

DESARROLLO METODOLOGICO DE LAS
TECNICAS DE VACIO. APLICACIONES PARA
LA DESCONTAMINACION DE ACUIFEROS
(ZONA NO SATURADA Y SATURADA) CUYA
CONTAMINACION SE DEBA AL VERTIDO DE
HIDROCARBUROS Y OTROS PRODUCTOS
QUIMICOS EN LA FASE LIQUIDA

37077

El presente Proyecto ha sido desarrollado por el Instituto Tecnológico GeoMinero de España (I.T.G.E.).

Ha intervenido en el mismo el siguiente equipo técnico:

D. Antonio Rubio Requena. Dr. Ingeniero de Minas. Consultor.

D. Juan Carlos Rubio Campos. Dr. en Ciencias Geológicas (I.T.G.E.).

D. Juan Antonio López Geta. Ingeniero de Minas. Jefe del Area de Desarrollo Tecnológico de la Dirección de Aguas Subterráneas (I.T.G.E.).

INDICE

1.- DESCRIPCION DE CONTAMINANTES DEL SUSTRATO

- 1.1.- Contaminantes contemplados en el proyecto
- 1.2.- Propiedades físicas de los contaminantes potenciales del sustrato
 - 1.2. 1.- Generalidades
 - 1.2. 2.- La densidad de líquidos
 - 1.2. 3.- La viscosidad de los líquidos
 - 1.2. 4.- La viscosidad de los gases y vapores
 - 1.2. 5.- Viscosidad de la mezcla de líquidos
 - 1.2. 6.- Viscosidad de la mezcla de gases
 - 1.2. 7.- Presión de vapor
 - 1.2. 8.- Tensión superficial de líquidos/gases
 - 1.2. 9.- Tensiones interfaciales líquido/líquido
 - 1.2.10.- La difusividad
 - 1.2.11.- La solubilidad de gases en líquidos
 - 1.2.12.- La solubilidad de líquidos en líquidos

2.- LAS CARACTERISTICAS DEL SUSTRATO

- 2.1.- Generalidades
- 2.2.- Petrología del subsuelo
 - 2.2.1.- Criterios de clasificación de los suelos
 - 2.2.2.- Las series rocosas
 - 2.2.3.- Las rocas detríticas
 - 2.2.4.- Las rocas carbonatadas
 - 2.2.5.- Las evaporitas
 - 2.2.6.- Rocas metamórficas, igneas y eruptivas
- 2.3.- Petrofísica de los suelos
 - 2.3. 1.- Generalidades
 - 2.3. 2.- La porosidad
 - 2.3. 3.- La permeabilidad absoluta
 - 2.3. 4.- Las permeabilidades efectivas
 - 2.3. 5.- Las permeabilidades relativas
 - 2.3. 6.- La razón de movilidades
 - 2.3. 7.- La fracción de producción de agua
 - 2.3. 8.- La presión capilar
 - 2.3. 9.- Presión de desplazamiento
 - 2.3.10.- Interacción entre las propiedades físicas de fluidos y suelos

3.- EVOLUCION DE LOS CONTAMINANTES EN EL SUBSUELO

- 3.1.- Tipos de derrames
- 3.2.- Fenómenos ulteriores al derrame
- 3.3.- La estructura del subsuelo
- 3.4.- infiltración de los contaminantes en el subsuelo

- 3.4.1.- Generalidades
- 3.4.2.- La Ley de la infiltración
- 3.4.3.- El estado de equilibrio hidrostático
- 3.5.- La disolución de los contaminantes en las aguas
 - 3.5.1.- Generalidades
 - 3.5.2.- Las fluctuaciones de la superficie piezométrica
 - 3.5.3.- La transmisión al agua de los compuestos solubles de los contaminantes
- 3.6.- Transporte por las aguas freáticas de los contaminantes en disolución
 - 3.6.1.- Mecanismos de transporte
 - 3.6.2.- Derrames continuos en pozos completos
 - 3.6.3.- Derrames intermitentes en pozos completos
 - 3.6.4.- Derrames mixtos en pozos completos
 - 3.6.5.- Derrames superficiales no puntiformes
 - 3.6.6.- Derrames afectados por la lluvia o el riego
 - 3.6.7.- Caso general de derrames continuos
- 3.7.- La absorción por los terrenos del acuífero
- 3.8.- La degradación biológica
- 3.9.- Migración de contaminantes en fase líquida en acuíferos cautivos
 - 3.9.1.- Generalidades
 - 3.9.2.- Potenciales y fuerzas actuantes
 - 3.9.3.- Las trampas de retención de contaminantes en acuíferos cautivos

4.- METODOS CONVENCIONALES DE TRATAMIENTO DE LA CONTAMINACION

- 4.1.- Generalidades
- 4.2.1.- Recuperación del contaminante
- 4.2.2.- Zanjas de intercepción y recuperación
- 4.2.3.- Drenes de recuperación
- 4.2.4.- Pozos
- 4.3.1.- La necesidad del tratamiento de las aguas contaminadas
- 4.3.2.- Fundamentos de los separadores por gravedad
- 4.3.3.- El vaso florentino
- 4.3.4.- Las balsas de decantación
- 4.3.5.- Fundamentos de los sistemas de aeración
- 4.3.6.- Otros sistemas de aeración
- 4.3.7.- Resultados operativos de algunos sistemas de aeración
- 4.3.8.- Los tratamientos por carbón activo

4.3.9.- Resultados operativos de plantas reales de tratamiento de carbón activo

4.4.- Resumen sobre las técnicas convencionales de tratamiento de la contaminación

5.- APLICACIONES DE LAS TECNICAS DE VACIO

5.1.- Generalidades

5.2.- Sistemas de vacio contemplados en el proyecto

5.3.- Propiedades básicas de los eyectores

5.4.- La interdependencia de los eyectores con el sistema

5.5.- Los suelos y acuíferos contaminantes como sistemas físicos

5.6.- Definición del sistema físico

5.7.- Modelos matemáticos de los sistemas físicos

5.8.- Aplicaciones típicas de las técnicas de vacio

5.8.1.- Saturación residual de sustancias puras en sustratos homogéneos

5.8.1.1.- Espacios contaminados esferoidales

5.8.1.2.- Espacios contaminados cilindricos

5.8.2.- Saturación residual de mezclas de hidrocarburos en sustratos homogeneos

5.8.3.- Lentejones de contaminantes reposando sobre las aguas freáticas

5.8.3.1.- Recuperación del contaminante en pozos convencionales

5.8.3.2.- Recuperación del contaminante por técnicas de vacio

5.8.3.3.- Las técnicas de vacio en acuíferos en movimiento

5.8.3.4.- Las técnicas de vacio con pozos múltiples

5.9.- Las técnicas de vacio en contaminaciones complejas

6.- OPERACIONES Y DISEÑO DE SISTEMAS DE VACIO

6.1.- Introducción

6.2.- Dimensionamiento de componentes en la alternativa exhaustor

6.3.- Dimensionamiento de componentes en la alternativa eductor

6.4.- Teoría general del eyector de agua

6.4.1.- Descripción y principios de funcionamiento

6.4.2.- Características de funcionamiento de un eyector

- 6.4.3.- Elección o diseño de eductores
- 6.4.4.- Elección o diseño de exhaustores
- 6.4.5.- Elección de bombas

BIBLIOGRAFIA

ANEXO 1.- TABLAS

ANEXO 2.- FIGURAS

INTRODUCCION

Este Proyecto lo desarrollo el Instituto Tecnológico GeoMinero de España a través de su Oficina de Proyectos de Granada y se emite en el marco del Plan de Actuaciones del ITGE en materia de prevención y descontaminación de acuíferos.

En la actualidad son muy diversos los productos, potencialmente peligrosos o nocivos, que se fabrican, comercializan y consumen para satisfacer necesidades básicas de las colectividades humanas o derivadas de los modernos estilos de vida, especialmente en los países más desarrollados desde el punto de vista tecnológico.

Cuando estos productos se manejan y utilizan apropiadamente, como sucede afortunadamente en la mayoría de los casos, su uso implica solo riesgos muy limitados. Pero desgraciadamente, y pese a las diversas medidas y precauciones que se adoptan, pueden ocurrir, y de hecho se producen en la práctica, accidentes imprevisibles, y hasta inevitables en algunos casos, que se traducen en vertidos de sustancias nocivas que llegan a contaminar de manera intensa el sustrato y los acuíferos ligados a los puntos o áreas de derrame.

Los carburantes y combustibles líquidos obtenidos del petróleo crudo, en los procesos de refino, constituyen por su volumen de consumo y por la diversidad y dispersión de los medios de transporte, almacenamiento, distribución y utilización final, uno de los grupos de familias de productos que implican mayores riesgos y posibilidades de accidentes en lo que afecta a la contaminación de suelos y acuíferos.

A partir de la II Guerra Mundial, el desarrollo intenso y continuado de la petroquímica ha impulsado el consumo de productos que hasta aquel momento se producían en escasas cantidades y también de otros desconocidos en la época. Entre estos productos cabría citar los aromáticos de base benceno, tolueno, xilenos con la amplia gama de sus derivados estireno, cumeno, ciclohexano el metanol, el etanol, etc...

Cuando se origina o detecta un derrame de sustancias líquidas nocivas para el suelo y los posibles acuíferos del sustrato, resulta obligado adoptar medidas tendentes a contener o confinar, en una primera fase, los productos infiltrados en el subsuelo. Posteriormente, es necesario proceder al saneamiento del área contaminada hasta que el residuo de contaminantes retenidos por los suelos o arrastrados por las aguas resulte inocuo.

A modo de síntesis, los puntos que se desarrollarán a lo largo de este Proyecto podrían resumirse en los siguientes:

* Descripción de contaminantes del sustrato tipo gasolina, gasoil, alcoholes, ácidos, bentonas, etc. (industria en general y en particular los derivados de la petroquímica).

* Recopilación y análisis del tipo de accidentes, y técnicas de depuración convencionales.

* Análisis teórico sobre infiltración y evaporación de este tipo de contaminantes. Análisis de la circulación de contaminantes a través del suelo (fenómenos de absorción, difusión, solubilidad y disolución, capilaridad, etc...).

* Estudio teórico de las relaciones entre acuíferos y contaminantes. Análisis de los sistemas, complejos gases-líquidos-sólidos.

* Análisis sobre la depuración natural y de las posibilidades de depuración acelerada de las zonas no saturada y saturada frente a este tipo de contaminantes.

* Estudio de los efectos de la temperatura, presión y dilución en la dispersión de los contaminantes en el subsuelo.

* Análisis teórico y aplicaciones de técnicas de vacío a la descontaminación acelerada de suelos y acuíferos.

* Interdependencia de sistemas de vacío, características del sustrato, acuíferos (permeabilidad, nivel del agua, etc...) y de los productos contaminantes.

* Cálculo y diseño de un sistema de vacío empleando eyectores de agua a presión que permita la extracción selectiva tanto de la fase gas como de la líquida.

* Cálculo de elementos complementarios de extracción de contaminantes (métodos de separación, etc...).

* Análisis y diseño del sistema de vacío en cuatro casos de acuíferos tipo.

* Propuesta de realización de un ensayo experimental.

En este proyecto se exponen y analizan los fundamentos por los que las técnicas de vacío pueden utilizarse ventajosamente para el confinamiento de numerosos contaminantes del subsuelo y para su posterior recuperación acelerada. Se debe señalar que estas técnicas se han ensayado ya a escala industrial (la experiencia más relevante en la geografía peninsular, es la llevada con objeto de descontaminar un sector de la Vega de Granada), con resultados satisfactorios, y que una vez perfeccionadas y completadas se espera constituyan una nueva tecnología aplicable al saneamiento de suelos contaminados por derrames de productos químicos orgánicos y volátiles, de reducida solubilidad en el agua, tales como los contemplados en este trabajo.

1. DESCRIPCION DE CONTAMINANTES DEL SUSTRATO

1.1. Contaminantes contemplados en el proyecto

En este proyecto se contemplan unicamente productos químicos orgánicos obtenidos por la industria del refino de petróleos o bien por vía petroquímica. Se imponen, además, para la elección del colectivo de productos a considerar las restricciones siguientes:

- . Serán sustancias que en condiciones normales de presión y temperatura se presenten en estado líquido y que ofrezcan características apreciables de volatilidad o de tensión de vapor.
- . Deberán ser muy poco solubles o inmiscibles en el agua.
- . Habrán de fabricarse, almacenarse, transportarse y comercializarse en cantidades elevadas.

Con las restricciones impuestas, el colectivo de productos químicos orgánicos, insolubles en agua y volátiles, incluidos en el proyecto, es el que se detalla en la Tabla 1.1. con indicación de datos recientes de consumo.

Se observará que en el proyecto se contemplan fundamentalmente los carburantes y combustibles líquidos derivados del petróleo, así como los aromáticos de base y primeros intermediarios de la industria petroquímica.

1.2. Propiedades físicas de los contaminantes potenciales del sustrato

1.2.1. Generalidades

Los procesos de infiltración de contaminantes en el suelo, sus desplazamientos o migración a través del sustrato, la capacidad de retención de estos productos por el terreno, los efectos del hidrodinamismo, la eficacia de las técnicas de saneamiento in situ, y en general el análisis de las cuestiones incluidas en este proyecto dependen de las características físicas de los contaminantes potenciales.

Entre las características fundamentales conviene destacar las siguientes: densidad, viscosidad, presión de vapor, tensión superficial, difusividad y solubilidad. El orden en el que se citan estas características no implica valoración de prioridad entre las mismas; su importancia relativa dependerá de aspectos concretos de cada contaminante y del tipo de contaminación.

Conviene señalar, ante todo, que en este proyecto se contemplan dos clases de productos los que, como se refleja en la Tabla 1.1, se pueden agrupar en dos categorías diferenciadas: las mezclas de hidrocarburos y las sustancias puras.

La importancia de esta diferenciación estriba en el hecho de que si bien en una sustancia pura el conocimiento de la presión y temperatura permite el conocimiento de sus características fundamentales, esto no es el caso de las mezclas; en este último supuesto las características fundamentales sólo pueden valorarse dentro de posibles rangos de variabilidad.

Otro aspecto que diferencia a las mezclas de las sustancias puras, de gran trascendencia en los problemas de la contaminación y de sus posibles tratamientos, es el fenómeno de la segregación. Una sustancia pura, después de ser parcialmente evaporada, retenida por el suelo, disuelta en el agua o degradada bacteriológicamente, seguirá manteniendo constantes su composición y características físicas. Por el contrario, una mezcla sujeta a los mismos procesos experimentará cambios más o menos acusados en composición química y características físicas.

Las mezclas de hidrocarburos sujetas a los procesos enumerados de vaporización, segregación por los suelos, disolución en el agua, y ataque bacteriológico, pueden pues transformarse en masas de hidrocarburos de características físicas muy distanciadas de las correspondientes al producto inicialmente derramado.

Finalmente, en el transcurso de su paso o de su permanencia en el sustrato los diversos productos contaminantes pueden reaccionar químicamente con algunas materias sólidas con las que establecen contacto así como con otras sustancias disueltas en las aguas migratorias.

1.2.2. La densidad de los líquidos

En lo que se refiere a los combustibles y carburantes (mezclas de hidrocarburos) la densidad es una característica que no se recoge en las especificaciones oficiales o bien se encuentra comprendida dentro de límites muy amplios en términos relativos. En ocasiones, las especificaciones incluyen sólo valores extremos (máximos para las gasolinas y mínimos para los fuelóleos). Por otra parte, la evolución de la industria del refino, que en la última década pasó de un tipo hydroskimming simple a incorporar unidades complejas de conversión de productos, se ha traducido en la ampliación del campo de variabilidad de esta característica.

En la Tabla 1.2 se incluyen valores de las densidades, tanto para las mezclas de hidrocarburos como para las sustancias puras. Conviene señalar que la temperatura de referencia, 15°C, de las densidades representa un valor

promedio, muy aproximado, de la temperatura de suelos y acuíferos en la Península Ibérica. En cualquier caso, los valores de la densidad de los productos en el subsuelo apenas variarán en una unidad de la segunda cifra decimal de los valores recogidos en la tabla 1.2.

