En un medio homogéneo con un campo de velocidad uniforme, cuya dirección es paralela al eje  $x$ , la ecuación de transporte de un soluto se puede escribir como:

$$D_x \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + D_y \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} - v_x \frac{\partial C}{\partial x} = \frac{\partial C}{\partial t} \quad (6.12)$$

Si consideramos un escurrimiento radial hacia un pozo de bombeo, la ecuación de transporte de soluto puede ser escrito como:

$$\frac{\partial}{\partial r} \left( D \frac{\partial C}{\partial r} \right) + \frac{D}{r} \frac{\partial C}{\partial r} - u \frac{\partial C}{\partial r} = \frac{\partial C}{\partial t} \quad (6.13)$$

donde  $r$  es la distancia radial desde el pozo de bombeo,  $u$  es la velocidad de poros, la que se puede escribir como:

$$u = \frac{Q}{2 \cdot p \cdot n \cdot b \cdot r} \quad (6.14)$$

donde  $Q$  es la tasa de bombeo,  $n$  es la porosidad y  $b$  es el espesor saturado de la napa.

## 6.2 Difusión Versus Dispersión

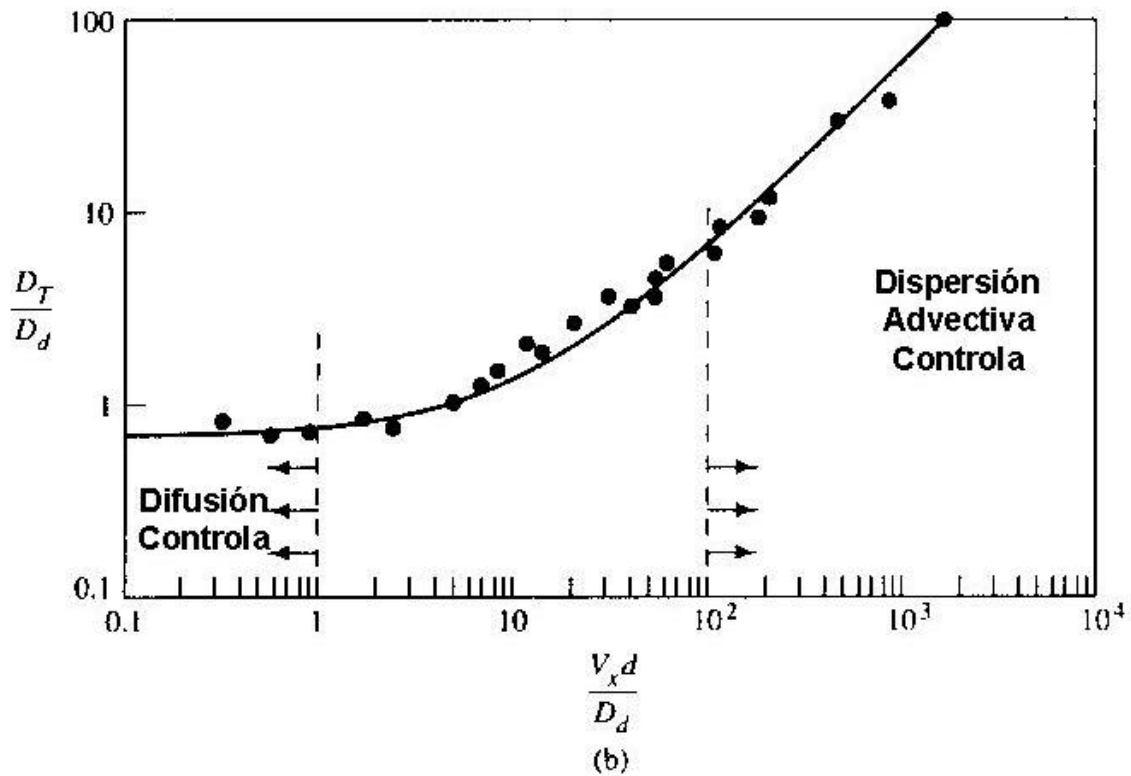
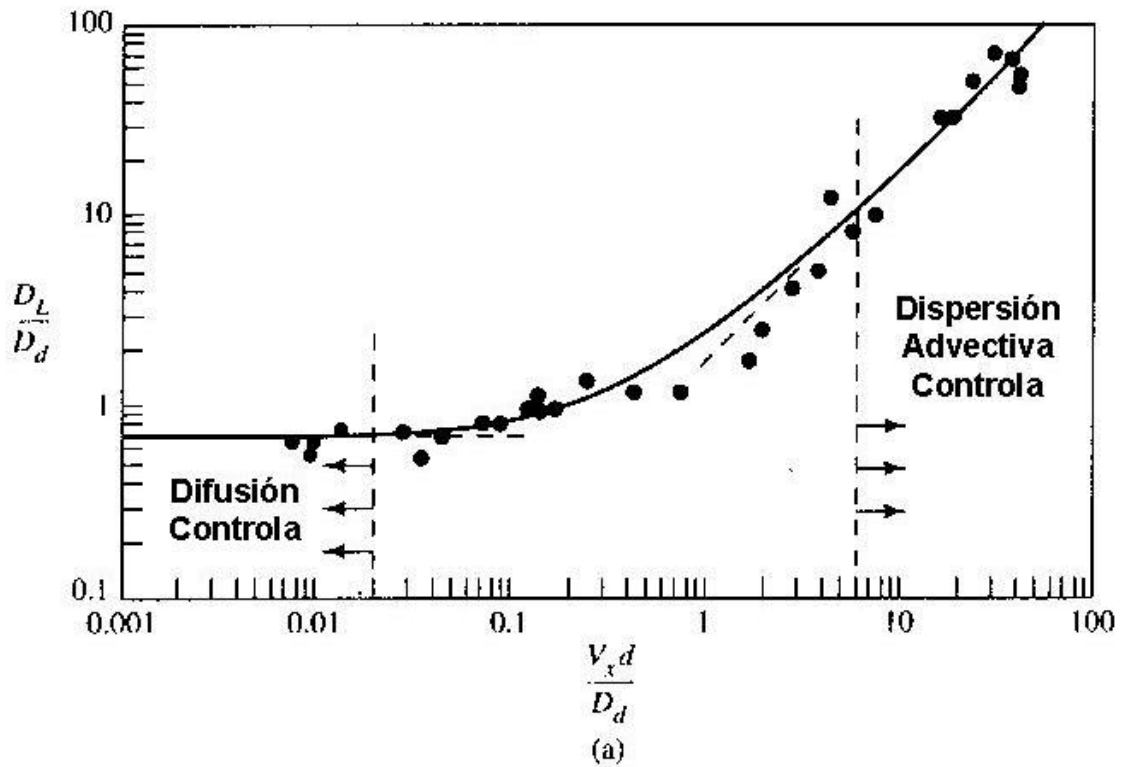
En una sección anterior la ecuación de advección dispersión fue derivada sobre la base de la dispersión hidrodinámica, la cual es la suma de la dispersión mecánica y difusión. En general, la comparación de ambos efectos indica que el primero de ellos (dispersión mecánica) es más importante que el segundo.