1.2.3. La viscosidad de los líquidos

La viscosidad de los contaminantes es un factor esencial en los procesos que se analizan en este proyecto. Contrariamente a lo que acontece con la densidad, en la que una variación de hasta $\pm 5^{\circ}\text{C}$ en la temperatura de referencia de la Tabla 1.2. ocasiona sólo unos efectos de secundaria importancia, la viscosidad resulta normalmente mucho más sensible a las modificaciones en la temperatura de los fluidos.

La viscosidad dinámica en el sistema CGS tiene por unidad el poise (p). No obstante, en la industria del petróleo y en hidrogeología se utiliza normalmente un submúltiplo, el centipoise (cp), que equivale a la centésima parte de la unidad cegesimal.

En las características comerciales de las mezclas de hidrocarburos no se suelen incluir especificaciones para la viscosidad de las gasolinas. En lo que afecta a los querosenos, las especificaciones señalan sólo valores límites para temperaturas muy bajas, inferiores a los 0°C , y dirigidas al empleo de este producto en reactores, por lo que tienen un valor relativo en el caso de derrames en el sustrato. Para los gasóleos y fuelóleos las especificaciones limitan generalmente las variaciones de la viscosidad, aunque siempre dentro de un rango relativamente amplio.

En el gráfico que se incluye como Figura 1.1., tomada de la bibliografía, se ilustra la variación de la viscosidad con la temperatura para una extensa gama de productos petrolíferos; se incluye, asimismo, la del agua dulce. Con ayuda de este gráfico se pueden deducir valores lo suficientemente aproximados de las mezclas de hidrocarburos -gasolina, queroseno, gasóleo, fuelóleos-.

Por lo que se refiere a las sustancias puras contaminantes, reseñadas en las tablas 1.1. y 1.2, la variación de las viscosidades de estos productos con las temperaturas pueden obtenerse gráficamente con auxilio de la Figura 1.2 para el benceno, de la Figura 1.3 para los xilenos, de la Figura 1.4 para el estireno, de la Figura 1.5 para el ciclohexano, y, finalmente, de la Figura 1.6 para el tolueno. También se incluye el agua, sustancia pura aunque no contaminante en la Figura

1.7. Todas estas Figuras se han tomado de la bibliografía (2).

También se han formulado ecuaciones de correlación (2) que permiten la determinación analítica de la viscosidad de las sustancias puras en función de la temperatura. La Tabla 1.3 contiene estas correlaciones para las sustancias puras contempladas en el proyecto, así como para el agua.

1.2.4. La viscosidad de los gases y vapores

La circulación de gases y vapores a través de los poros de las rocas del sustrato desempeña un papel importante, tanto en los fenómenos de dispersión de los contaminantes, como en los métodos de saneamiento del subsuelo y, de modo especial, en las técnicas de vacío objeto de este proyecto. Esta circulación depende de la viscosidad de los gases.

Contrariamente a lo que sucede con las sustancias líquidas, en las que un incremento de la temperatura se traduce en una disminución de la viscosidad, véase la Figura 1.1, en los gases y vapores se produce el fenómeno inverso: los incrementos de temperatura provocan aumentos de viscosidad.

En la Figura 1.8, tomada de la referencia (1), se ilustra la variación de la viscosidad con la temperatura, para el aire y otros gases y vapores, a presión atmosférica. En condiciones normales el aire ocupa los espacios vacíos de los poros del sustrato en la zona no saturada. No obstante, en presencia o en contacto con el agua y con los posibles contaminantes del sustrato, el aire contiene porcentajes variables de vapores que modifican su viscosidad.

La viscosidad de los hidrocarburos en fase gaseosa y a presión atmosférica es función de su peso molecular. Se deduce que estas viscosidades para los productos orgánicos hidrocarbureados que se consideran en este proyecto, Tabla 1.1, se pueden determinar gráficamente con auxilio de la Figura 1.9, tomada de la referencia (3). En el caso de las sustancias puras, la determinación no ofrece dificultad por cuanto sus pesos moleculares están perfectamente definidos por sus composiciones químicas. En lo que se refiere a las mezclas de hidrocarburos el problema es más complejo y su resolución será abordada en el epígrafe 1.2.5.

La viscosidad de las sustancias hidrocarbureadas puras, en función de la temperatura, en fase gaseosa, y a la presión atmosférica, se puede determinar con auxilio de gráficos tomados de la literatura técnica (2). En la Figura 1.10 se

ilustra la del benceno, en la Figura 1.11 la de los xilenos, en la Figura 1.12 la del estireno, en la Figura 1.13 la del ciclohexano, y, por último, en la Figura 1.14 la del tolueno. La viscosidad del vapor de agua se refleja en la Figura 1.15.

Las viscosidades de las sustancias puras, en fase gaseosa y a la presión atmosférica también pueden calcularse analíticamente por la ecuación de correlación de la Tabla 1.4 elaborada con datos de la referencia (2).

Las viscosidades de los gases dependen estrechamente de la presión; su estimación o predicción, en función de la presión y temperatura, se puede realizar siguiendo algunos de los métodos expuestos en la literatura (4). La fórmula propuesta por Lucas da valores muy aproximados, con errores inferiores al 1,5 por ciento, para los hidrocarburos y derivados comprendidos en el proyecto. La fórmula de Lucas, basada en los métodos de los estados correspondientes, se expresa de la manera siguiente:

$$\eta\xi = [0,807T_r^{0,0610} - 0,357 \exp(-0,449T_r) + 0,340 \exp(-4,058T_r) + 0,018] F_p \quad (1.1)$$

En esta fórmula, los símbolos tienen los significados y dimensiones siguientes:

- η es la viscosidad del gas en μF
- ξ es la inversa de la viscosidad $(\mu\text{F})^{-1}$
- T_r es la temperatura reducida, adimensional
- F_p es un factor de corrección, adimensional

El valor de ξ de (1.1) se calcula por la fórmula:

$$\xi = 0,176 \left(\frac{T_c}{M^2 P_c^2} \right)^{1/6} \quad (1.2)$$

En la que:

- T_c es la temperatura crítica del compuesto $^{\circ}\text{K}$
- M es su peso molecular en g/mol
- P_c es la presión crítica en bars

Para obtener el valor de F_p , Lucas introduce un momento de dipolo reducido, μ_r , definido por la expresión:

$$\mu_r = 52,46 \frac{\mu^2 \cdot P_c}{T_c^2} \quad (1.3)$$

En la que:

- μ es el momento dipolo de la sustancia en debyes.
- P_c es la presión crítica de la sustancia en bars
- T_c es la temperatura de la sustancia en °K

Los valores de F_p se calculan por las fórmulas siguientes en función de los rangos de variación de μ_r :

Valores de F_p	μ_r
$F_p = 1$	$0 \leq \mu_r < 0,022$
$F_p = 1 + 30,55(0,292 - Z_c)^{1,72}$	$0,022 \leq \mu_r < 0,075$
$F_p = 1 + 30,55(0,292 - Z_c)^{1,72} [0,96 + 0,1(T_r - 0,7)]$	$0,075 \leq \mu_r$

En la que:

- Z_c es el factor crítico de compresibilidad.

La determinación de la viscosidad por el método de Lucas requiere conocer previamente el valor de los parámetros que intervienen en sus fórmulas. Estos parámetros se encuentran, para una amplia gama de productos, en la referencia (4) y se recogen en la Tabla 1.5 para las sustancias contempladas en este proyecto. En la mencionada Tabla 1.5 se han incluido los productos más volátiles de las mezclas de hidrocarburos.

1.2.5. Viscosidad de la mezcla de líquidos

Los productos hidrocarbureados contemplados en este proyecto son miscibles entre sí. En algún caso, podría resultar necesario determinar la viscosidad del producto resultante de la mezcla de dos sustancias cuyas viscosidades son conocidas por medición directa o por cualquiera de los métodos descritos en 1.2.3.

Hay que señalar, ante todo, que la viscosidad no es una propiedad aditiva, por lo que no resulta aplicable directamente la regla de las mezclas. Esta circunstancia se debe al hecho de que la base fluida ejerce una acción predominante que da a la mezcla una viscosidad inferior a la obtenida por ponderación volumétrica.

El método de Maxwell (3) o de los índices de mezcla consiste en sustituir las viscosidades por valores de índices que son aditivos en volumen. Estos índices se determinan con auxilio de la Figura 1.16. El método implica una primera conversión de las viscosidades dinámicas dadas en centipoises en unidades cinemáticas o centistokes, para lo cual hay que dividir las primeras por la densidad. Después se aplica la ley de la mezcla volumétrica que da el índice de la mezcla y por conversión de este índice la viscosidad de dicha mezcla en centistokes.

1.2.6. Viscosidad de la mezcla de gases

La fórmula propuesta por Ryans (37) es la siguiente:

$$\eta_m = \frac{\sum y_1 \eta_1 M_1^{1/2}}{\sum y_1 M_1^{1/2}} \quad (1.4)$$

En la que:

- y_1 representa las fracciones molares de los constituyentes.
- M_1 los pesos moleculares de los componentes
- η_1 las viscosidades medidas a la misma temperatura.
- η_m la viscosidad de la mezcla.

Otros métodos de estimación más complejos, tales como los de Reichenberg, Wilke, Lucas, etc., se encuentran en la literatura especializada (4).

1.2.7 Presión de vapor

Las presiones de vapor de los diversos hidrocarburos parafínicos en función de la temperatura en °C y en estado puro se ponen de manifiesto en la Carta de Cox, Figura 1.17, tomada de la referencia (3). Las diversas rectas trazadas en el gráfico corresponden a productos puros cuyas temperaturas de ebullición se diferencian de 10 en

10 °C. La carta de Cox puede aplicarse, en una primera aproximación, a los hidrocarburos puros contemplados en el proyecto y cuyos puntos de ebullición, T_b , se indican en la Tabla 1.5 en temperaturas absolutas (°K). En la Figura 1.13 se incluye un ábaco para resolución del problema.

Las mezclas de hidrocarburos, Tabla 1.1, incluidas en este proyecto -gasolinas, querosenos, gasóleos y fuelóleos- son compuestos muy complejos de hidrocarburos puros. La presión de vapor de la mezcla es resultante de la de cada uno de sus componentes. Para su determinación es necesario ponderar esta propiedad en función de los porcentajes moleculares de cada constituyente.

En lo que se refiere a las sustancias puras, tabla 1.1, las presiones de vapor de estos líquidos saturados, en función de la temperatura, se encuentra en forma gráfica en la literatura (4) y se han establecido asimismo fórmulas de correlación y que facilitan su cálculo. En la Tabla 1.6 se recogen estas fórmulas según datos tomados de la referencia (4).

La ley de Raoult para las disoluciones ideales se expresa de la forma siguiente:

$$(TVV)_m = \sum (TVV)_i \cdot X_i \quad (1.5)$$

En la que:

- $(TVV)_m$ es la presión de vapor de la mezcla a T°C
- $(TVV)_i$ es la presión del vapor del constituyente i a T°C.
- X_i es la fracción molar del constituyente i en la mezcla.

La ley de Raoult se aplica, sin términos correctivos, a cualquier mezcla de hidrocarburos siempre que se encuentren en condiciones alejadas de sus puntos críticos, lo que sucede habitualmente.

La aplicación de la ley de Raoult exige el conocimiento de los pesos moleculares de los componentes hidrocarburos de las mezclas. En el supuesto de las sustancias puras este parametro es conocido como se indica en la Tabla 1.5. Para el caso de las mezclas de hidrocarburos -gasolinas, querosenos, gasóleos y fuelóleos- el peso molecular puede estimarse, muy aproximadamente, conociendo sólo algunas propiedades básicas de las mezclas y con auxilio del factor de caracterización Kuop, Figura 1.19.

El conocimiento de la densidad de la mezcla a 15°C y de la temperatura del 50% de destilado ASTM, que constituyen la ordenada y abscisa, respectivamente, del gráfico de la Figura 1.19 permite leer directamente el peso molecular de la mezcla. A falta de uno de estos datos puede utilizarse la curva K=12. En la mayor parte de los casos las temperaturas de 50% de destilado son de 115°C para las gasolinas, 220°C para los querosenos, y 280°C para los gasóleos.

En sistemas cerrados agua-hidrocarburos, como en la zona saturada de un acuífero parcialmente contaminada, la ley de actividades de Raoult se expresa de la forma siguiente:

$$(TVV)_m = (TVV)_{hc} + (TVV)_{agua} \quad (1.6.)$$

En la que:

- $(TVV)_m$ es la presión de vapor de la mezcla
- $(TVV)_{hc}$ es la presión de vapor de la mezcla de hidrocarburos.
- $(TVV)_{agua}$, es la presión del vapor del agua.

Todas las presiones de vapor se tomarán a la misma temperatura.

En sistemas aire-hidrocarburos-agua, tales como los que presentan en la zona no saturada de acuíferos contaminados, la presión de vapor de la mezcla tendrá por expresión:

$$(TVV)_m = (TVV)_{aire} + (TVV)_{hc} + (TVV)_{agua} \quad (1.7)$$

ecuación que se diferencia de la anterior (1.6) por la inclusión del término $(TVV)_{aire}$ debida al aire.

Hay que señalar que la $(TVV)_m$ se encuentra normalmente desequilibrada con la presión atmosférica. En primer lugar, porque la última es esencialmente variable; por otra parte, por la propia inercia del sistema a la propagación de las diferencias de presión.

Incluso en sistemas suelo-aire-hidrocarburos-agua, característicos de la zona no saturada de acuíferos contaminados, y en condiciones hidrostáticas, es decir, con niveles estacionarios del nivel freático, el desequilibrio de presiones entre la del aire atmosférico y la del espacio gaseoso que ocupa los intersticios del sustrato es un fenómeno normal. Cabe decir, de manera simple y

de fácil compresión, que el subsuelo respira.

En el proceso de inspiración, esto es, cuando la presión atmosférica supera el valor de $(TVV)_m$ de la ecuación (1.7) el aire atmosférico fresco penetra en los intersticios porosos o cavidades de la zona no saturada a medida que el sustrato espira o expulsa al exterior gases enriquecidos en hidrocarburos y vapor de agua. El aire fresco exterior que penetra en el sustrato se va cargando de vapores de hidrocarburos y de agua, hasta alcanzar las condiciones de equilibrio o de saturación, dadas por la ley de Raoult, y expresadas por la ecuación (1.7)

El fenómeno de la respiración del sustrato es de gran complejidad, estando ligado a la estructura petrológica y petrofísica de los componentes sólidos del sustrato que condicionan su porosidad, permeabilidad, y humectabilidad. Depende, asimismo, de la posición del nivel freático o de la tabla de agua, y de sus posibles fluctuaciones. En cualquier caso, la respiración se traduce en la desecación progresiva del sustrato con reducción de sus contenidos en humedad y en contaminantes hidrocarbureados, especialmente de los más volátiles.

1.2.8 Tensión superficial de líquidos/gases

Las superficies de contacto entre dos fluidos- líquido/gas- son asiento de fenómenos debidos a las diferentes atracciones que experimentan las moléculas de la capa de separación de los dos fluidos, que se traducen en tensiones o esfuerzos.

Para un determinado líquido, la relación constante entre el trabajo mecánico necesario para expansionar su superficie límite y el área desplegada, se denomina tensión superficial. Esta magnitud se designa por el simbolo δ y se mide en dinas/cm en el sistema CGS. Las equivalencias con las unidades de los otros sistemas de medida MKS y SI son las siguientes:

$$1 \text{ dina/cm} = 1,02 \times 10^{-4} \text{ Kp/m} = 10^{-3} \text{ N/m.}$$

Las tensiones superficiales de los líquidos disminuyen con el aumento de la temperatura. Dependen, en escasa medida, de que el gas en contacto sea su propio vapor o el aire.

La importancia de la tensión superficial se deriva de su repercusión en procesos tales como: la evaporación, la disolución, la adsorción, y en general en todos los fenómenos de transporte de masas, de calor y de momentos.