Es posible evaluar la contribución relativa de la dispersión mecánica y la difusión al transporte de solutos. El número de **Peclet** es un valor adimensional que puede relacionar la efectividad del transporte de masas por dispersión o difusión. Un número de **Peclet** tiene la siguiente forma general:

$$Pe = \frac{v_x \cdot d}{D_d} \quad o \quad Pe = \frac{v_x \cdot L}{D_d}$$

donde  $v_x$  es la velocidad del flujo,  $d$  y  $L$  son longitudes características del flujo,  $D_d$  es el coeficiente de difusión molecular, y  $D_L$  es el coeficiente de dispersión longitudinal. El número de **Peclet**,  $Pe$ , el cual define la razón entre la tasa de transporte advectivo sobre la tasa de transporte difusivo en estudios de columnas, es un parámetro adimensional definido como  $v_x d / D_d$ , donde  $d$  es el tamaño medio de los granos. Un gráfico esquemático de la razón  $D_L / D_d$  como función del número de **Peclet** se presenta en la Figura 6.2a. La Figura 6.2b muestra la variación de  $D_T / D_d$  como función del número de **Peclet**.

**Figura 6.2**  
**Difusión versus Dispersión**



## 7. ECUACION DE ADVECCION-DISPERSION

### 7.1 Métodos de Solución

La ecuación de transporte, Advección-Dispersión, puede ser resuelta mediante métodos analíticos o numéricos.

Métodos analíticos requieren la resolución de ecuaciones diferenciales a través de procedimientos de cálculo que incluyen la incorporación de condiciones iniciales y de borde. Estas soluciones están limitadas a sistemas de geometría simple y en general requieren establecer condiciones de homogeneidad.

Métodos numéricos requieren la resolución de las ecuaciones diferenciales mediante técnicas numéricas como las diferencias o los elementos finitos. Estos métodos son más poderosos que las soluciones analíticas en el sentido que pueden ser aplicados a sistemas de mayor complejidad.

### 7.2 Condiciones Iniciales y de Borde

Para obtener una solución de una ecuación diferencial es necesario especificar que condiciones iniciales y de borde se aplican a dicho problema. Las **condiciones iniciales** describen los valores de la variable en consideración, en este caso la concentración, en el tiempo inicial del análisis. Las **condiciones de borde** especifican la interacción entre el área investigada y su ambiente externo.

Para el caso de problemas de transporte existen tres tipos de condiciones de borde:

- Concentración fija, Primer Tipo o Dirichlet

$$C(x=0, t) = C_0$$

- Gradiente fijo, Segundo Tipo o Neuman

$$\left. \frac{dC}{dx} \right|_{x=0} = f(t)$$

- Flujo Variable, Tercer Tipo o Cauchy

$$\left( -D \frac{dC}{dx} + v \cdot C \right) \Big|_{x=0} = v \cdot C_0$$

### 7.3 Soluciones Analíticas para Casos Típicos

#### 7.3.1 Columna Unidimensional, Inyección Instantánea y Continua de Contaminante (Condición de Borde de Primer Tipo)

Experimentos en columnas de arena han sido usados para evaluar coeficientes de difusión y de dispersión a escala de laboratorio. En estas experiencias un tubo o columna se llena con arena y se satura con agua. El agua se hace fluir a través del tubo hasta que se alcance un régimen de escurrimiento estacionario o permanente, creando un permeámetro.