Los datos sobre el valor de la tensión superficial de mezclas de hidrocarburos y de sustancias puras incluidas en este proyecto, Tabla 1.1, se pueden consultar en la literatura técnica.

Las tensiones superficiales de las mezclas de hidrocarburos líquidos/aire, en función de la temperatura, se pueden obtener del gráfico de la Figura 1.20 tomado de la referencia (3). Como paso previo para la utilización de este gráfico es preciso estimar el peso molecular de la mezcla (gasolina, queroseno, gasóleos) para lo que se puede recurrir al auxilio de la Figura 1.19 con el método expuesto en el epigrafe 1.2.7.

Las tensiones superficiales de las diversas sustancias puras contempladas en este proyecto, Tabla 1.1, y con relación al aire, se pueden calcular con el auxilio de gráficos, extraídos de la referencia (2), y que se incluyen como Figura 1.21 para el benceno, Figura 1.22 para los xilenos, Figura 1.23 para el estireno, Figura 1.24 para el ciclohexano, y Figura 1.25 para el Tolueno. La tensión superficial agua-aire se ilustra en la Figura 1.26.

También se han formulado ecuaciones de correlación que permiten calcular fácilmente, por procedimientos analíticos, las tensiones superficiales de sustancias puras con relación al aire. En la Tabla 1.7 se influyen estas correlaciones tomadas de (2).

1.2.9 Tensiones interfaciales líquido/líquido

La importancia del conocimiento de las tensiones interfaciales líquido-líquido se desprenden del hecho de que esta característica, junto con el diámetro de los poros de la roca, determina la magnitud de la presión capilar.

Las presiones capilares, a su vez, junto con las saturaciones relativas de agua y contaminante del suelo, condicionan las posibilidades y leyes de desplazamiento de los fluidos por el sustrato, particularmente en rocas de fina granulometría y baja permeabilidad.

Interesa señalar, ante todo, que la tensión interfacial entre líquidos solubles es nula. Así sucede con las mezclas de diversos alcoholes (metílico, etílico, propílico) y ácidos, como el acético, con el agua. También es el caso de los hidrocarburos orgánicos entre sí y de éstos con los principales disolventes orgánicos. La tensión interfacial de un líquido con el agua es, en buena medida, indicativa de su solubilidad.

Al contrario de lo que acontece con las tensiones superficiales líquido-gas, sobre cuyas magnitudes se encuentran datos suficientes en la bibliografía - (2), (3), (4) - los datos disponibles sobre tensiones interfaciales líquido-líquido son muy escasos tal como se señala en el epigrafe de la referencia (5).

Los datos recogidos en la literatura técnica consultada sobre los valores de las tensiones interfaciales entre los hidrocarburos puros o sus mezclas y el agua se resumen en la Tabla 1.8, con indicación de las referencias en las que se tomaron los datos.

1.2.10 La difusividad

La razón de incluir la difusión, como una de las características fundamentales de los componentes fluidos del sustrato, obedece al hecho de la importante función que desempeña este fenómeno como mecanismo de transporte o dispersión de los contaminantes, especialmente de los más volátiles.

Los coeficientes de difusión gaseosa superan a los de la difusión en líquidos entre cuatro y cinco órdenes de magnitud. De esto se desprende que la reducción de bolsas de contaminantes líquidos, retenidos en el subsuelo en condiciones hidrostáticas, resulte mucho más importante por su difusión al sustrato en la zona no saturada, y posterior evacuación a la atmósfera, que por transferencia al agua de los acuíferos subterráneos.

El coeficiente de difusión o de Fick expresa la relación entre un flujo de masa a través de una superficie unitaria y en la unidad de tiempo y la fuerza que lo origina. Esta última es la diferencia de concentraciones de la sustancia por unidad de longitud. El coeficiente de difusión se refiere a sistemas isotérmicos e isobáricos, sin otra fuerza de desplazamiento que la diferencia de concentraciones de la sustancia gaseosa o líquida; se expresa en m^2/s en el sistema MKS y en cm^2/s en el CGS.

En la difusión de los contaminantes contemplados en este proyecto ofrece un interés prioritario el conocimiento de los coeficientes de difusión en fase gaseosa contaminantes-aire ya que, como se ha indicado en lo que precede, son de un orden de magnitud cuatro o cinco veces superior al correspondiente a la fase líquida. Desafortunadamente, los datos publicados en la literatura técnica son más bien escasos; los disponibles en fase gaseosa se reflejan en la Tabla 1.9, con indicación de la referencia de la que se han extraído.

Los coeficientes de difusión pueden estimarse, analíticamente, por los diversos métodos expuestos en la referencia (4). Hay que señalar que dichos coeficientes dependen de la temperatura y de la presión. Para un sistema binario cualquiera, como los considerados en la Tabla 1.9, se verifica, aproximadamente:

$$D_{AB} = K \frac{T^{3/2}}{P} \quad (1.8)$$

Ecuación en la que:

- D_{AB} es el coeficiente de difusión gaseosa de la sustancia A en B expresado en cm^2/s .
- K es una constante de proporcionalidad.
- T es la temperatura absoluta en $^{\circ}\text{K}$.
- P la presión en bar.

Como aplicación de la fórmula (1.8) de Wilke and Lee, al caso de los contaminantes del subsuelo, en la zona no saturada y en fase gaseosa, se observa que una reducción de la presión de 1 a 0,20 atm. permite multiplicar por cinco la transferencia por difusión gaseosa contaminante-aire. La estimulación de la transferencia de masa por descenso de la presión constituye, como se verá más adelante, uno de los fundamentos básicos de las técnicas de vacío para el saneamiento de sustratos contaminados.

Los coeficientes de difusión en fases líquidas, como se ha expuesto en lo que precede, resultan de un orden de magnitud de cuatro a cinco veces inferior a los correspondientes a la fases gaseosas.

1.2.11 La solubilidad de gases en líquidos

A baja presión, como es el caso de los fluidos que ocupan los espacios huecos del sustrato, los gases son muy poco solubles en los líquidos. Aunque existen excepciones, la solubilidad de los gases en los líquidos disminuye con el aumento de la temperatura.

Para definir la solubilidad se debe conocer la temperatura, la concentración del gas soluto en la fase líquida, la presión del gas soluto en la fase gaseosa y la presión total del sistema. A bajas presiones, la presión total del sistema no es muy importante; sin embargo, conforme aumenta va

teniendo efectos mas notables sobre la solubilidad del gas.

A bajas presiones es válida la ley de Henry:

$$H = p_a/x_a \quad (1.9)$$

En la que:

- H es la constante de Henry para un sistema determinado gas-liquido a una temperatura dada.
- p_a es la presión parcial del gas en la fase gaseosa.
- x_a es la concentración del gas en la fase liquida.

La importancia de la ley de Henry, y concretamente del coeficiente H, sobre los métodos de vacío se pondrá de manifiesto posteriormente, al analizar estas técnicas.

1.2.12 La solubilidad de líquidos en líquidos

Las sustancias líquidas contaminantes del suelo incluidas en este proyecto, Tabla 1.1, son fácilmente miscibles entre sí. Por el contrario, sus solubilidades en el agua oscilan desde límites tan reducidos que, a efectos prácticos, pueden considerarse como líquidos inmiscibles, hasta valores apreciables aunque, en cualquier caso, relativamente reducidos.

La solubilidad de hidrocarburos en agua es función de la presión y de la temperatura. A presión atmosférica las solubilidades de hidrocarburos parafínicos y olefínicos se ilustran en la Figura 1.27 y las de aromáticos en la Figura 1.28.

En la Tabla 1.10 se recogen datos de solubilidad de hidrocarburos puros en agua extraídos de la referencia (4).

2. LAS CARACTERISTICAS DEL SUSTRATO

2.1. Generalidades

La finalidad fundamental de este proyecto consiste en analizar la aplicación de técnicas de vacío a la depuración acelerada de suelos y acuíferos contaminados por alguna o varias de las sustancias definidas en el Capítulo 1. Para ello se ha empezado por describir las características físicas principales de las sustancias contaminadoras más importantes.

El suelo es el medio que recibe las emisiones de contaminantes y que las retendrá o transmitirá en función de sus características intrínsecas, de la naturaleza de estos productos, y de acciones externas. En este capítulo se trata de describir los materiales más comunes que forman el sustrato y de analizar sus características.

2.2. Petrología del subsuelo

2.2.1. Criterios de clasificación de los suelos

Los materiales constituyentes del sustrato pueden clasificarse según criterios muy diversos, en función de los fines perseguidos con la clasificación. Evidentemente que cualquiera que sea el criterio de clasificación se incluirán un conjunto de propiedades básicas comunes, pero en cada uno de ellos se prestará una mayor atención a características singulares.

A título de ejemplo, cabe señalar que un mismo sustrato será contemplado de modo diferente por el especialista en mecánica de suelos que proyecte una cimentación, por el técnico agrícola, por el ingeniero que estudie el aprovechamiento de un recurso mineral sólido, por el investigador del origen y antigüedad de los materiales, etc.. Cada uno de ellos pondrá un mayor énfasis en aspectos singulares, de escaso interés para los otros.

Para los fines perseguidos en este proyecto parece conveniente adoptar una clasificación acorde con las necesidades del hidrogeólogo y, asimismo, con las del especialista en yacimientos petrolíferos. De esta clasificación se trata en los epígrafes siguientes.

2.2.2. Las series rocosas

Según el criterio adoptado, los términos rocas y suelos se consideran sinónimos. Los materiales que constituyen el sustrato, hasta la profundidad o nivel de penetración de los derrames potenciales de sustancias contaminantes, pueden clasificarse en los tipos básicos de rocas siguientes:

1. Las rocas detríticas o clásticas.
2. Las carbonatadas.
3. Las evaporitas.
4. Las metamórficas.
5. Las ígneas y eruptivas.

En el perfil del suelo sujeto a contaminación, real o potencial, pueden coexistir rocas de uno o de varios de los tipos básicos citados. No obstante, las rocas detríticas predominan o se encuentran presentes en la mayoría de los casos. Paralelamente, los problemas de depuración se presentan casi siempre en suelos detríticos; por

esta razón se analizarán estas series rocosas con mayor detalle.

2.2.3. Los rocas detríticas

Las rocas detríticas o clásticas resultan de la acumulación de materiales ~~arrancados~~ rocas preexistentes por los agentes de la erosión. Estos materiales pueden permanecer sedimentados "in situ" o bien haber sido trasladados a distancias muy variables por los diversos agentes de transporte: aguas de escorrentía, glaciares, y el viento. En ocasiones, los agentes de transporte se han yuxtapuesto en el tiempo.

Las rocas detríticas presentan considerables diferencias entre sí en función de la naturaleza mineralógica de sus componentes, de su tamaño y forma, de su compactación y, finalmente, de las características y alcance de los posibles agentes de cementación de granos o partículas.

Pese a la considerable variedad de rocas detríticas, entre sus elementos sólidos o granos siempre quedan huecos que confieren a la roca características de porosidad y de permeabilidad.

Las rocas detríticas se clasifican por su granulometría. En la Tabla 2.1 se reproducen tres escalas granulométricas. En la geología del petróleo, así como en hidrogeología, la escala más apropiada es la de Wentworth. Según esta última una arena está constituida por granos de dimensiones comprendidas entre 2 y 1/16 mm.

Dado el punto de vista mineralógico, el elemento predominante es casi siempre el cuarzo. Generalmente el cuarzo se encuentra acompañado por componentes detríticos -feldespatos, micas, calcita, etc.- o bien de neoformación -arcillas, glauconitas, pirritas, óxidos metálicos, etc.- procedente de la descomposición "in situ" de otros minerales.

Las rocas detríticas ofrecen distintos grados de cementación, fenómeno que se traduce por el trabado o ligadura de los granos mediante diversos cementos. En líneas generales, el fenómeno es más frecuente a medida que aumenta la antigüedad de la roca. Los depósitos arenosos cuaternarios están generalmente poco o nada consolidados, los terciarios están frecuentemente cementados, los secundarios o más antiguos están casi siempre cementados.

El cemento que liga los granos de las rocas detríticas puede ser de naturaleza muy diferente: silíceo, carbonatado, arcilloso, sulfuroso, etc.. Los cementos silíceos son los más frecuentes,

siguiendoles los carbonatados. Cuanto más antigua es la roca detrítica cementada más frecuente resulta el cemento silíceo.

La sílice que cementa las rocas detríticas parece tener orígenes muy diversos aunque la hipótesis más aceptada es que se deba a deposición de la sustancia en disolución sobresaturada en aguas profundas.

2.2.4. Las rocas carbonatadas

Son rocas sedimentarias compuestas en su mayor parte por minerales carbonatados: calcita y dolomía.

El aspecto, composición y textura de estas rocas son muy variables, encontrándose todos los términos de transición de caliza a dolomía. Esto obedece al hecho de que en su formación intervienen acciones variadas, susceptibles de superponerse, tales como:

- Precipitación química "in situ", a partir de carbonatos disueltos en el agua, cuando se alcanzan condiciones de sobresaturación. Este fenómeno origina calizas y dolomías muy compactas.
- Precipitación bioquímica, casi siempre ligada a la primera, como consecuencia de la deposición de esqueletos de los organismos constructores.
- Destrucción de rocas preexistentes y posterior sedimentación de los fragmentos.

Los procesos de cementación juegan con las rocas carbonatadas un papel más importante que en las detríticas. Esto obedece al hecho de que los fenómenos de precipitación y solución son más fáciles en la calcita que en la sílice.

En las rocas carbonatadas también aparecen huecos o vacíos que pueden tener por origen:

- Espacios vacíos no cementados entre partículas detríticas de naturaleza carbonatada.
- Huecos según los planos de fracturación por fenómenos tectónicos.
- Fisuras a lo largo de los planos de estratificación.
- Huecos en la propia estructura de los esqueletos de los organismos constructores fósiles.

Las rocas carbonatadas son muy sensibles a la circulación del agua que puede disolver considerables cantidades de material y provocar grandes aperturas o huecos, parcialmente rellenos con insolubles de la roca o con elementos arrastrados.

2.2.5. Las evaporitas

Son el resultado de la evaporación del agua en cuencas cerradas y se componen fundamentalmente de sulfatos, predominando el yeso y la anhidrita, de carbonatos, y de cloruros sódico y potásico.

Las evaporitas, frecuentemente, contienen intercalaciones de rocas detríticas o carbonatadas.

2.2.6. Rocas metamórficas, ígneas y eruptivas

En muchas áreas, el subsuelo está constituido por estos tipos de rocas aunque, superficialmente, se encuentra recubierto por series detríticas recientes o bien por restos de las mismas formadas por elementos fracturados o alterados.

Los huecos o vacíos de estas series rocosas están generalmente limitadas a grietas o diaclasas. A veces, estos vacíos están originados por fallas (11). La existencia de diaclasas y fallas facilita la circulación de las aguas, así como la meteorización química que provoca el ensanchamiento de las fisuras.

2.3. Petrofísica de los suelos

2.3.1. Generalidades

Las propiedades petrofísicas de las rocas condicionan la capacidad de retención de contaminantes por el sustrato y resultan esenciales, junto con los factores hidrológicos, para establecer las leyes que rigen su migración o transporte a través del subsuelo.

Algunas de estas características son propiedades intrínsecas de las rocas, en tanto que otras dependen de los fluidos en contacto con las partículas solidas del terre no.

2.3.2. La porosidad

La porosidad total o absoluta es la relación, expresada en porcentaje, entre el volumen de los vacíos y el volumen total de la roca.

La porosidad total depende de la dimensión, la forma.

A su vez, los poros están influenciados por las características de los granos. En último término, la porosidad está ligada a la forma, las dimensiones y las posiciones o modo de agrupación entre los granos; a su vez, varía con el grado de compactación y, en su caso de cementación del suelo.

Siempre que los granos de un suelo presenten formas redondeadas asimilables a esferas, y con diámetro uniforme, el valor del tamaño de los granos no ejerce influencia sobre la porosidad. La validez de esta ley, extraña en apariencia, puede comprobarse en la referencia (12), de la que se ha tomado la Figura 2.1 y los cálculos matemáticos que se reflejan en la Tabla 2.2.