Una solución que contiene un trazador (de color o salino) es incorporada en forma instantánea a la columna de arena en lugar de agua pura, y se mantiene a través del tiempo. La concentración inicial de trazador en la columna es cero (no existía antes de ser agregado), mientras que la concentración de trazador al momento de inyectar es igual a  $C_0$ . La concentración dentro de la columna, a una distancia  $x$  del punto de inyección, y luego de un tiempo  $t$  de cambiar el agua por la solución con trazador se puede representar con la siguiente ecuación, condiciones iniciales y de borde:

$$D_x \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v_x \frac{\partial C}{\partial x} = \frac{\partial C}{\partial t} \quad (7.1a)$$

$$C(x,0) = 0 \quad x \geq 0 \quad (7.1b)$$

$$C(0,t) = C_0 \quad t \geq 0 \quad (7.1c)$$

$$C(\infty,t) = 0 \quad t \geq 0 \quad (7.1d)$$

La solución de la ecuación (7.1) fue desarrollada por Ogata y Banks en 1961:

$$C(x,t) = \frac{C_0}{2} \cdot \left[ \operatorname{erfc} \left( \frac{x - v_x \cdot t}{2 \cdot \sqrt{D_x \cdot t}} \right) + \exp \left( \frac{v_x \cdot x}{D_x} \right) \cdot \operatorname{erfc} \left( \frac{x + v_x \cdot t}{2 \cdot \sqrt{D_x \cdot t}} \right) \right] \quad (7.2)$$

donde  $\operatorname{erfc}(x)$  es la función de error complementaria del argumento  $x$ .

En muchas situaciones prácticas el segundo término de la ecuación anterior es despreciable, con lo cual se puede escribir:

$$C(x,t) = \frac{C_0}{2} \cdot \operatorname{erfc} \left( \frac{x - v_x \cdot t}{2 \cdot \sqrt{D_x \cdot t}} \right) \quad (7.3)$$

Si consideramos una longitud de referencia,  $x=L$ , es posible expresar la ecuación (7.2) en términos adimensionales como:

$$C_R(Pe, t_R) = \frac{1}{2} \cdot \left\{ \operatorname{erfc} \left[ \left( \frac{Pe}{4 \cdot t_R} \right)^{1/2} \cdot (1 - t_R) \right] + \exp(Pe) \cdot \operatorname{erfc} \left[ \left( \frac{Pe}{4 \cdot t_R} \right)^{1/2} \cdot (1 + t_R) \right] \right\} \quad (7.4)$$

donde

$$t_R = \frac{v_x \cdot t}{L} \text{ es un tiempo adimensional,}$$

$$C_R = \frac{C}{C_0} \text{ es la concentración adimensional,}$$

$$Pe = \frac{v_x \cdot L}{D_x} \text{ es el número de Péclet.}$$

La ecuación anterior también se puede considerar en forma reducida con lo que se obtiene (para  $Pe > 100$ ):

$$C_R(Pe, t_R) = \frac{1}{2} \cdot \operatorname{erfc} \left[ \left( \frac{Pe}{4 \cdot t_R} \right)^{1/2} \cdot (1 - t_R) \right] \quad (7.5)$$

### 7.3.2 Columna Unidimensional, Inyección Continua de Contaminante (Condición de Borde de Segundo Tipo)

En la naturaleza no existen muchas situaciones en las cuales exista un cambio brusco en la calidad del agua que entra al acuífero. Una condición mucho más realista es aquella en la cual se produce la incorporación gradual de agua contaminada hacia el agua subterránea que fluye en el acuífero. La Figura 7.1 presenta un esquema simplificado que ilustra la situación de una fuente longitudinal que descarga agua contaminada hacia un acuífero.

La tasa de inyección se considera constante, mientras que la masa de soluto inyectada al acuífero es proporcional a la duración de la inyección. La concentración inicial de soluto en el acuífero es cero, mientras que la concentración que se inyecta es igual a  $C_0$ . El soluto puede dispersarse tanto hacia aguas arriba como hacia aguas abajo.

La concentración dentro del acuífero, a una distancia  $x$  del punto de inyección, y luego de un tiempo  $t$  desde que comienza el derrame de agua contaminada se puede representar con la siguiente ecuación diferencial, y condiciones iniciales y de borde:

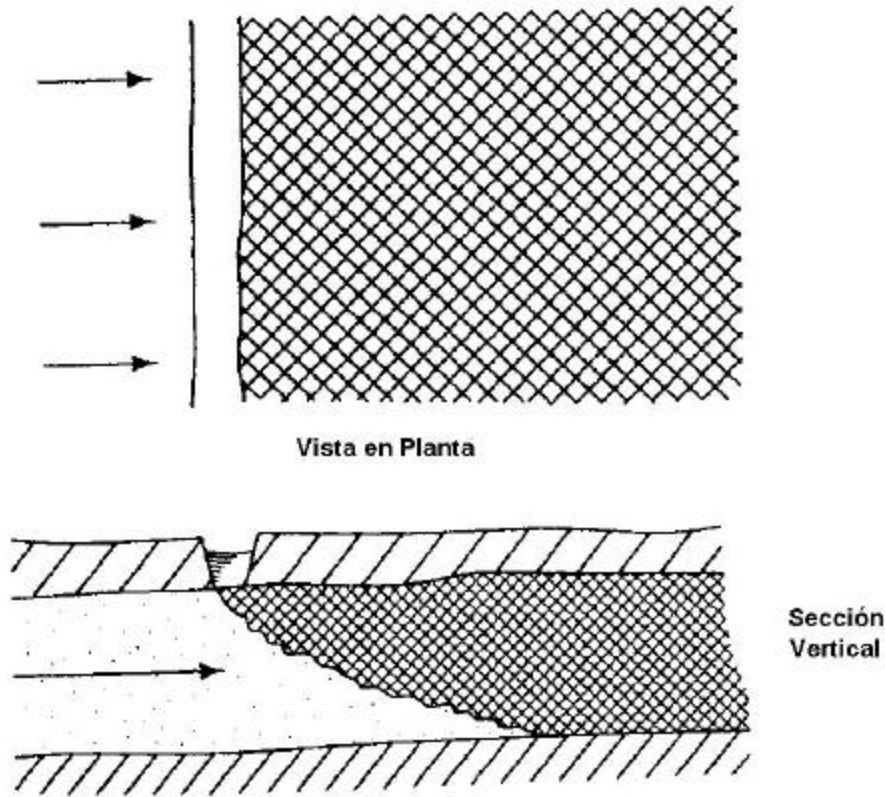
$$D_x \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v_x \frac{\partial C}{\partial x} = \frac{\partial C}{\partial t} \quad (7.6a)$$

$$C(x, 0) = 0 \quad -\infty < x < \infty \quad (7.6b)$$

$$\int_{-\infty}^{\infty} n \cdot C(x, t) dx = C_0 \cdot n \cdot v_x \cdot t \quad t \geq 0 \quad (7.6c)$$

$$C(\infty, t) = 0 \quad t \geq 0 \quad (7.6d)$$

**Figura 7.1**  
**Esquema Conceptual Contaminación Fuente Longitudinal**



La condición de borde (7.6c) establece que la masa inyectada sobre el dominio  $-\infty$  a  $+\infty$  es proporcional a la longitud de tiempo de la inyección. La solución de la ecuación (7.6) fue desarrollada por Sauty en 1980:

$$C(x,t) = \frac{C_0}{2} \cdot \left[ \operatorname{erfc} \left( \frac{x - v_x \cdot t}{2 \cdot \sqrt{D_x \cdot t}} \right) - \exp \left( \frac{v_x \cdot x}{D_x} \right) \cdot \operatorname{erfc} \left( \frac{x + v_x \cdot t}{2 \cdot \sqrt{D_x \cdot t}} \right) \right] \quad (7.7)$$

Si consideramos una longitud de referencia,  $x=L$ , es posible expresar la ecuación (7.7) en términos adimensionales como:

$$C_R(Pe, t_R) = \frac{1}{2} \cdot \left\{ \operatorname{erfc} \left[ \left( \frac{Pe}{4 \cdot t_R} \right)^{1/2} \cdot (1 - t_R) \right] - \exp(Pe) \cdot \operatorname{erfc} \left[ \left( \frac{Pe}{4 \cdot t_R} \right)^{1/2} \cdot (1 + t_R) \right] \right\} \quad (7.8)$$



### 7.3.3 Columna Unidimensional, Inyección Continua de Contaminante (Condición de Borde de Tercer Tipo)

Una solución a la ecuación de advección-dispersión con una condición de borde de tercer tipo fue desarrollada por Van Genuchten en 1981. Esta solución representa la incorporación paulatina de masa en el acuífero.

$$D_x \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v_x \frac{\partial C}{\partial x} = \frac{\partial C}{\partial t} \quad (7.9a)$$

$$C(x,0) = 0 \quad -\Psi < x < \Psi \quad (7.9b)$$

$$\left( -D \cdot \frac{\partial C}{\partial x} + v_x \cdot C \right)_{x=0} = v_x \cdot C_0 \quad t \geq 0 \quad (7.9c)$$

$$\left. \frac{\partial C}{\partial x} \right|_{x \rightarrow \infty} = \text{finito} \quad t \geq 0 \quad (7.9d)$$

La condición de borde (7.9d) establece que a medida que  $x$  aumenta, el gradiente de concentración debe ser finito. Bajo estas condiciones, la solución analítica de este problema es como sigue:

$$C(x,t) = \frac{C_0}{2} \cdot \left[ \operatorname{erfc} \left( \frac{x - v_x \cdot t}{2 \cdot \sqrt{D_x \cdot t}} \right) + \left( \frac{v_x^2 \cdot t}{p \cdot D_x} \right)^{1/2} \cdot \exp \left[ -\frac{(x - v_x \cdot t)^2}{4 \cdot D_x \cdot t} \right] - \right. \\ \left. - \frac{C_0}{4} \cdot \left( 1 + \frac{v_x \cdot x}{D_x} + \frac{v_x^2 \cdot t}{D_x} \right) \cdot \exp \left( \frac{v_x \cdot x}{D_x} \right) \cdot \operatorname{erfc} \left( \frac{x + v_x \cdot t}{2 \cdot \sqrt{D_x \cdot t}} \right) \right] \quad (7.10)$$

Si consideramos una longitud de referencia,  $x=L$ , es posible expresar la ecuación (7.10) en términos adimensionales como:

$$C_R(Pe, t_R) = \frac{1}{2} \cdot \left\{ \operatorname{erfc} \left[ \left( \frac{Pe}{4 \cdot t_R} \right)^{1/2} \cdot (1 - t_R) \right] + \left( \frac{t_R \cdot Pe}{p} \right)^{1/2} \cdot \exp \left( \frac{Pe}{4 \cdot t_R} \cdot (1 - t_R)^2 \right) \right\} - \\ - \frac{1}{4} \cdot (1 + Pe + t_R \cdot Pe) \cdot \exp(Pe) \cdot \operatorname{erfc} \left[ \left( \frac{Pe}{4 \cdot t_R} \right)^{1/2} \cdot (1 + t_R) \right] \quad (7.11)$$