Según la forma de agrupamiento de los granos esféricos, con diámetros uniformes, la porosidad de la roca oscila entre el 25,95% y el 47,64%.

Las dimensiones respectivas de los granos de un suelo se pueden determinar mediante análisis granulométrico. La forma de los granos puede apreciarse al microscopio. Sin embargo, existirán siempre dudas sobre la representatividad de las nuestras estudiadas en el laboratorio para interpretar las características reales de la porosidad del suelo en el que fueron tomadas.

Se observa, también, que la porosidad es tanto más elevada cuanto más fina sea una arena. Esto se explica por el hecho de que las fuerzas de fricción y adhesión, de los granos entre sí, son tanto más intensas cuanto más finos sean, lo que originan el desarrollo de minúsculas estructuras abovedadas o porticadas reacias a la compactación.

Las curvas granulométricas permiten emitir un juicio sobre la porosidad de los suelos. Estas curvas son de dos tipos: el de frecuencia relativa de los granos, según su tamaño, y la curva acumulativa. En la primera, Figura 2.2, se llevan a un sistema rectangular de coordenadas, los pesos de los granos en ordenadas y las dimensiones en abscisas; normalmente, esta curva de frecuencias o histograma presenta forma de campana de Gauss. En

la segunda, o curva acumulativa, Figura 2.3, se llevan a las ordenadas los pesos de la fracción del suelo con diámetro inferior a la dimensión indicada en abscisas; esta curva tiene forma de S.

De las curvas granulométricas se deduce, como se ha dicho, un valor aproximado de la porosidad de un suelo. Hay que destacar que cuanto más estrecha resulta la campana de la Figura 2.2 o más inclinada la curva de la S de la Figura 2.3, el terreno será más poroso. Los métodos de estimación se encuentran en diversas publicaciones pudiéndose consultar las referencias (13), (14), (15) y (16) entre otras.

2.3.3. La permeabilidad absoluta

La permeabilidad absoluta, del mismo modo que la porosidad total, es una propiedad intrínseca de la roca. Esto significa que ambas propiedades resultan independientes del ó de los fluidos que circulen por el suelo o que ocupen, parcial o totalmente, sus huecos o poros.

La permeabilidad absoluta de una roca se expresa por la ley de Darcy:

$$K = \frac{q \mu L}{A \Delta p} \quad (2.1)$$

En la que:

- K es la permeabilidad absoluta en darcys ($0,987 \times 10^{-9} \text{ cm}^2$)
- q el caudal que fluye en cm^3/s
- μ la viscosidad del fluido en Cp (centipoises)
- L la longitud del terreno en la dirección del flujo en cm.
- A La sección del terreno normal al flujo en cm^2 .
- Δp la caída de presión en el tramo de longitud L en atm.

La permeabilidad absoluta tiene por dimensión una superficie. Por otra parte, la validez de la ley de Darcy queda restringida al flujo laminar.

La permeabilidad absoluta de una roca está ligada a las dimensiones de sus granos más estrechamente que la porosidad. La permeabilidad depende del tamaño de los huecos de la roca por los que circulan los fluidos, y será tanto más elevada

cuanto más gruesos sean los granos, y menor su contenido en finos.

La permeabilidad absoluta es función (8) del cuadrado del diámetro medio de los granos.

$$K = b \cdot d^2 \cdot e^{-a\delta} \quad (2.2.)$$

En la que:

- K es la permeabilidad en darcys.
- d diámetro medio de los granos en mm.
- δ desviación standard (deducida de la clasificación granulométrica)
- a y b son constantes.

El cálculo de la permeabilidad absoluta por la ecuación (2.1) requiere que el fluido que atraviesa la roca sea homogéneo y que sature el 100 por 100 de los espacios porosos.

2.3.4. Las permeabilidades efectivas

La permeabilidad efectiva de una roca es la permeabilidad a un fluido particular cuando la saturación de dicho fluido en la roca es inferior al 100 por 100.

En los supuestos contemplados en este proyecto, por las rocas circulan dos fluidos inmiscibles entre sí, el contaminante y el agua. La permeabilidad efectiva de la roca con respecto a cada uno de estos tipos de fluidos depende del grado de saturación con relación al otro.

Si las permeabilidades efectivas de una roca, referidas a un cierto grado de saturación S_w de agua, se designan por K_o para el contaminante y por K_w para el agua, se verificará:

$$K_w = \frac{q_w \mu_w L}{A \Delta p} \quad (2.3)$$

$$K_o = \frac{q_o \mu_o L}{A \Delta p} \quad (2.4)$$

En las que:

- q_w es el caudal de agua en cm^3/s
- μ_w es la viscosidad del agua en cp.
- q_o es el caudal de contaminante en cm^3/s

- μ_o es la viscosidad del contaminante en cp.

En cuanto a L, A y ρ tienen el significado y dimensiones de la ecuación (2.1) o ley de Darcy.

La suma de las permeabilidades efectivas de una roca, para cualquier grado de saturación en agua o contaminante, es siempre inferior a la permeabilidad absoluta:

$$K_w + K_o < K \quad (2.5)$$

2.3.5. Las permeabilidades relativas

Las permeabilidades relativas de una roca, con un determinado grado de saturación S_w de agua, se definen por los cocientes entre las permeabilidades efectivas y la absoluta. Se verificará:

$$K_{rw} = \frac{K_w}{K} \quad (2.6)$$

$$K_{ro} = \frac{K_o}{K} \quad (2.7)$$

En las que:

- K_{rw} es la permeabilidad relativa al agua
- K_{ro} es la permeabilidad relativa al contaminante

Las permeabilidades relativas de la roca dependen de su grado de saturación en agua y contaminante. Desafortunadamente, la relación entre ambas dista sensiblemente de la proporcionalidad. En la Figura 2.4, extraída de la referencia (17), se ilustran las permeabilidades relativas de una roca a un petróleo crudo y al agua para distintos niveles de saturación por agua del espacio poroso. En la Figura 2.5, tomada de la referencia (18), se ilustran estas permeabilidades para una gasolina y el agua.

Conviene señalar que en la Figura 2.4 las ordenadas y abscisas se gradúan a escala natural en tanto que, en la Figura 2.5, se emplea un papel semilogarítmico, con lo que estas funciones se representan, aproximadamente, por líneas rectas en la parte central del gráfico.

La representación en papel semilogarítmico de los valores de la razón o cociente de las permeabilidades relativas de una roca, entre el

petróleo y el agua, se ilustran en la Figura 2.6, tomada de la referencia (17).

La razón de las permeabilidades relativas, en la parte central del gráfico de la Figura 2.6, resulta aproximadamente lineal en papel semilogarítmico, por lo que su valor se podrá ajustar mediante una función exponencial:

$$\frac{K_{ro}}{K_{rw}} = a e^{-bS_w} \quad (2.8)$$

En la que:

- e es la base de los logaritmos naturales.
- a y b son constantes.

Las constantes a y b de la ecuación (2.8) pueden determinarse por dos ecuaciones simultáneas o ajustarse por el método de los mínimos cuadrados.

La ecuación (2.8) indica que la razón de las permeabilidades relativas entre petróleos y agua en una roca es función, únicamente, de las saturaciones relativas de los fluidos presentes.

2.3.6. La razón de movilidades

Las fórmulas (2.3) y (2.4) se pueden expresar de la forma siguiente:

$$q_w = \frac{K_w A \Delta p}{\mu_w L} \quad (2.9)$$

$$q_o = \frac{K_o A \Delta p}{\mu_o L} \quad (2.10)$$

La división de la ecuación (2.9) por la (2.10) conduce a la razón fluyente agua-petróleo o razón de movilidades:

$$M = \frac{q_w}{q_o} = \frac{K_w \mu_o}{K_o \mu_w} \quad (2.11)$$

La ecuación (2.11) pone de manifiesto que la razón de movilidades agua-petróleo es directamente proporcional a la relación de las permeabilidades efectivas e inversamente proporcional a las viscosidades de ambos fluidos.

De las ecuaciones (2.6) y (2.7) se desprende:

$$\frac{K_w}{K_o} = \frac{k_r \cdot K_{rw}}{k_r \cdot K_{ro}} = \frac{K_{rw}}{K_{ro}} \quad (2.12)$$

y sustituyendo en la ecuación (2.11) el valor de K_w/K_o deducido en la (2.12), se obtendrá:

$$\frac{q_w}{q_o} = \frac{K_{rw} \cdot \mu_o}{K_{ro} \cdot \mu_w} \quad (2.13)$$

De lo expuesto en este epígrafe y en el precedente y con auxilio del gráfico de la Figura 2.4 se desprenden las conclusiones siguientes:

- Si se comienza con una saturación de la roca del 100 por 100 de agua, la saturación de petróleo es nula. Al descender la saturación en agua al 85 por 100, la saturación del petróleo será del 15 por 100. En este momento, la permeabilidad relativa al agua habrá experimentado una fuerte reducción, hasta el 60 por 100, en tanto que la permeabilidad relativa al petróleo es prácticamente nula.
- Al valor de la saturación del petróleo del 15 por 100 se denomina saturación crítica, porque indica un nivel a partir del cual el petróleo comenzará a fluir, de acuerdo con la ecuación (2.13), en un sistema agua-petróleo. La saturación crítica también es conocida por saturación residual de petróleo y corresponde al valor por debajo del cual no podrá reducirse la saturación de petróleo por inyección de agua.
- Si la saturación inicial en agua de la roca era del 20 por 100, en el momento de producirse la invasión de petróleo que saturaría el 80 por 100 de los poros del terreno, la recuperación de petróleo por circulación de agua sería como máximo:

$$\text{Recuperación} = \frac{\text{inicial-final}}{\text{inicial}} = \frac{0,80-0,15}{0,80} = 81\%$$

- La experiencia demuestra que se obtienen prácticamente las mismas curvas de permeabilidades relativas de la Figura 2.4 para el sistema petróleo-agua que para otro sistema gas-agua.

Esto implica que la saturación residual de hidrocarburos y gas será aproximadamente la misma del 15 por 100. Como consecuencia, si en la roca están presentes gases hidrocarbureados o mezclados con aire la saturación residual de petróleo disminuirá en el valor de la saturación residual de gas. Si se consigna que esta última sea del 10 por 100, la de petróleo disminuirá hasta el 5 por 100, por lo que la recuperación de hidrocarburos en este supuesto ascendería a:

$$\text{Recuperación} = \frac{\text{inicial-final}}{\text{inicial}} = \frac{0,80 - 0,05}{0,80} = 94\%$$

- Las técnicas de vacío, objeto de este proyecto, tienen, como se verá más adelante, por una de sus finalidades incrementar la recuperación de contaminantes por saturación gaseosa de los poros del sustrato.
- Volviendo a la consideración de la Figura 2.4, se observa que a una saturación de agua del 20 por 100, en la roca considerada, este fluido resta inmóvil en tanto que la permeabilidad relativa del petróleo es muy elevada. Esto explica, de acuerdo con la ecuación (2.13), el hecho de que rocas incluso apreciablemente saturadas por agua, hasta un 30 al 40 por ciento, produzcan y drenen una fracción casi exclusivamente compuesta por hidrocarburos limpios cuando se realiza un barrido con agua.
- La mayoría de los suelos invadidos por contaminantes hidrocarbureados se encuentran ordinariamente humectados por agua; es decir, que la fase agua ocupa los espacios contiguos de las superficies de los poros. A la saturación del 20 por 100 en agua de la roca considerada, el agua rellena los espacios menos accesibles o favorables de los poros, en forma de capas muy delgadas alrededor de los granos de arena y en las fisuras y capilares. El petróleo ocupa tras la invasión el 80 por 100 de los poros pero encontrándose en las partes más favorables lo que se justifica por una elevada permeabilidad relativa, del orden del 93 por 100.
- Las curvas de la Figura 2.4, para la roca considerada, demuestran que el 10 por 100 del espacio poroso no contribuye a la permeabilidad. Se observa, en efecto, que a una saturación del 10 por 100 de agua la permeabilidad relativa del petróleo es del 100 por 100; inversamente, en el extremo opuesto, el 15 por 100 del espacio poroso (al disminuir la saturación en agua del 100 al 85 por 100) contribuye en un 40 por 100 a la permeabilidad relativa del agua.

2.3.7 La fracción de producción de agua

La fracción de producción de agua de una roca contaminada por petróleo que está siendo barrida por un fluido tal como el agua, vendrá dada por la expresión:

$$f_w = \frac{q_w}{q_w + q_o} \quad (2.14)$$

la sustitución en la fórmula (2.14) del valor de q_w/q_o dado por la ecuación (2.11) conduce a la ecuación:

$$f_w = \frac{1}{1 + \frac{K_o}{K_w} \cdot \frac{\mu_w}{\mu_o}} \quad (2.15)$$

Y teniendo en cuenta las relaciones (2.12) y (2.8) se obtendrá finalmente:

$$f_w = \frac{1}{1 + \frac{\mu_w}{\mu_o} a \cdot e^{-b s_w}} \quad (2.16)$$

2.3.8. La presión capilar

Los hidrocarburos contaminantes del subsuelo se presentan como volúmenes elementales en los espacios porosos de las rocas; estos espacios se encontraban expuestos a un grado variable de saturación por agua antes de la penetración del hidrocarburo.

Para fijar las ideas conviene analizar, en primer lugar, el caso de rocas saturadas por agua en condiciones hidrostáticas, es decir, con el líquido en estado de reposo. El medio constituirá un espacio equipotencial para el agua y las unidades de masa o volúmenes elementales de líquido presentarán la misma energía potencial cualesquiera que sea su posición en el medio.

La energía potencial de la unidad de masa del agua en reposo en el sustrato se compone de dos términos: la energía debida a la altura y la imputable a la presión. La suma de ambas energías constituyen el potencial. Se verificará:

$$\varphi = gz + \frac{p}{\rho} \quad (2.17)$$

En la que:

- φ es la potencial por unidad de masa.
- g la aceleración de la gravedad.
- z la altura o elevación.
- p la presión.
- ρ es la densidad específica

La fórmula (2.17) es aplicable a cualquier líquido que sature el sustrato. En un subsuelo saturado por petróleo y en ausencia de agua, la fórmula (2.17) se expresará por:

$$\varphi_0 = gz + \frac{p}{\rho_0} \quad (2.18)$$

es decir, será similar a la del caso del agua pero sustituyendo la densidad específica, ρ , del agua por la, ρ_0 , del petróleo.

El movimiento de un líquido homogéneo en el subsuelo exige la existencia de una diferencia de potencial o campo de fuerzas. Esas diferencias pueden deberse a diferencias de elevación, z , o de presión, p , y también a la yuxtaposición de ambas. En términos generales, si los puntos 1 y 2 del sustrato, saturado por un fluido homogéneo de densidad, ρ , se caracterizan por potenciales:

$$\varphi_1 = gz_1 + \frac{p_1}{\rho} \quad (2.19)$$

$$\varphi_2 = gz_2 + \frac{p_2}{\rho} \quad (2.20)$$

Y resulta ser $\varphi_1 > \varphi_2$, el líquido se desplazará del punto 1 en dirección al punto 2. El desplazamiento exigirá el gasto de energía potencial para vencer las fuerzas de la gravedad y de la presión. En términos más generales: el movimiento llevará aparejadas conversiones de alturas de elevación y de presiones.

Cuando el sustrato se encuentra ocupado por dos líquidos heterogéneos e inmiscibles, tales como un petróleo y agua, la naturaleza y la expresión del potencial se complican; el fenómeno obedece al

hecho de que aparece un nuevo componente en el potencial definido por las fórmulas (2.17) y (2.18).

$$\text{El potencial } \phi_o = gz + \frac{p}{\rho_o} + \frac{p_c}{\rho_o} \quad (2.21)$$

En relación con la ecuación (2.18), la (2.21) incluye un componente adicional p_c/ρ_o , en el que, p_c , representa la presión capilar. La ecuación (2.21) expresa pues que sobre un volumen de petróleo contenido en la zona saturada actuarán tres fuerzas: la gravedad, la presión hidrostática en el punto y la debida a la presión capilar.

El concepto de la presión capilar se explica con auxilio de la Figura 2.7 tomada de la referencia (19). Si se considera un pequeño volumen de petróleo, de dimensiones superiores a los de los granos de la roca, inyectado en los poros de la roca anteriormente saturados por agua, se originará una diferencia de presión, p_c , en la interfase entre el petróleo y el agua. Si la roca se moja preferentemente por agua en lugar de por petróleo, como sucede en la mayoría de los suelos, p_c , resultará positiva, es decir, la presión del petróleo, p_o , superará la del agua, p_w , precisamente en el valor de p_c , se verificará:

$$p_o = p_w + p_c \quad (2.22)$$

El volumen elemental de petróleo considerado tenderá a disponerse en el interior de la roca en posición tal que su potencial capilar, p_c/ρ_o , ecuación (2.21), alcance un valor mínimo. Ya que, ρ_o , es constante, la configuración del volumen elemental de petróleo tenderá a la posición de mínimo valor de p_c . Dicho valor mínimo dependerá de las características intrínsecas de la roca—porosidad y humectabilidad— y de las propias del fluido considerado, particularmente de la tensión interfacial petróleo-agua. Estos factores se traducen en que el petróleo ocupe los vacíos más accesibles de la roca.

2.3.9. Presión de desplazamiento

Para desplazar un fluido humectante, como el agua, por otro no humectante, como un hidrocarburo, lo que acontece en el caso de la penetración del contaminante en un suelo impregnado de agua, es necesario que se ejerza en la interfase una presión determinada.

Conservando la nomenclatura de la ecuación (2.22), se pueden presentar tres casos.

$$P_o - P_w = P_c \quad (2.23)$$

$$P_o - P_w > P_c \quad (2.24)$$

$$P_o - P_w < P_c \quad (2.25)$$

En el supuesto de la ecuación (2.23) el sistema agua-petróleo se encuentra en equilibrio y el petróleo permanece inmóvil.

En el caso de la ecuación (2.24), el petróleo desplazará al agua.

Finalmente, si se verifica la relación (2.25), el petróleo es incapaz de atravesar los poros capilares de la roca desplazando o expulsando el agua.

Se denomina presión de desplazamiento el valor mínimo posible de la presión, P_c , que permite según (2.24) al fluido invasor franquear los estrangulamientos entre los poros de la roca. El valor de la presión de desplazamiento viene dado por la fórmula:

$$P_{cmin} = \frac{2\delta}{r} \quad (2.26)$$

En la que:

- δ es la tensión interfacial agua-petróleo.
- r es el radio de los poros o dimensión de los estrangulamientos.

La presión de desplazamiento es pues una propiedad intrínseca de la roca (r), aunque dependiente de las características físicas (δ) de los fluidos que se consideren y de su grado de saturación (S_w) en agua:

La presión de desplazamiento, como se ha definido en lo que precede, corresponde al valor mínimo de la presión capilar. Dicha presión capilar, como se ha expuesto, depende de la granulometría de la roca y de su grado de saturación de agua. Para una roca arenosa, la variación de la presión capilar y el valor de la presión de desplazamiento, en función del grado de saturación en agua, se ilustran en la Figura 2.8 tomada de la referencia (19).

Resulta inductiva la comparación conjunta de las Figuras 2.4 y 2.8. Se observará que a bajos niveles de saturación en agua, Figura 2.8, la presión capilar, P_c , de un petróleo experimenta un fuerte incremento al tiempo que, la permeabilidad

relativa de la roca al petróleo se acerca a su máximo valor, Figura 2.4, aproximándose al de la permeabilidad absoluta. Por otra parte, cuando la presión capilar se acerca asintóticamente al valor de la presión de desplazamiento, Figura 2.8, la permeabilidad relativa de la roca al petróleo, Figura 2.4, tiende hacia un valor nulo.

El fenómeno analizado en lo que antecede se explica por el hecho de que, para un mismo tipo de suelo, y a medida que desciende el grado de saturación en agua, el petróleo se encuentra cada vez más forzado a penetrar en los espacios porosos más reducidos de la roca, con aumento sensible de la presión capilar, que resulta inversamente proporcional al diámetro de los poros: ecuación (2.26). Por el contrario, cuando el grado de saturación en agua aumenta, el petróleo penetra en los conductos más accesibles de la roca con mayor diámetro de poros y, en consecuencia, con inferior presión capilar según la mencionada ecuación (2.26).

Para los fines perseguidos con este proyecto resulta de evidente interés cuantificar, para suelos típicos y productos hidrocarbурados representativos, los valores previsibles de la presión de desplazamiento. Sin perjuicio de volver a tratar del tema en el próximo capítulo, cuando se aborde el análisis del desplazamiento o migración de contaminantes hidrocarbурados en el suelo, se incluyen datos bibliográficos al respecto.

En la Tabla 2.3 se recogen datos de la presión capilar, para una tensión interfacial agua-petróleo de 30 dinas/cm, y diferentes tipos de suelos granulíticos y radios estimados de los poros. La Tabla 2.3 se ha elaborado a partir de datos tomados de la referencia (8).

En la Tabla 2.4 se recogen datos de la presión capilar de desplazamiento agua-petróleo, para diversos tipos de sedimentos, tomados de la referencia (19).

2.2.10 Interacción entre las propiedades físicas de fluidos y suelos

En los epígrafes precedentes se ha tratado, en primer lugar, de resumir las propiedades físicas de los fluidos, tanto de los contemplados en este proyecto, como contaminantes potenciales de suelos y acuíferos, como de la propia agua. Los análisis han proseguido con el estudio de las propiedades físicas de los diversos tipos de suelos y se ha hecho hincapié en la circunstancia de la estrecha interacción existente entre muchas de las características de los suelos y de los fluidos que

los impregnan o saturan.

Como complemento de los anteriores análisis y para ilustrar gráficamente la validez de las teorías expuestas sobre las interacciones suelos-fluidos, se estima oportuno incluir en este epigrafe una breve reseña de experimentos fundamentales y de diagramas ilustrativos de fenómenos naturales.

El primero de los experimentos que se van a describir se debe a Gillman Hill, se ha extraído de la referencia (8), y en él se demuestra la incidencia de las características del suelo-porosidad y permeabilidad- sobre la separación del petróleo y el agua.

A diferencia de lo que sucede en un medio abierto, tal como una balsa de decantación, en la que se introduce una mezcla de petróleo y agua, y en la que las diferencias de densidad generan la aparición de fuerzas gravitacionales que provocan la separación rápida del petróleo del agua, estas fuerzas no intervienen, ni tan rápida ni tan eficazmente, cuando los mencionados fluidos impregnan los poros de una roca.

En el experimento de Gillman Hill, Figura 2.9, en una caja rectangular de 2x0,3x0,1 metros, llena de arena saturada de agua, se inyecta en tres puntos separados entre sí 10 cm. una pequeña cantidad de petróleo; no se observa ningún desplazamiento sea cual sea la duración del experimento. Si a continuación se inyecta más petróleo, suficiente para que las tres pequeñas manchas originales se unan, se origina un desplazamiento ascensional y, al cabo de unas horas, la mayor parte de la masa petrolífera se habrá concentrado en la superficie de la caja. Se aprecia, no obstante, que una fracción residual de petróleo queda retenida en la arena.

Las fuerzas gravitacionales, originadas por las diferencias de densidad entre el agua y el petróleo, no intervienen eficazmente hasta el momento en el que la fase petróleo está lo suficientemente concentrada, instante en el que el empuje ascensional supera la presión de desplazamiento achacable a las presiones capilares (2.3.9). En la arena inyectada queda una saturación crítica o residual de petróleo imposible de desplazar por el empuje del agua (2.3.6).

En la Figura 2.10 se ilustra el experimento de Illing. En un tubo de cristal de 30 cm. de largo por 5 cm. de diámetro se colocan lechos alternativos de arena gruesa y de arena fina, impregnados de agua. Se inyecta por una extremidad del tubo, mantenido en posición horizontal, una mezcla con un contenido del 90 por 100 de agua y

del 10 por 100 de petróleo. El petróleo desplaza progresivamente al agua, impregnando completamente la primera capa de arena gruesa; a continuación, invade totalmente el segundo lecho de arena gruesa, y así sucesivamente hasta que todos los niveles gruesos estén impregnados.

El experimento de Illing pone de manifiesto el fenómeno de la segregación al paso de fluidos mezclados a través de capas de porosidad diferente.

El mecanismo de segregación del petróleo entre medios de diferente granulometría se pone de manifiesto en la Figura 2.11 de M. King Hubbert (19). En un sustrato saturado de agua se presentan dos formaciones: una capa de arcilla y un banco de arena. En ambas formaciones existe una impregnación de petróleo.

Un volúmen elemental de petróleo está sujeto a mayor presión capilar en la arcilla que en la arena. La diferencia de presiones capilares sobre el petróleo, entre ambos medios, se deduce de la ecuación:

$$p_c = K \cdot \delta \left(\frac{1}{d_1} - \frac{1}{d_2} \right) \quad (2.27)$$

En la que:

- K es una constante de proporcionalidad.
- δ es la tensión interfacial agua-petróleo.
- d_1 el diámetro de los granos de arcilla.
- d_2 el diámetro de los granos de arena.

El valor de p_c deducido de la fórmula (2.27) puede ser muy considerable, hasta de atmósferas. Por ello los volúmenes elementales de petróleo que alcancen la capa límite arcilla-arena son expulsados de la primera a la segunda.

La superficie de contacto arcilla-arena constituye una barrera energética que puede resultar perfecta cuando la arcilla es muy compacta y de granulometría muy fina. Esta superficie de contacto presenta una conductividad unidireccional al petróleo, que quedará atrapado en la arena, pero no impedirá el paso del agua en el sentido arena-arcilla.

Debe señalarse, finalmente, que para que la superficie de contacto arcilla-arena ofrezca una barrera energética al paso del petróleo ambos

medios deben estar saturados de agua, condición indispensable para la validez de la ecuación (2.27).

3. EVOLUCION DE LOS CONTAMINANTES EN EL SUBSUELO

3.1. Tipos de derrames

La presencia de un contaminante en el sustrato es efecto del vertido previo del producto en algún lugar del suelo. Los derrames de contaminantes pueden clasificarse en primer lugar, atendiendo al tiempo de duración del proceso, en agudos y crónicos.

Los derrames agudos se originan de modo más o menos rápido o violento. En la mayoría de los casos se producen como consecuencia de accidentes que afectan a los medios de transporte: buques, camiones, vagones cisternas y oleoductos. También se registran estos tipos de derrames en instalaciones fijas de almacenamiento; como causas más frecuentes cabría citar el rebose de tanques, la rotura de depósitos, conductos y válvulas, y fallos de elementos de los circuitos de productos.

Los derrames crónicos son vertidos de productos que se realizan en periodos de tiempo muy dilatados, hasta de varios años en ciertos casos. Generalmente este tipo de derrames va ligado a la aparición y desarrollo de fisuras o bien de poros en los conductos y depósitos de productos. La causa normal de los derrames crónicos es la corrosión de los metales, usualmente del acero. Este tipo de derrames puede subdividirse en dos categorías: vertidos intermitentes y vertidos permanentes.

La experiencia demuestra que en muchas áreas contaminadas se han yuxtapuesto en el tiempo los derrames crónicos con los agudos. Unicamente admitiendo esta hipótesis se puede explicar la presencia de contaminantes en áreas del sustrato y de los acuíferos que, por su lejanía a los puntos de derrame, indican periodos previsibles de dispersión sumamente dilatados. De igual modo, la detección en el sustrato de contaminantes notablemente degradados por los procesos térmicos y biológicos, obliga a admitir que el producto fue vertido al suelo en épocas muy anteriores a la de la fecha del derrame agudo más reciente.

En relación con la posición del punto de vertido del contaminante, los derrames se pueden clasificar en: superficiales y subterráneos.

Los derrames superficiales se originan por encima de la superficie del suelo, por lo que el producto vertido está sometido a la evaporación que resulta muy intensa en los destilados ligeros (gasolinas y querosenos) y en la mayor parte de los productos orgánicos volátiles que se contemplan en este proyecto.

Los derrames subterráneos se desarrollan en depósitos y conductos enterrados. Independientemente de reducirse la evaporación del producto derramado a la atmósfera, este tipo se caracteriza por el hecho de que el producto puede encontrarse en el punto de vertido a presiones moderadas o incluso elevadas. Dichas presiones pueden resultar

decisivas en la penetración del contaminante en estratos del subsuelo de reducida permeabilidad.

Finalmente, los derrames podrian clasificarse en fortuitos y provocados. Esta última clasificación resulta importante desde un punto de vista legal, aunque ofrece menor interes desde el punto de mira técnico.

Cualesquiera que sean los productos vertidos y los tipos de derrames, en este proyecto se pretende analizar la evolución del contaminante desde su escape hasta su destino final. En este Capítulo se estudiará la evolución de los contaminantes en el sustrato sometidos unicamente a las acciones de los fenómenos naturales.

3.2. Fenómenos posteriores al derrame

Una vez que se ha originado un derrame, y descontando la fracción del contaminante transferido directamente al aire atmosférico por evaporación, la posterior evolución del producto restante vendrá condicionada por los factores siguientes:

- La estructura del subsuelo.
- Infiltración de los contaminantes en el subsuelo.
- La disolución de los contaminantes en las aguas.
- Transporte por las aguas freáticas de los contaminantes en disolución.
- La absorción por los terrenos del acuífero.
- La degradación biológica.
- La migración en fase líquida.

En lo que sigue, se analizan con mayor detalle los factores y procesos enunciados.

3.3. La estructura del subsuelo

Para la aplicación de las técnicas de vacío, objeto de este proyecto, el derrame de los contaminantes se debe realizar sobre un macizo de terrenos permeables reposando sobre un sustrato impermeable. Evidentemente, que resultan posibles otras estructuras del subsuelo pero estos casos quedarían fuera del alcance y objetivos del proyecto.

El modelo de subsuelo considerado en el proyecto se ilustra esquemáticamente en la Figura 3.1. En sentido vertical, y de abajo hacia arriba, cabe distinguir tres áreas diferenciadas:

- La inferior que constituye una barrera o sustrato impermeable. Este medio puede estar compuesto por un banco de arcillas inalteradas; también puede

consistir en un macizo de rocas ígneas o metamórficas compactas y sin fisuras.

- La zona intermedia, ocupada por la capa freática y normalmente designada por zona saturada.
- La zona superior, no saturada o de aeración.

La zona no saturada es la que ofrece un mayor interés en lo que afecta a la evolución de los contaminantes en el sustrato. En esta zona, no sólo se producen los derrames, sino también los fenómenos de su migración y degradación por vía térmica y biológica. Hay que destacar que, una vez que el contaminante penetra en la zona no saturada, las posibilidades de transferencia de parte de su masa a los medios limítrofes, la capa freática y el aire atmosférico, resultan muy limitados; a la primera sólo pueden transferirse, en proporciones muy reducidas dada su escasa solubilidad, pequeños porcentajes de hidrocarburos disueltos en las aguas de lluvia infiltradas que recargan el acuífero; al segundo sólo evacuarán, asimismo en porcentajes reducidos, los componentes más volátiles de los contaminantes arrastrados por el aire en el proceso de respiración del suelo.

La zona no saturada o de aeración, Figura 3.1, se subdivide en tres franjas o capas que, de abajo hacia arriba, son: la capilar, la de retención y la de evapotranspiración. Los poros del sustrato, en la zona no saturada, están ocupados, en terrenos libres de contaminantes, por agua, en proporciones variables según la franja, y el resto por aire. El grado de saturación en agua disminuye gradualmente de abajo hacia arriba, salvo en el caso de lluvias.

La franja capilar está ocupada por agua de manera continua. El nivel de las aguas de la franja capilar sigue las oscilaciones del nivel freático o superficie piezométrica. La potencia o espesor de la franja capilar varía en razón inversa a la granulometría de la roca y pasa desde escasos centímetros en gravas y arenas de elevada permeabilidad hasta unos 3 metros en limos.