### 7.3.4 Columna Unidimensional, Inyección Instantánea.

Si se realiza una inyección instantánea de contaminante se producirá un avance gradual de éste, el cual será afectado por un proceso de dispersión hidrodinámica. La ecuación diferencial que describe este problema, junto a las condiciones de borde e iniciales, es la siguiente:

$$D_x \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v_x \frac{\partial C}{\partial x} = \frac{\partial C}{\partial t} \quad (7.12a)$$

$$C(x, 0) = C_0 \cdot \mathbf{d}(x - x_0) \quad (7.12b)$$

$$C(-\infty, t) = 0 \quad t \geq 0 \quad (7.12c)$$

$$C(\infty, t) = 0 \quad t \geq 0 \quad (7.12d)$$

donde  $\mathbf{d}(x - x_0)$  es el operador Dirac, el cual tiene la siguiente propiedad:

$$\int_{-\infty}^{+\infty} f(x) \cdot \mathbf{d}(x - x_0) dx = f(x_0) \quad (7.13)$$

La solución analítica de este problema se presenta a continuación:

$$C(x, t) = \frac{C_0 \cdot l}{\sqrt{2 \cdot p \cdot D_x \cdot t}} \cdot \exp\left(-\frac{(x + v_x \cdot t - x_0)^2}{4 \cdot D_x \cdot t}\right) \quad (7.14)$$

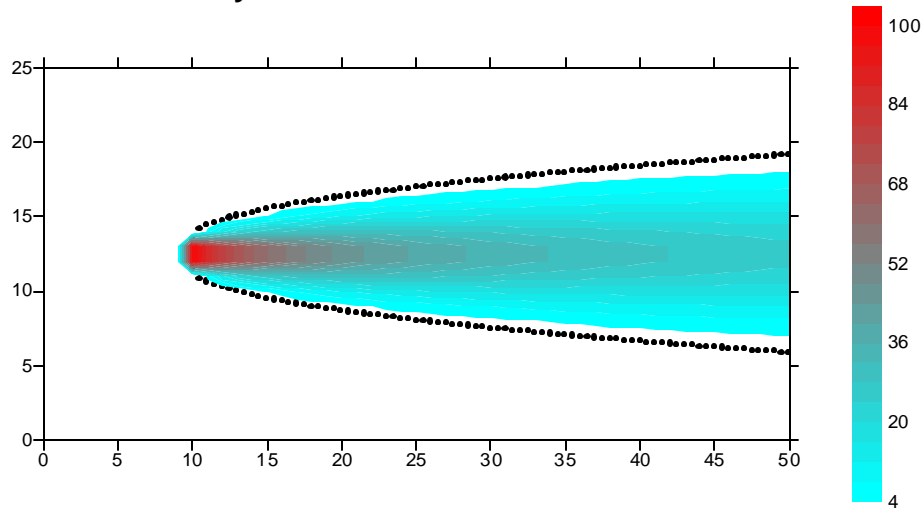
donde  $l$  es la longitud de la zona de inyección.

### 7.3.5 Inyección Continua de Contaminante en un Campo de Velocidad Uniforme (2D)

Si el trazador o contaminante se inyecta en forma continua en un flujo uniforme se formará una pluma de contaminante cuya forma luce similar a aquella que se muestra en la Figura 7.2.

A medida que la pluma se mueve a través del medio poroso se producirá su dispersión en las direcciones longitudinal y transversal. Este tipo de solución representa una situación como la que ocurre en un relleno sanitario que infiltra líquidos percolados. Para este análisis se supone que la fuente de contaminante se encuentra en un punto ubicado en el origen ( $x = 0$ ,  $y = 0$ ), y el acuífero se caracteriza por un flujo uniforme,  $v_x$ , orientado en la dirección  $x$ . Existe una inyección continua de contaminante con una concentración  $C_0$  y a una tasa  $Q$ .

**Figura 7.2**  
**Inyección Continua de Contaminante**



La ecuación diferencial que describe este problema, junto a las condiciones de borde e iniciales, se presentan en la ecuación (7.15):

$$D_L \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + D_T \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} - v_x \frac{\partial C}{\partial x} = \frac{\partial C}{\partial t} \quad (7.15a)$$

$$C(x, y, 0) = 0 \quad -Y < x < Y \quad -Y < y < Y \quad (7.15b)$$

$$\left( -D_L \cdot \frac{\partial C}{\partial x} + v_x \cdot C \right)_{x=0, y=0} = C_0 \cdot Q \quad t \geq 0 \quad (7.15c)$$

$$C(-\infty, y, t) = 0 \quad t \geq 0 \quad (7.15d)$$

$$C(\infty, y, t) = 0 \quad t \geq 0 \quad (7.15e)$$

$$C(x, -\infty, t) = 0 \quad t \geq 0 \quad (7.15f)$$

$$C(x, \infty, t) = 0 \quad t \geq 0 \quad (7.15g)$$

Este problema fue resuelto por Bear (1972) para una condición estacionaria, en la cual el crecimiento de la pluma se ha estabilizado. Esta solución tiene la siguientes expresión:

$$C(x, y) = \frac{C_0 \cdot Q}{2 \cdot p \cdot \sqrt{D_L \cdot D_T}} \cdot \exp\left(\frac{v_x \cdot x}{2 \cdot D_L \cdot D_T}\right) \cdot K_0(B) \quad (7.16)$$

donde  $K_0(x)$  es la función de Bessel modificada de segundo tipo y orden cero. El argumento  $B$  está dado por:

$$B = \sqrt{\frac{v_x^2}{4 \cdot D_L}} \cdot \sqrt{\frac{x^2}{D_L} + \frac{y^2}{D_T}} \quad (7.17)$$

Una solución para este mismo problema pero en régimen transiente fue obtenida por Y. Ensellem (1975):

$$C(x, y) = \frac{C_0 \cdot Q}{2 \cdot p \cdot \sqrt{D_L \cdot D_T}} \cdot \exp\left(\frac{v_x \cdot x}{2 \cdot D_L \cdot D_T}\right) \cdot (W(0, B) - W(t, B)) \quad (7.18)$$

donde  $W(t, B)$  es la función de pozo derivada por Hantush.

### 7.3.6 Inyección Instantánea de Contaminante en un Campo de Velocidad Uniforme (2D)

Si se produce la inyección instantánea de contaminante en un sistema acuífero homogéneo, con un campo de velocidad uniforme el cual se orienta en la dirección  $x$ , el problema se puede representar mediante la siguiente ecuación:

$$D_L \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + D_T \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} - v_x \frac{\partial C}{\partial x} = \frac{\partial C}{\partial t} \quad (7.19a)$$

$$C(x, y, 0) = 0 \quad -\infty < x < \infty \quad -\infty < y < \infty \quad (7.19b)$$

$$C(x, y, 0) = C_0 \cdot \delta(x - x_0, y - y_0) \quad (7.19c)$$

$$C(-\infty, y, t) = 0 \quad t \geq 0 \quad (7.19d)$$

$$C(\infty, y, t) = 0 \quad t \geq 0 \quad (7.19e)$$

$$C(x, -\infty, t) = 0 \quad t \geq 0 \quad (7.19f)$$

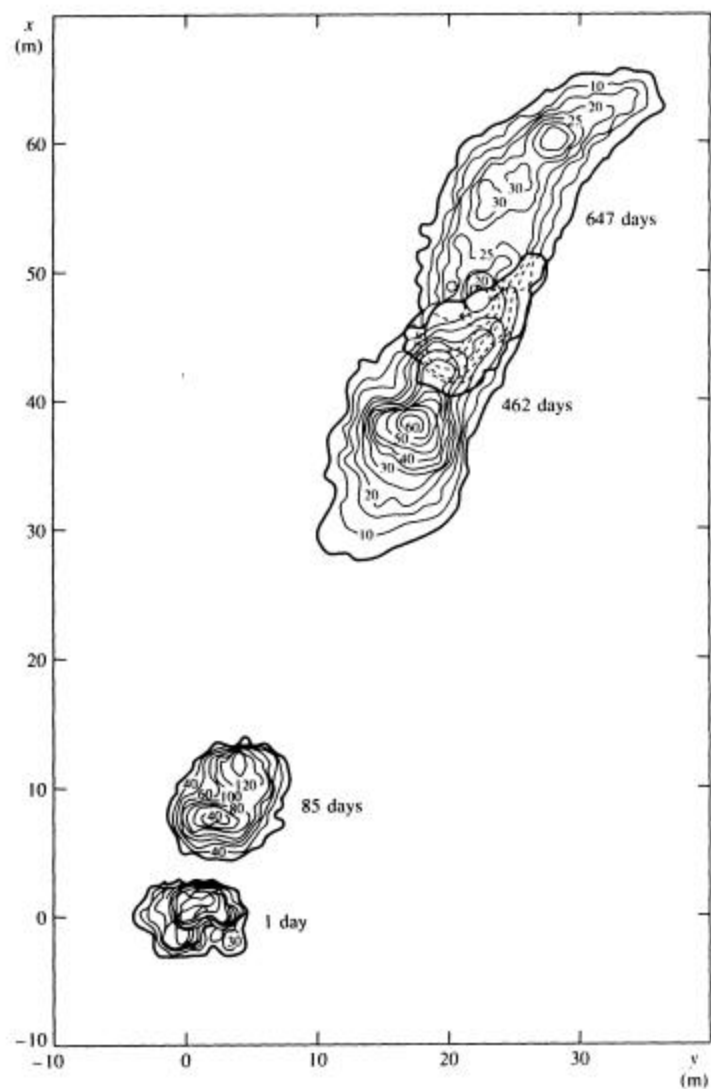
$$C(x, \infty, t) = 0 \quad t \geq 0 \quad (7.19g)$$

La solución de este problema fue obtenida por De Josselin De Jong (1958), considerando que la inyección se produce en el punto de coordenadas  $x=x_0$  e  $y=y_0$ . Esta solución tiene la siguiente forma:

$$C(x, y, t) = \frac{C_0 \cdot A}{2 \cdot p \cdot t \cdot \sqrt{D_L \cdot D_T}} \cdot \exp\left(-\frac{(x + v_x \cdot t - x_0)^2}{4 \cdot D_L \cdot t} - \frac{(y - y_0)^2}{4 \cdot D_T \cdot t}\right) \quad (7.20)$$

donde  $A$  es el área de la zona de inyección. La Figura 7.3 muestra un ejemplo de una pluma de contaminante que luego de ser inyectada en el acuífero se traslada por un proceso advectivo y sufre un cambio en su apariencia debido al proceso de dispersión hidrodinámica.

**Figura 7.3**  
**Movimiento de una Pluma en un Sistema Acuífero Real**



## 8. ECUACION DE ADVECCION-DISPERSION-REACCION

### 8.1 Introducción

Las ecuaciones presentadas hasta este punto describen los procesos de advección, dispersión mecánica y difusión. Si existen reacciones químicas o biológicas, la ecuación básica debe ser modificada agregando términos que incluyen la existencia de fuentes o sumideros dependiendo si la masa de soluto es producida o es consumida. El esquema de balance de masas que describe esta nueva condición es:

$$\begin{array}{ccccccc} \text{Cambio en el} & \text{masa} & \text{masa} & \text{masa} & & & \\ \text{almacenamiento} & = & \text{que} & - & \text{que} & \pm & \text{producida o} \\ & & \text{de masa} & & \text{entra} & & \text{sale} & & \text{consumida} \end{array}$$

El signo más o menos indica si la reacción es descrita por una fuente o un sumidero de soluto.