En la franja de retención los vacíos están ocupados por agua, aire y vapor de agua. El volumen ocupado por el agua es igual a la capacidad de retención del terreno, cifrado en el 20 por ciento en la Figura 2.4 y en el 25 por ciento en la Figura 2.5. En la Figura 3.1. el agua de retención se estima en el 30 por ciento. Este tipo de agua constituye el agua suspendida y se caracteriza por no estar ligada hidráulicamente con el agua de las franjas inferiores.

En la franja de evapotranspiración el grado de saturación, no sólo está ligado a la capacidad de retención del suelo, sino que se encuentra bajo la influencia de la evapotranspiración y de la alimentación de aguas superficiales.

Finalmente, en la Figura 3.1, se indican los mecanismos de desplazamiento de las aguas en el subsuelo: infiltración y ascensión capilar. Macroscópicamente, infiltración y ascensión capilar son movimientos verticales de descenso y ascensión de los aguas, respectivamente, en tanto que la percolación es un desplazamiento en sentido normal a las líneas equipotenciales del acuífero y, en consecuencia, con vectores de velocidad de direcciones poco desviadas de la horizontal. Desde un punto de vista microscópico, los filetes líquidos presentan, localmente, líneas de desplazamiento desviadas de la dirección general de las corrientes en sentido vertical u horizontal, como consecuencia de la tortuosidad de los conductos de paso. Este fenómeno se ilustra gráficamente en la Figura 3.2.

3.4. Infiltración de los contaminantes en el subsuelo

3.4.1. Generalidades

Quando se produce el derrame de un contaminante líquido, superficial o subterráneo, el producto inicia su penetración en el subsuelo y entra en contacto con otras dos fases fluidas, el agua y el aire, Figura 3.1, que ocupa los espacios vacíos o poros del subsuelo de las franjas superiores de la zona no saturada. El contaminante líquido se infiltra de acuerdo con un régimen de flujo polifásico de fluidos inmiscibles en un medio poroso y permeable.

Junto con las propiedades intrínsecas del contaminante y del suelo, analizadas en los Capítulos anteriores, en el proceso de la infiltración entran en juego otras propiedades, dependientes de las interacciones suelo-contaminante-agua-aire, también analizadas precedentemente y que estriban, fundamentalmente, en las permeabilidades relativas y en las presiones capilares. Estas últimas propiedades dependen de la permeabilidad del terreno, de su porosidad y del nivel de saturación en agua. En terrenos ya contaminados por derrames anteriores será necesario considerar el nivel de saturación en agua, contaminante y aire.

3.4.2. La ley de la infiltración

Para un determinado contaminante, la velocidad de infiltración en el suelo vendrá dada por la expresión:

$$U_0 = \frac{k K_{r0}}{\mu_0} \text{ grad } \phi_0 \quad (3.1)$$

En la que:

- U_0 es el vector velocidad,
- K la permeabilidad absoluta del suelo,
- K_{ro} la permeabilidad relativa del suelo al contaminante,
- μ_0 la viscosidad del contaminante,
- φ_0 el potencial del contaminante.

Se debe señalar que la ecuación (3.1) es la expresión, en forma vectorial, de la ecuación (2.4). Por otra parte, K_{ro} dependerá del nivel de saturación, S_w , de la roca en agua según se expuso en (2.3.5). Finalmente, φ_0 , se expresa por la ecuación (2.21) que incluye la presión capilar.

La infiltración del contaminante en el subsuelo proseguirá, según la fórmula (3.1), en tanto que el vector velocidad U_0 presente un valor positivo. Para ello, y considerando que k y μ_0 son constantes, será necesario que se cumplan simultáneamente las dos condiciones siguientes:

$$K_{ro} > 0 \quad (3.2)$$

$$\text{grad } \varphi_0 > 0 \quad (3.3)$$

Por otra parte, el contaminante quedará inmobilizado en el subsuelo siempre que se de una o las dos condiciones siguientes:

$$K_{ro} = 0 \quad (3.4)$$

$$\text{grad } \varphi_0 = 0 \quad (3.5)$$

En la zona no saturada del subsuelo que va siendo invadida progresivamente por el contaminante derramado se encuentran otros dos fluidos, agua y aire, saturando parcialmente los espacios porosos. En el epígrafe (2.3.5) y en las Figuras 2.4 y 2.5 se puso de manifiesto que la permeabilidad relativa de la roca a un petróleo, K_{ro} , se anula cuando el nivel de saturación en agua alcanza un cierto valor, del orden del 80 por ciento. El aire presente en los poros del subsuelo ofrece un comportamiento similar al del agua en lo que respecta a la limitación y anulación, en su caso, de la permeabilidad relativa, K_{ro} , del petróleo o del contaminante. De manera similar a la descrita, la presencia previa de un contaminante en el subsuelo, saturando parcialmente los poros de la roca, restringe y puede llegar a anular las permeabilidades relativas de la misma al agua y al aire.

En la zona no saturada del subsuelo, Figura 3.1, en la que se va infiltrando el contaminante, coexisten tres fases fluidas: agua, aire y el propio contaminante. Si se designan por S_w , S_a , y S_o las saturaciones respectivas de los citados fluidos, en un punto y momento determinados, se deberá verificar:

$$S_w + S_a + S_o = 1 \quad (3.6)$$

Los niveles de saturación del suelo, por encima del nivel freático, ligados por la ecuación (3.6), pueden representarse en un diagrama triangular, tal como el que se ilustra en la Figura 3.3. Sobre la Figura se representan las áreas en las que, para cualquier potencial, tanto el contaminante, como el agua y el aire, permanecerán inmobilizados en el terreno. El triángulo interior de la Figura 3.3. indica el dominio en el que los tres fluidos pueden desplazarse simultáneamente.

La infiltración del contaminante en la zona no saturada del subsuelo se detendrá, asimismo, cuando se verifique la ecuación (3.5). Si se considera la fórmula (2.21):

$$\phi_o = gz + \frac{p}{\rho_o} + \frac{p_c}{\rho_o}$$

y, al menos en una primera aproximación, se desprecia el valor de p , ya que el medio del derrame en evolución está básicamente a presión atmosférica, se deduce:

$$\phi_o = gz + \frac{p_c}{\rho_o} \quad (3.7)$$

En la ecuación (3.7), el primer término del segundo miembro es siempre positivo, en tanto que el segundo, en una roca normal, humectable preferentemente por el agua, tendrá signo negativo. El potencial, ϕ_o , y su gradiente se anularán, en consecuencia, a partir del momento en el que la altura de contaminante, z , resulte insuficiente para vencer la contrapresión capilar, p_c , función de la porosidad del terreno y de su grado de saturación en agua, según se expuso en (2.3.9). Llegado este instante, se paralizará la infiltración del contaminante.

Se comprende que la solución teórica de la ecuación (3.1) para tres fases fluidas-contaminante, agua, aire- ofrezca dificultades debidas a la complejidad de las condiciones de contorno de los fluidos. Por otra parte, circunstancias tales como la heterogeneidad y

anisotropía del sustrato en zona no saturada y los fenómenos de histéresis que afectan a las presiones capilares en dependencia de las saturaciones complican, aún más, la resolución matemática del problema.

Lo expuesto en lo que precede se puede resumir en los puntos siguientes:

- Cuando un contaminante hidrocarburado se derrama sobre el terreno en cantidades no excesivas se produce su infiltración y el producto queda finalmente disperso y retenido en la zona no saturada.
- Si la cantidad de contaminante derramado supera la capacidad de retención del suelo, la infiltración continua hasta alcanzar la franja capilar, Figura 3.1, en cuyo momento la penetración del contaminante debe vencer resistencias progresivamente crecientes por disminuir la permeabilidad relativa como consecuencia. Figura 2.4, del incremento en el grado de saturación en agua.
- Una vez el contaminante entra en contacto con la franja capilar y en el supuesto de existir suficientes cantidades de productos derramados, se empieza a extender sobre dicha franja capilar, desplazándose en sentido lateral.
- Bajo el supuesto de una suficiente presión en el punto del vertido (tuberías o tanques enterrados) o bien de espesores notables de la zona no saturada invadida por el contaminante, este puede perforar la franja capilar y formar bolsadas en los niveles superiores del nivel freático.

Los fenómenos que se acaban de describir se ilustran gráficamente, de acuerdo con las interpretaciones de F. Schwille, publicadas en la referencia (20).

En la Figura 3.4 se representa un derrame de contaminante en cuantía inferior a la capacidad de retención del terreno de la zona no saturada. El producto quedará inmovilizado en dicha zona y sólo cabe esperar transferencias de su masa al aire, por evaporación, y al acuífero, por disolución de los compuestos solubles en las aguas de lluvia de infiltración.

En la Figura 3.5 se ilustra un derrame en exceso, en términos relativos, y comparado con la capacidad de retención de la zona no saturada del subsuelo. Continuará formándose el espacio de sustrato saturado de contaminante hasta alcanzar su capacidad de retención, proseguirán las transferencias de masa de contaminante al aire,

por evaporación, y al acuífero, por disolución. Por añadidura, sobre el caso de la Figura 3.4, una cierta cantidad de contaminante invadirá la franja capilar, en la que se extenderá lateralmente, y, otra penetrará en la zona saturada formando bolsadas que serán arrastradas por las aguas de percolación flotando sobre las capas superiores del acuífero.

La presencia de contaminantes en la zona no saturada desborda los dominios espaciales puestos de manifiesto en las Figuras 3.4 y 3.5. Dado que los contaminantes contemplados en el proyecto presentan una elevada volatilidad se difundirán en dicha zona en estado gaseoso.

3.4.3. El estado de equilibrio hidrostático

El análisis que se viene efectuando sobre la infiltración de los contaminantes en el subsuelo resultaría incompleto si no se abordase el estudio de las condiciones de equilibrio hidrostático del contaminante con el medio, es decir, previamente a la actuación continuada de los fenómenos de solubilidad, hidrodinamismo, evaporación térmica y degradación biológica.

Con independencia de la estructura del subsuelo, que a los efectos de la infiltración se traduce generalmente en una marcada anisotropía entre las permeabilidades en sentido vertical y horizontal, superando generalmente las últimas a las primeras, el incremento con la profundidad de la saturación en agua de la roca, se traduce en una disminución progresiva de la permeabilidad en sentido vertical. Como consecuencia, se produce un acampanamiento o aterraplamiento del área de infiltración, que se ensancha, a partir del área de derrame, a medida que se profundiza en el sustrato. El vector velocidad U_0 de la ecuación (3.1) presenta componentes horizontales apreciables.

La capacidad de retención por un suelo, de los contaminantes que lo atraviesan en el proceso de la infiltración, es función de la capilaridad. Esta capacidad, en la práctica, se expresa por unidad de volumen del espacio poroso atravesado, se designa por el símbolo U_0 y se mide en l/m^3 .

Los ensayos experimentales han puesto de manifiesto, mediante medidas de drenaje de suelos previamente saturados con hidrocarburos, que el rezume del producto se desarrolla de modo mucho más lento y uniforme que en el caso del agua, especialmente en suelos de granulometría muy fina.

En la Figura 3.6 se representa la capacidad de retención del gasóleo, en función del tiempo, de un suelo arenoso con una conductividad hidráulica

de 6×10^{-4} m/s. El drenaje del suelo se realiza exclusivamente por acción de la gravedad. Los valores del gráfico son aplicables a destilados medios, querosenos y gasóleos; para las gasolinas y contaminantes ligeros las capacidades de retención se reducen, aproximadamente, en una tercera parte, según los experimentos de F. Schuille (20).

Experimentos llevados a cabo por Mekee (21), en arenas no consolidadas, con una porosidad del 23 por ciento, han permitido determinar una retención de la gasolina del 7,7 por 100 referida al volumen de poros y del 1,77 por 100 en relación con el volumen global de la roca. En estudios similares conducidos por Engineering Enterprises Inc. con hidrocarburos de mayores densidades (42 - 34 API) (0,8156 - 0,8550 Kg/l) se han medido capacidades de retención comprendidas entre el 10 y el 16 por ciento del volumen total de la roca.

En la Figura 3.7, tomada de la referencia (20), se ilustra, una correlación entre las propiedades hidrológicas de la roca, conductividad hidráulica y elevación capilar, con las capacidades de retención de hidrocarburos de baja viscosidad, similar a la del agua. Como se observa en el gráfico los materiales de gran permeabilidad, tales como las gravas, gravillas y arenas lavadas, presentan capacidades de retención muy reducidas, del orden de 5 litros por metro cúbico de espacio poroso; contrariamente, los limos y arenas mezcladas con arcillas pueden retener hasta 40 ó más litros por metro cúbico de volumen de poros.

Con ayuda de la Figura 3.7 y de la Tabla 3.1, se puede realizar una primera estimación de los volúmenes de contaminantes hidrocarbureados de baja viscosidad retenidos por un terreno sujeto a infiltraciones.

La importancia de los derrames, Figuras 3.4 y 3.5, su cronología, y la presión ejercida sobre el terreno por los productos vertidos, junto con las características del suelo y la posición del nivel freático, configurarán la geometría de la infiltración y de su posterior evolución.

En el caso de un derrame en exceso sobre la capacidad de retención de la zona no saturada el contaminante finalizará por disponerse en forma de un lentejón o bolsada continua que se extenderá, Figura 3.8, por la franja capilar y penetrará en la zona saturada, desplazando parcialmente el agua de los niveles superiores del nivel freático. El lentejón de contaminante se alargará en la dirección general de percolación.

El espesor medio del lentejón de contaminante, Figura 3.8, evoluciona con el tiempo; salvo que

los fenómenos de hidrodinamismo sean muy acusados, dicho espesor evoluciona tras el derrame de acuerdo con las tendencias que se reflejan gráficamente, para un gasóleo, en la Figura 3.9.

El espacio contaminado por los hidrocarburos en estado líquido, Figura 3.8, de la zona no saturada, se encuentra envuelto, en el momento de alcanzarse el equilibrio hidrostático, con posterioridad a los derrames, por una cobertura de hidrocarburos en estado gaseoso. En la Figura 3.10 se ilustra un caso real correspondiente a un derrame de 170 metros cúbicos de gasolina infiltrada sobre una superficie de 800 metros cuadrados aproximadamente.

3.5. La disolución de los contaminantes en las aguas

3.5.1. Generalidades

Una vez finalizado el proceso de infiltración de los derrames de contaminantes, Figura 3.8, en el subsuelo se habrá desarrollado un espacio impregnado y constituido por tres zonas:

- El dominio de los contaminantes suspendidos o atrapados por los granos del suelo que constituye la saturación residual.
- El lentejón de contaminantes líquidos sostenidos o flotando sobre las aguas freáticas y que se extiende por la franja capilar y penetra en la zona saturada.
- Una aureola o envoltura gaseosa en la que el aire de la zona no saturada contiene contaminantes en fase de vapor.

Este cuerpo sólido impregnado de contaminantes está expuesto al contacto de las aguas subterráneas y a la acción de las aguas de lluvia que atraviesan o cruzan el espacio desde la superficie hasta alcanzar el acuífero al que recargan. Por otra parte, los niveles freático y capilar sufren en el transcurso del tiempo fluctuaciones más o menos intensas debidas tanto a los fenómenos naturales como a otros artificiales provocados por las actividades humanas.

3.5.2. Las fluctuaciones de la superficie piezométrica

Entre las causas naturales que influyen en el nivel freático o superficie piezométrica se encuentran las precipitaciones, la evapotranspiración, la presión atmosférica y las mareas.

Las precipitaciones constituyen, tierra adentro, el fenómeno natural capaz de provocar las fluctuaciones de mayor amplitud en la superficie piezométrica, aunque la frecuencia de estas oscilaciones presente un período de duración de días en la mayoría de los acuíferos. Las amplitudes, tanto de carácter mensual como anual de estas oscilaciones son del orden de magnitud de metros, como se pone de manifiesto en las Figuras 3.11 y 3.12, tomadas de la referencia (12). Característica fundamental de estas oscilaciones es el retardo entre pluviometría y ascensión del nivel freático, dependiente de la intensidad de la lluvia, de la profundidad del acuífero, y de las características hidrogeológicas de la zona no saturada.