En el caso del problema de transporte de una sustancia contaminante no conservativa, es decir que es afectada por reacciones químicas, se puede escribir como una modificación de la ecuación de Advección-Dispersión:

$$D_x \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v_x \frac{\partial C}{\partial x} \pm \frac{r}{n} = \frac{\partial C}{\partial t} \quad (8.1)$$

donde  $r$  representa la masa producida o consumida por unidad de volumen y unidad de tiempo, y  $n$  es la porosidad. La ecuación (8.1) se conoce comúnmente como ecuación de Advección-Dispersión-Reacción. Esta ecuación se aplica a un constituyente o contaminante único. En el caso de estudiar muchos contaminantes o solutos en forma simultánea es necesario escribir una ecuación (8.1) por cada compuesto.

### 8.2 Reacciones Cinéticas de Primer Orden

Ejemplos de una reacción cinética de primer orden son el decaimiento radioactivo y la biodegradación. Esta reacción se puede escribir como:

$$r = \frac{d(n \cdot C)}{dt} = -I \cdot n \cdot C \quad (8.2)$$

donde  $I$  es la constante de decaimiento de primer orden, la que tiene unidades de tiempo<sup>-1</sup>. Con esta reacción la ecuación de transporte reactivo (Advección-Dispersión-Reacción) se puede escribir como:

$$D_x \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v_x \frac{\partial C}{\partial x} - I \cdot C = \frac{\partial C}{\partial t} \quad (8.3)$$

Si consideramos el transporte de un soluto que decae a través del tiempo es posible encontrar una solución analítica basados en la ecuación (8.3). Para el caso del problema planteado por Ogata y Banks (1961) se puede plantear la siguiente descripción matemática para este contaminante no conservativo:

$$D_x \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v_x \frac{\partial C}{\partial x} - I \cdot C = \frac{\partial C}{\partial t} \quad (8.4a)$$

$$C(x,0) = 0 \quad x \geq 0 \quad (8.4b)$$

$$C(0,t) = C_0 \quad t \geq 0 \quad (8.4c)$$

$$C(\infty,t) = 0 \quad t \geq 0 \quad (8.4d)$$

La solución de la ecuación (8.4) fue desarrollada por Ogata y Banks en 1961. Al igual que la solución analítica para un soluto conservativo, es posible escribir una solución aproximada utilizando sólo algunos términos de la solución completa. Esta solución tiene la siguiente forma:

$$C(x,t) = \frac{C_0}{2} \cdot \exp \left\{ \left( \frac{v_x \cdot x}{D_x} \right) \cdot \left[ 1 - \frac{\sqrt{v_x^2 + 4 \cdot I \cdot D_x}}{v_x} \right] \right\} \cdot \operatorname{erfc} \left( \frac{x - t \cdot \sqrt{v_x^2 + 4 \cdot I \cdot D_x}}{2 \cdot \sqrt{D_x \cdot t}} \right) \quad (8.5)$$

Si consideramos una longitud de referencia,  $x=L$ , es posible expresar la ecuación (8.5) en términos adimensionales como:

$$C(Pe, t_R) = \frac{1}{2} \cdot \exp \left\{ Pe \cdot \left[ 1 - \sqrt{1 + 4 \cdot \frac{Da_1}{Pe}} \right] \right\} \cdot \operatorname{erfc} \left( \left( \frac{Pe}{4 \cdot t_R} \right)^{\frac{1}{2}} \cdot \left( 1 - t_R \cdot \sqrt{1 + 4 \cdot \frac{Da_1}{Pe}} \right) \right) \quad (8.6)$$

o

$$C(Pe, t_R) = \frac{1}{2} \cdot \exp \left\{ Pe \cdot \left[ 1 - \sqrt{1 + 4 \cdot \left( \frac{Da_2}{Pe} \right)^2} \right] \right\} \cdot \operatorname{erfc} \left( \left( \frac{Pe}{4 \cdot t_R} \right)^{\frac{1}{2}} \cdot \left( 1 - t_R \cdot \sqrt{1 + 4 \cdot \left( \frac{Da_2}{Pe} \right)^2} \right) \right) \quad (8.7)$$

donde  $Da_1$  y  $Da_2$  son dos números adimensionales que miden la importancia de los términos de reacción sobre los de transporte. Las expresiones para ambos números adimensionales son las siguientes:

$$Da_1 = \frac{I \cdot L}{v_x} \text{ es el número de Damköhler I, y,}$$

$$Da_2 = \frac{I \cdot L^2}{D_x} \text{ es el número de Damköhler II.}$$

El número adimensional Damköhler I es importante para el caso de números de Peclet altos, mientras que el Damköhler II es importante para Peclet bajos. Es importante mencionar que la razón entre los dos números es igual al de Peclet:

$$\frac{Da_2}{Da_1} = \frac{\frac{I \cdot L^2}{D_x}}{\frac{I \cdot L}{v_x}} = \frac{v_x \cdot L}{D_x} = Pe \quad (8.8)$$

### 8.3 Reacciones de Adsorción en Equilibrio

Otro ejemplo de reacciones químicas que ocurren durante el movimiento o transporte de un soluto a través de un medio poroso permeable es la incorporación de parte de esta masa en los granos de suelo. Este proceso se conoce como **adsorción** y puede ser modelado en la siguiente forma:

$$r = \frac{\partial C^*}{\partial t} \quad (8.9)$$

donde  $C^*$  es la concentración de soluto en la fase sólida. Al sustituir la ecuación (8.9) en la ecuación de transporte se obtiene la siguiente expresión:

$$D_x \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v_x \frac{\partial C}{\partial x} - \frac{1}{n} \frac{\partial C^*}{\partial t} = \frac{\partial C}{\partial t} \quad (8.10)$$

En condiciones de equilibrio el proceso de adsorción queda representado por las denominadas **isotermas de equilibrio**, las que relacionan la concentración de soluto en la fase líquida o acuosa con la concentración de soluto en la fase sólida del medio poroso permeable:

$$C^* = f(C) \quad (8.11)$$

Si definimos la concentración  $S$  como la masa de soluto adsorbida en la superficie de los granos de suelo, se puede relacionar con la cantidad  $C^*$  por medio de la siguiente expresión:

$$C^* = S \cdot r_s \cdot (1 - n) \quad (8.12)$$

donde  $r_s$  es la densidad de los minerales que forman la roca o suelo, normalmente  $2.65 \text{ g/cm}^3$  para muchos suelos arenosos. La cantidad  $r_s \cdot (1 - n)$  representa la masa total de sólidos por unidad de volumen de un medio poroso.

Existen una serie de modelos que permiten representar isotermas de equilibrio, pero las más utilizadas son las siguientes:

#### Isoterma Lineal

$$S = K_d \cdot C \quad (8.13)$$

donde  $K_d$  se conoce como el coeficiente de distribución.



### Isoterma de Freundlich

$$S = k \cdot C^n \quad (8.14)$$

con  $k$  y  $n$  dos constantes, e,

### Isoterma de Langmuir

$$S = \frac{k_F \cdot C \cdot S_{MAX}}{k_R + k_F \cdot C} \quad (8.15)$$

con  $k_F$ ,  $k_R$  y  $S_{MAX}$  constantes.

Si se utiliza la isoterma lineal para representar el proceso de adsorción, ecuación (8.13), se obtiene la siguiente expresión:

$$\frac{\partial C^*}{\partial t} = K_d \cdot r_s \cdot (1-n) \frac{\partial C}{\partial t} \quad (8.16)$$

Al reemplazar esta expresión en la ecuación de transporte se obtiene:

$$D_x \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v_x \frac{\partial C}{\partial x} - K_d \cdot r_s \cdot \frac{1-n}{n} \frac{\partial C}{\partial t} = \frac{\partial C}{\partial t} \quad (8.17)$$

la que al ser reordenada nos permite escribir:

$$D_x \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v_x \frac{\partial C}{\partial x} = \left( 1 + K_d \cdot r_s \cdot \frac{1-n}{n} \right) \frac{\partial C}{\partial t} \quad (8.18)$$

La cantidad entre paréntesis se conoce como el coeficiente de retardación,  $R_f$ , el cual se escribe de la siguiente forma:

$$R_f = 1 + K_d \cdot r_s \cdot \frac{1-n}{n} \quad (8.19)$$

con lo cual la ecuación (8.61) se puede escribir como:

$$\frac{D_x}{R_f} \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - \frac{v_x}{R_f} \frac{\partial C}{\partial x} = \frac{\partial C}{\partial t} \quad (8.20)$$

De esta forma, el factor de retardación  $R_f$  sólo produce una disminución en la magnitud de los parámetros de transporte dispersión hidrodinámica y velocidad. De esta manera, todas las soluciones analíticas que se presentaron en el Capítulo 7 siguen siendo aplicables con el cambio en el valor de los parámetros.

## REFERENCIAS

- Davis S. y R. de Wiest. Hidrogeología. Ediciones Ariel. 1966.
- Domenico, P. and F. Schwartz. Physical and Chemical Hydrogeology. Wiley. 1998.
- Fetter, C.W. 1996. Contaminant Hydrogeology. Prentice Hall. 1993.
- Freeze A. And J. Cherry. Groundwater. Prentice Hall. 1979.
- Fetter, C.W. Applied Hydrogeology. Prentice Hall. 1988.
- Gelhar, L. Stochastic Subsurface Hydrology. Prentice Hall. 1993.
- Harr M.E. Groundwater and Seepage. Mc Graw Hill. 1962.
- Holzbecher, E. Modeling Density-Driven Flow in Porous Media. Springer. 1998.
- Huyakorn, P. and G. Pinder. Computational Methods in Subsurface Flow. Academic Press. 1983.
- Isaaks E. and R. Mohan Srivastava. An Introduction to Applied Geostatistics. Oxford. 1989.,
- Jury, W.; W. Gardner; and W. Gardner. Soil Physics. Wiley. 1991.
- Lavandel, I., Doughty, and C.F. Tsang. Groundwater Transport: Handbook of Mathematical Models. AGU. 1984.
- Sharma, H. and S. Lewis. Water Containment Systems, Waste Stabilization, and Landfills. Wiley. 1994.
- Todd, D.K. Groundwater Hydrology. Wiley. 2005.
- Verruijt, A. Theory of groundwater flow. 1970.
- Walton, Groundwater Resources Evaluation. 1974.
- Wang, H. and M.P. Anderson. Introduction to Groundwater Modelling. Academic Press. 1982.