La evapotranspiración contribuye a disminuir o rebajar las reservas de aguas subterráneas. No obstante, el fenómeno presenta únicamente una importancia fundamental en acuíferos muy someros y en zonas áridas o semidesérticas. Por otra parte, la frecuencia de las oscilaciones provocadas por el fenómeno es de larga duración.

Las variaciones de la presión atmosférica repercuten sensiblemente sobre las superficies piezométricas de los acuíferos, como se ilustra en la Figura 3.13 entresacada de la referencia (12). Características fundamentales de este fenómeno son: la reducida amplitud de la oscilación, limitada a escasos centímetros, y frecuencia elevada, del orden del día.

La influencia de las mareas oceánicas resulta importante, en gran número de casos, dado que los puntos de derrames, potencialmente más peligrosos, se encuentran en grandes instalaciones de almacenamiento próximas al litoral marítimo y cuyos acuíferos presentan superficies piezométricas ligadas al nivel medio del mar y a la amplitud y frecuencia de las mareas.

En la Figura 3.14 se ilustra el caso de un acuífero ligado al mar en el que vierte. Ferris ha deducido para este caso las dos ecuaciones siguientes:

$$h_w = 2h_0 e^{-x \sqrt{\pi S / t_0 T}} \quad (3.8)$$

$$t_w = x \sqrt{t_0 S / 4 \pi T} \quad (3.9)$$

En la que:

- h_w es la variación del nivel piezométrico a distancia x de la orilla.

- h_0 es la semiamplitud de la marea.
- t_0 es el periodo de la marea.
- t_w es el tiempo necesario para la propagación de un máximo o del mínimo de la marea desde la orilla a la distancia x .
- S el coeficiente de almacenamiento de la zona saturada.
- T la transmisividad de la zona saturada.

En la aplicación de las fórmulas (3.8) y (3.9) se deberá adoptar un sistema coherente de unidades de medida, con el metro como unidad de longitud y el segundo para la del tiempo.

Los valores de las mareas pueden consultarse en los Anuarios de mareas. Su amplitud varía sensiblemente de los mares interiores, como el Mediterráneo, donde rara vez alcanza 1 metro, hasta en océanos como el Atlántico donde supera los 2 metros. El periodo de las mareas es, aproximadamente, de 24 horas.

Se comprende que en las zonas del litoral marítimo las mareas ejerzan una influencia muy notable sobre la estabilidad, Figura 3.8, del contaminante que impregna el espacio poroso de la zona no saturada y de la franja capilar. A lo largo del día se viene a registrar un movimiento ascensional del lentejón, seguido de otro descendente, con lo que se activa el contacto agua-contaminante.

3.5.3. La transmisión al agua de los compuestos solubles de los contaminantes

Los contaminantes contemplados en este proyecto consisten en mezclas de hidrocarburos o bien en sustancias puras. Las mezclas de hidrocarburos contienen siempre, en porcentajes variables, compuestos miscibles o solubles en el agua, aunque generalmente en pequeñas proporciones. Las sustancias puras, Tabla 1.10, resultan solubles en agua, en reducidos porcentajes, como en los casos de los aromáticos -benceno y tolueno- o bien son prácticamente insolubles en los supuestos del ciclohexano, estireno y alenos.

Los datos de solubilidad en el agua que se recogen en la Tabla 1.10 y en las Figuras 1.27 y 1.28 corresponden a condiciones de equilibrio entre el agua y el contaminante, no alcanzables en los contactos que se establecen entre ambos fluidos, tanto en la zona no saturada como en la saturada del suelo, por lo limitado del tiempo de contacto.

Los experimentos llevados a cabo por Hoffmann, referencia (22), sobre la transferencia de masa

por solubilidad de contaminantes en agua, le permitieron formular la ecuación:

$$M = Est \quad (3.10)$$

En la que:

- M es la masa de contaminante disuelto en mg.
- S es el área de contacto contaminante-agua en m^2 .
- t el tiempo de contacto en horas.
- E un coeficiente constante de transmisión expresado en $mg.m^{-2}.h^{-1}$.

La constancia del coeficiente, E, se desprende de la circunstancia de que los contactos entre los fluidos, contaminante y agua, se producen durante un tiempo muy limitado, por lo que, resultando débiles las concentraciones de los contaminantes en el agua, se mantiene el potencial de disolución en un valor constante.

Por experimentos realizados en Alemania y citados en la referencia (34) se deduce que en vertidos de diferentes clases de hidrocarburos sobre la lámina de agua, el valor de E presenta los valores siguientes:

<u>Tipo de hidrocarburos</u>	<u>E (mg/m²×h)</u>
Gasolinas	360
Kerosenos, gasóleos y fuel	36
Lubricantes	3,6

Experimentos efectuados en el Instituto de Mecánica de Fluidos de Estrasburgo (22) han demostrado que el coeficiente de transmisión, E, de la fórmula (3.10) no incrementa apreciablemente con la velocidad del agua, aunque tiende a disminuir con el tiempo. En lo que sigue se resumen, por su evidente interés práctico, los resultados de los experimentos llevados a cabo por el mencionado Instituto.

El equipo experimental empleado, Figura 3.15, se compone de dos columnas de 9,3 cm. de diámetro y de 1 y 0,5 metros, respectivamente, de altura. Las columnas se rellenaron con arena fina y se impregnaron hasta la saturación con una mezcla de isooctano y tolueno. El porcentaje de tolueno fue del 1 por ciento del volumen total de la mezcla. La mezcla se distribuyó uniformemente a lo largo de toda la altura de la columna en el test 1, y sólo en una pequeña fracción, en cabeza, en el test 2.

Por las columnas se filtraron, durante periodos de 4 a 12 meses, cantidades variables de agua a velocidades Darcy comprendidas entre 0,2 y 30 metros por día. Los resultados del ensayo se ilustran en la Figura 3.16.

Los ensayos que se describen en lo que antecede indican que la concentración en isooctanos de las aguas infiltradas se alcanza y estabiliza en unos 2 mg/l (2 ppm), para cualquier velocidad del agua de infiltración. Se confirma, experimentalmente, la validez de la fórmula (3.10) dado que la velocidad del agua de infiltración es directamente proporcional al caudal, y éste al producto de la superficie de contacto, S, por el tiempo t. La concentración constante de hidrocarburos en el agua, para el isooctano en toda la duración del experimento, Figura 3.16, y para el tolueno en la primera fase, implica la invariabilidad de:

$$\frac{M}{St} = E$$

para cualquier valor de la velocidad, St, y en consecuencia para E.

En el caso del tolueno, Figura 3.16, se pasa de una concentración inicial en el agua infiltrada de 12 mg/l hasta la de unos 0,7 mg/l.

Los experimentos que se describen presentan un indudable interés a efectos prácticos. Si un suelo arenoso de 1 m. de espesor se impregna por un derrame de hidrocarburos, por ejemplo de una gasolina, cabe estimar, conocida la composición aproximada del carburante que se pone de manifiesto en la Tabla 3.2, los arrastres por disolución del contaminante en las aguas de lluvia infiltradas.

Ante todo, conviene referir los datos experimentales de laboratorio de la Figura 3.16 a unidades de medida más apropiadas para los fines de ingeniería práctica. Si se toma como unidad de medida del área del suelo el metro cuadrado, en lugar de un círculo de 9,3 cm. de diámetro, el gráfico de la Figura 3.16 se transformaría en el incluido como Figura 3.17 para el test 1.

Se deduce de la Figura 3.17 que la estabilización en unos 0,7 mg/l, de las concentraciones en hidrocarburos aromáticos -benceno, tolueno- en las aguas de lluvia que atraviesan la capa impregnada por gasolinas, en dirección al acuífero subyacente, exigiría del paso de un caudal de unas 3 veces (Véase Tabla 3.2 de composición de las gasolinas) los 30.000 litros por metro cuadrado, es decir, unos 240.000 litros por metro cuadrado. De no actuar otros procesos que el mencionado de la

solubilidad en el agua de lluvia, las aguas contaminadas por gasolinas derramadas en suelos tardarían de decenas a centenas de años en depurarse por el fenómeno natural de las precipitaciones. Obviamente, que estas estimaciones se refieren a las aguas de infiltración que atraviesan la zona no saturada y contaminada y en el momento de su penetración en el acuífero.

En el Instituto de Mecánica de Fluidos de Estraburgo se efectuaron otros ensayos con gasóleo utilizando el equipo experimental mostrado en la Figura 3.15. El test se llevó a cabo en la columna de 1 metro de altura y durante un periodo de 2 meses. Las velocidades Darcy del agua de infiltración oscilaron entre los 0,06 y los 25 metros por día.

Estos últimos experimentos permitieron comprobar que:

- Las concentraciones de los hidrocarburos disueltos en el agua permanecerán constantes e independientes de su velocidad.
- Las concentraciones disminuían progresivamente con los volúmenes de agua infiltrados. Los hidrocarburos aromáticos disminuyeron en un 15 por ciento al paso de 100 litros de agua y en un 50 por ciento al paso de 800 litros; para los componentes parafínicos saturados los decrementos fueron del 10 y 40 por ciento, respectivamente.

La Figura 3,18 muestra la evolución de las concentraciones de hidrocarburos disueltos a lo largo del ensayo y en cuyo transcurso la columna fue sometida a dos procesos intermedios de clorinación para destruir los efectos de la actividad biológica. Como el gasóleo, al igual que las gasolinas, es una mezcla compleja de diversos hidrocarburos (parafínicos, aromáticos y olefínicos) el decremento en las concentraciones de su disolución en agua, Figura 3.18, puede compararse al caso de una mezcla iso-octano-tolueno, y suponiendo que el producto retenido en la roca pierde, con carácter preferente, sus componentes más solubles. Las curvas de la Figura 3.18 se obtendrían por superposición de curvas similares a las de la Figura 3.16 y derivadas para los diversos componentes del gasóleo.

Se debe destacar, finalmente, el papel desempeñado por el aire residual, retenido por los poros de la roca en las capas de terreno subyacentes al cuerpo impregnado por hidrocarburos, sobre la evolución de las concentraciones en el agua de infiltración. En la Figura 3.19 se ilustran los resultados de los ensayos efectuados con iso-octano en dos

medios, el 1 sin aire residual y en 2 con aire residual de saturación. Las diferencias entre las concentraciones observadas en ambos experimentos hay que atribuir las al intercambio de los hidrocarburos disueltos entre la fase líquida y el aire, cuya cinética para lograr el equilibrio no es instantánea.

El intercambio de hidrocarburos entre las fases líquida y gaseosa, puesta de manifiesto en la Figura 3.19, es un proceso que presenta una importancia fundamental en las técnicas de vacío, objeto de este proyecto, como se verá más adelante.

3.6. Transporte por las aguas freáticas de los contaminantes en disolución

3.6.1. Mecanismos de transporte

Una vez que las aguas de infiltración, con diferentes concentraciones de contaminantes en disolución, penetran en la zona saturada o acuífero quedan sometidas a los procesos de difusión, advención y de dispersión hidrodinámica.

La difusión es un fenómeno, ya analizado en el epígrafe 1.2.10, que consiste en un transporte de masa motivado, únicamente, por gradientes de concentraciones. La difusión sigue la ley de Fick que se formula por la ecuación:

$$F = -D \frac{dC}{dx} \quad (3.11)$$

En la que:

- F es la masa de contaminante transferida (M)
- D el coeficiente de difusión ($L^2 \cdot T^{-1}$)
- C la concentración del contaminante soluto (M/L^{-3}).

El signo negativo indica que el movimiento del contaminante soluto se realiza hacia los volúmenes de concentraciones decrecientes.

La advención es un mecanismo de transporte por el cual el contaminante se ve arrastrado por el agua en la que se encuentra en disolución. Su movimiento sigue, por consiguiente, la dirección del flujo del agua y su misma velocidad real o efectiva.

La dispersión hidrodinámica es un proceso de mezcla, por vía mecánica, del contaminante soluto en el agua; su acción resulta comparable a los efectos de la turbulencia en los cursos de agua. La dispersión puede dividirse en: longitudinal,

que se desarrolla en la dirección del vector de velocidad macroscópica del agua en el medio poroso, por efecto de la viscosidad, Figura 3.20 (a); y transversal, que se produce en sentido normal al vector velocidad, Figura 3.20 (b), y que se provoca por la tortuosidad de los canales formados por los poros o intersticios del terreno.

El fenómeno resultante de los dos tipos de dispersión, longitudinal y transversal, se indica de modo esquemático (a) y real (b), en la Figura 3.21, para el caso de un terreno granular.

La dispersión en la zona saturada de las aguas con contaminantes en disolución es función de la velocidad de circulación de las aguas del acuífero y, en definitiva, de la granulometría del terreno que condiciona su conductividad hidráulica. Ensayos de laboratorio han permitido establecer correlaciones, Figura 3.22, entre los coeficientes longitudinales y laterales de dispersión hidrodinámica y la velocidad de las aguas del acuífero dependientes, a su vez, de la granulometría del terreno.

En la Figura 3.22 se cuantifican los coeficientes hidrodinámicos de dispersión en función de las velocidades reales del acuífero. Los primeros se expresan en m²/día y las segundas en cm/segundo. Como se observará el proceso de dispersión hidrodinámica resulta mucho más intenso en la dirección del flujo que en sentido transversal y la diferencia es tanto más acusada cuanto mayor es la velocidad del agua en la capa freática.

En comparación con la dispersión hidrodinámica, la difusión presenta valores de órdenes de magnitud muy inferiores. Esto significa que este proceso sólo ofrezca importancia en acuíferos prácticamente inmobilizados, y que pueda despreciarse en los acuíferos de velocidades darcianas incluso moderadas. El coeficiente de difusión D para velocidades nulas del agua se expresa por la ecuación:

$$C/C_0 = \text{erfc} (x/2 \sqrt{Dt}) \quad (3.12)$$

En la que:

- C es la concentración a distancia x y tiempo t,
- C₀ la concentración en contaminante del agua infiltrada.
- erfc, la función de error complementaria, se obtiene de la Tabla 3.3.
- x es la distancia en metros.
- t el tiempo en días.

Para finalizar este análisis sobre los mecanismos del transporte de contaminantes disueltos hay que señalar las circunstancias del medio en que se realiza -el agua de la zona saturada- y las de las características hidrogeológicas: permeabilidad, porosidad, conductividad hidráulica y gradiente hidráulico.

En lo que sigue se analizan casos típicos de evolución de la contaminación de acuíferos por infiltración de aguas cargadas con contaminantes en disolución.

3.6.2. Derrames continuos en pozos completos

Cuando las aguas que arrastran en disolución un contaminante penetran de forma continua en un acuífero, a través de un pozo completo, que perfora totalmente la zona saturada, se desarrolla un espacio de contaminación del acuífero, tal como el que se ilustra esquemáticamente en la figura 3.23. El frente de la zona contaminada, en un cierto tiempo, t , a partir de la iniciación del vertido, presenta forma de elipsoide con su eje principal en la dirección del flujo de las aguas subterráneas.

La ecuación relativa a la evolución de la contaminación en este caso, deducida por Wilson y Miller, referencia (23), es la siguiente:

$$C/C_0 = \frac{q}{4 \pi m \sqrt{D_x D_y}} \exp(vx/2D_x) W(u, a) \quad (3.13)$$

En la que:

- C_0 es la concentración del contaminante en el agua infiltrada.
- C la contaminación en un punto a distancia, x , del pozo en metros al tiempo, t , en días.
- q el caudal específico del agua infiltrada, por metro de profundidad eficaz de pozo, en m^3 por metro y día.
- v la velocidad real del agua en acuífero, en $m/día$.
- m la porosidad del acuífero.
- D_x el coeficiente de dispersión longitudinal en $m^2/día$.
- D_y el coeficiente de dispersión transversal en $m^2/día$.
- x la distancia al pozo, en metros, en la dirección del flujo.

La fórmula (3.13) incluye, asimismo, una función $W(u,a)$ de dos variables, u y a , cuyos valores se deducen de las ecuaciones siguientes:

$$a = (\nu/2) \sqrt{(x/D_x)^2 + y^2/D_x D_y} \quad (3.14)$$

$$u = a^2 D_x / \nu^2 t \quad (3.15)$$

La variable, y , es la distancia en metros del punto considerado al plano vertical que contiene el eje principal del elipsoide de la Figura 3.23.

La función $W(u,a)$ se calcula, una vez resueltas las ecuaciones (3.14) y (3.15), con auxilio de la Tabla 3.4.

Cuando el derrame puntiforme y continuo es de larga duración, es decir, con $t \rightarrow \infty$, se alcanza un régimen estacionario de contaminación del acuífero afectado que puede formularse por la ecuación:

$$C/C_0 = \frac{q}{4\pi m \sqrt{D_x D_y}} \exp(\nu x / 2D_x) K_0(a) \quad (3.16)$$

En la fórmula (3.16) las diversas magnitudes que intervienen tienen el significado y dimensiones ya expuesto en lo que precede. En cuanto a $K_0(a)$ representa la función de Bessel cuyo valor, una vez calculado el de, a , por la fórmula (3.14), se determina con ayuda de la Tabla 3.5.

Los problemas relacionados con la contaminación de acuíferos por compuestos solubles en aguas infiltradas, en régimen continuo, y en pozos completos pueden resolverse, asimismo, con ayuda del nomograma de Kent, publicado en el Water Well Journal, y que se incluye como Figura 3.24.

En la aplicación del nomograma, Figura 3.24, las variables tienen los significados y dimensiones expuestos en lo que precede. El símbolo Q representa el caudal total de agua contaminada que se infiltra en el pozo en $m^3/día$; en cuanto a Q_0 se calcula por la fórmula siguiente:

$$Q_0 = mb \sqrt{D_x D_y}$$

La utilización del nomograma de Kent con el que se pueden resolver los problemas de la contaminación de cualquier tipo, siempre que se disponga de los datos necesarios, se ilustra, véase la Figura 3.24, con el ejemplo siguiente.

Ejemplo

En un pozo de 33 m. de profundidad se infiltra un caudal diario de 760 m³ de agua conteniendo una contaminación de 31 mg/l. La porosidad del terreno es de 0,35 y la velocidad real del acuífero de 0,46 m/día. Se trata de encontrar la contaminación existente en las aguas del freático en un punto ubicado a 1.281 metros del pozo de infiltración y a los 2.300 días de haberse iniciado el vertido.

Solución

El primer paso consistirá en el cálculo de los coeficientes de dispersión D_x y D_y . Se utilizará la Figura 2.22. Siendo la velocidad de 0,46 m/día se tendrá:

$$v = \frac{0,46 \times 100}{24 \times 60 \times 60} = 5,32 \times 10^{-4} \text{ cm/s}$$

a cuyo valor corresponderán:

$$D_x = 9,8 \text{ m}^2/\text{día} \quad ; \quad D_y = 1,9 \text{ m}^2/\text{día}$$

Se calculan asimismo:

$$\frac{tv^2}{D_x} = \frac{2.300 \times 0,46^2}{9,8} = 50$$

$$\frac{vx}{D_x} = \frac{0,46 \times 1.281}{9,8} = 60$$

$$\frac{Q C_0}{Q_D} = \frac{Q C_0}{mb \sqrt{D_x D_y}} = \frac{760 \times 31}{0,35 \times 33 \sqrt{9,8 \times 1,9}}$$

$$= 472 \text{ mg/l.}$$

La solución se encontrará levantando por el punto A (abscisa 60) la vertical hasta cortar a la curva (50) en B. Por B se trazará la horizontal C, y seguidamente la recta CD, con D(472 mg/l), que cortará al eje graduado de la derecha en E. La solución del problema será 2,6 mg/l.

Para encontrar la concentración máxima alcanzable en cualquier punto del acuífero contaminado se utilizará la curva $t \rightarrow \infty$ de la Figura 3.24.

3.6.3. Derrames intermitentes en pozos completos

En el caso de infiltraciones intermitentes de aguas contaminadas con compuestos solubles, a través de pozos completos, se producirán contaminaciones, Figura 3.25, que formarán asimismo elipsoides y que se irán desplazando y amplificando en la dirección del flujo de las aguas del freático. En la Figura 3.25 las secciones de los volúmenes contaminados por cada derrame serán elipses.

La concentración de contaminante, C , en un punto de coordenadas (x, y, z) en el tiempo t y originada por una masa de contaminante, M , infiltrada en un volumen de agua, V , lo que significa una concentración $C_0 = M/V$, será, según la fórmula de Hunt, referencia (24), la siguiente:

$$C = \frac{M}{3m \sqrt{\pi t} \sqrt[3]{D_x D_y D_z}} \exp \left[- \frac{(x-vt)^2}{4D_x t} - \frac{y^2}{4D_y t} - \frac{z^2}{4D_z t} \right] \quad (3.17)$$

Las variables que figuran en la fórmula (3.17) tienen el significado y dimensiones indicadas en lo que precede. En cuanto a D_z , es el coeficiente de dispersión en sentido transversal y dirección vertical. En terrenos isótropos $D_z = D_y$.

La ecuación del elipsoide, Figura 3.25, será:

$$\frac{(x - vt)^2}{4 D_x t} + \frac{y^2}{4 D_y t} + \frac{z^2}{4 D_z t} = 0 \quad (3.18)$$

La máxima concentración de contaminante se originará en el baricentro del elipsoide cuyas coordenadas, en función del tiempo, serán las siguientes:

$$x = 2 \sqrt{2 D_x t} \quad ; \quad y = 2 \sqrt{2 D_y t} \quad ; \quad z = 2 \sqrt{2 D_z t} \quad (3.19)$$

Las coordenadas deducidas de las ecuaciones (3.19), sustituidas en la ecuación (3.17), permitirán conocer las concentraciones máximas en función del tiempo para los derrames intermitentes de contaminantes solubles.

3.6.4. Derrames mixtos en pozos completos

Los derrames mixtos de aguas contaminadas con productos en disolución, que se infiltran en acuíferos a través de pozos completos, se componen de varios episodios de contaminación de duración e intensidad variables.

Los acuíferos afectados por este género de derrames presentan comportamientos, en lo que se refiere a la distribución de los niveles de contaminación detectables en sus aguas, aparentemente anómalos, no existiendo regularidad en la distribución con relación al foco puntiforme de infiltración.

Los diversos tipos posibles de contaminación mixta pueden tratarse desde un punto de vista teórico por yuxtaposición de episodios contaminantes sencillos, cuando la intensidad y cronología de estos resulte conocida.

Las heterogeneidades en el perfil del suelo pueden provocar una distribución errática de los niveles de contaminación tal como se pone de manifiesto en la Figura 3.26 en la que se representa la incidencia sobre las velocidades de circulación y los niveles de contaminación de anisotropías en el perfil del suelo, en sentido vertical (a) caso poco frecuente, y en el horizontal (b) relativamente normal en muchos suelos.

Cuando las investigaciones detalladas del subsuelo mediante sondeos, técnicas de prospección geofísica, determinación de los parámetros hidrológicos, etc. han puesto en evidencia que se trata de un suelo relativamente homogéneo y, no obstante, se detectan anomalías o distribuciones erráticas en los niveles de contaminación es necesario admitir que se trata de un caso de derrames mixtos, hipótesis válida tanto para el caso de los pozos completos, como para los supuestos que se analizan en los epígrafes posteriores.

3.6.5. Derrames superficiales no puntiformes

Cuando un contaminante se infiltra en el suelo disuelto en agua, en concentraciones permanentes, está sometido a los fenómenos de dispersión según se ilustra en la Figura 3.21. Si la infiltración se realiza en un ancho de L , en sentido normal a la dirección del flujo de las aguas subterráneas, Figura 3.27 (a), la amplitud del acuífero contaminado se va ensachando aguas abajo, según Domenico, referencia (25), de acuerdo con la ley:

$$L + 2\sqrt{D_{xx}t} \quad (3.20)$$

ecuación en la que D_x , representa el coeficiente transversal de dispersión y, t , el tiempo. Se verifica, asimismo:

$$t = X/v \quad (3.21)$$

en la que x es la distancia a la fuente y v la velocidad real o eficaz del agua en el suelo.

Si la concentración inicial del contaminante es C_0 , y si se designa por C_x la correspondiente al punto de distancia, x , a la fuente se verificará:

$$C_0/C_x = \left(1 + \frac{2x}{L} \sqrt{D/vx}\right) \left(1 + \frac{2x}{L'} \sqrt{D/vx}\right) \quad (3.22)$$

ecuación en la que se supone que D es el coeficiente de dispersión en sentido horizontal o vertical y L' representa el espesor de la zona contaminada en el borde de la fuente.

El espesor de la zona contaminada en el tiempo, t , vendrá dado por la fórmula:

$$L' + \sqrt{D_t} = L' + \sqrt{D_{x'}/v} \quad (3.23)$$

El espesor dado por la fórmula (3.23) no podrá superar, Figura 3.27 (c), el de la zona saturada y se verificará, por consiguiente:

$$H = L' + \sqrt{D_{x'}/v} \quad (3.24)$$

ecuación de la que se deriva:

$$x' = (v/D)(H-L')^2 \quad (3.25)$$

A la distancia x' se obtendrá una concentración $C_{x'}$ definida por la expresión:

$$C_{x'} = C_0 L'/H \quad (3.26)$$

Si aumenta la velocidad, v , del agua en la zona saturada se incrementará la longitud de mezcla, x' , ecuación (3.25), pero permanecerá invariable la relación $C_{x'}/C_0$, ecuación (3.26). Un aumento en el espesor H de la zona saturada influirá muy sensiblemente, ecuación (3.25) en el valor de, x' , y asimismo en el de $C_{x'}$, ecuación (3.26).

3.6.6. Derrames afectados por la lluvia o el riego

Las aguas de lluvia o de riego infiltradas sobre un suelo afectan los niveles o grados de concentración en contaminantes en disolución que transportan las aguas de la zona saturada.

Para la resolución matemática del problema se partirá de un volumen de zona saturada, Figura 2.28, de sección cuadrada de lado, L, altura, z, y que se desplaza en el acuífero a la velocidad real v. Si, M, es la masa de contaminante contenida en este volumen, V, se verificará que $C = M/V$. Por otra parte, si, m, es la porosidad del suelo:

$$V = L^2 \cdot z \cdot m$$

La variación de la concentración con relación al tiempo será:

$$\frac{d_c}{d_t} = \frac{d(M/V)}{d_t} = \frac{1}{V} \cdot \frac{dM}{d_t} - \frac{Mdv}{V^2 \cdot dt} = - \frac{Mdv}{V^2 \cdot d_t} = - \frac{C^2 \cdot dv}{M d_t} \quad (3.27)$$

ya que se considera que $dM/d_t = 0$.

Si W es la cantidad de agua infiltrada en el suelo por unidad de superficie y de tiempo se verificará:

$$d_v = W L^2 m d_t \quad (3.28)$$

La sustitución en (3.27) del valor de d_v/d_t dado por (3.28) conduce a la expresión:

$$\frac{d_c}{d_t} = - \frac{C^2}{M} \cdot W \cdot L^2 \cdot m \quad (3.29)$$

Por integración de (3.29) se obtiene:

$$C_t = \frac{C_0}{1 + (W/z)t} \quad (3.30)$$

A la distancia, x, la ecuación (3.30) se transforma en:

$$C_x = \frac{C_0}{1 + (W/z)(x/v)} = \frac{C_0}{1 + (w/z)t} \quad (3.31)$$

3.6.7. Caso general de derrames continuos

Domenico y Robbins, referencia (26), han desarrollado un modelo de dispersión de los contaminantes en disolución. En este modelo, Figura 3.29, las coordenadas X, Y, Z se refieren a las dimensiones originales de la fuente; la concentración en el plano $x=0$ se mantiene para cualquier valor del tiempo t. La concentración C en un punto (x, y, z) y en el tiempo, t, obedece a

la ecuación:

$$C(x,y,z,t) = (C_0/8) \operatorname{erfc} [(x-vt)/2\sqrt{D_x t}] \\ (\operatorname{erfc} [(y+Y/2)/2\sqrt{D_y x/v}] - \operatorname{erfc} [(y-Y/2)/2\sqrt{D_y x/v}]) \\ (\operatorname{erfc} [(z+Z/2)/2\sqrt{D_z x/v}] - \operatorname{erfc} [(z-Z/2)/2\sqrt{D_z x/v}])$$

(3.32)

La ecuación (3.32) es una solución aproximada del problema de una fuente finita y continua. Describe analíticamente una parcela contaminada que se desplaza en la dirección de las x positivas, Figura 3.29, manteniéndose la concentración inicial en el valor C_0 .

La primera forma abreviada de la ecuación (3.32) es la que se refiere al eje de las X , es decir, para los puntos de coordenadas $(x,0,0)$ y en el tiempo t . Se deduce:

$$C(x,0,0,t) = (C_0/2) \operatorname{erf} [(x-vt)/2\sqrt{D_x t}] \times \\ \operatorname{erf} [Y/4\sqrt{D_y x/v}] \operatorname{erf} [Z/4\sqrt{D_z x/v}]$$

(3.33)

La segunda forma simplificada de la ecuación (3.32) es la que refleja la concentración, en estado estacionario, a lo largo del eje x . En este caso x será muy inferior al valor, vt , y se obtiene:

$$C_{\max} = C_0 \cdot \operatorname{erf} [Y/4\sqrt{D_y x/v}] \operatorname{erf} [Z/4\sqrt{D_z x/v}]$$

(3.34)

La ecuación (3.32) es suficientemente versátil para adaptarse a diferentes geometrías de dispersión del contaminante. Tal como ha sido formulada, su aplicación se limita al caso ilustrado gráficamente en la Figura 3.30 (b).

Si la superficie superior de dispersión del contaminante coincide con el nivel freático, ésta no se producirá sino para valores de z hacia abajo, como se representa en la Figura 3.30 (a). Los valores de $Z/2$, de la ecuación (3.32) deben reemplazarse por Z . El problema puede contemplarse como una parcela de contaminación, limitada por un techo ($Z=0$), con dispersión transversal libre, y restringida en sentido vertical.

Si la dispersión del contaminante en sentido vertical está restringida, como sucede en los acuíferos cautivos limitados por dos bancos arcillosos, Figura 3.30 (c), la ecuación (3.32) debe modificarse sustituyendo $C_0/8$ por $C_0/4$ y

eliminando los términos en z.

Como aplicación de la fórmula (3.32) se ilustra en la Figura 3.31 la dispersión de un contaminante según la forma geométrica (b) de la figura 3.30. Los datos del problema son los siguientes:

$$Y = 240 \text{ m.}$$

$$Z = 5 \text{ m.}$$

$$D_x = 9,16 \text{ m}^2/\text{día}$$

$$D_y = 1,81 \text{ m}^2/\text{día}$$

$$D_z = 0,0014 \text{ m}^2/\text{día}$$

$$v = 2,49 \times 10^{-4} \text{ cm/s}$$

$$C_0 = 850 \text{ mg/l}$$

$$t = 14 \text{ años.}$$

3.7. La absorción por los terrenos del acuífero

Los diversos modelos y fórmulas de dispersión de los contaminantes disueltos en las aguas freáticas se basan en el supuesto de que entre el contaminante, agua y terreno no se producen reacciones químicas o físicas. Sin embargo, es sabido que el terreno tiene la propiedad de absorber los contaminantes solutos en el agua hasta que se alcanza un cierto nivel de saturación residual.

Las fórmulas de dispersión de los contaminantes, expuestas en los epígrafes precedentes, resultan válidas sólo a partir del momento en el que el suelo deja de absorber o desorber contaminante.

La variación de la concentración, C, del contaminante soluto, en el sentido del desplazamiento de las aguas freáticas, eje de las x, y supuesta nula la dispersión transversal, se ajusta a la ecuación diferencial:

$$D_x \frac{\delta^2 C}{\delta x^2} - v \frac{\delta C}{\delta x} - \frac{\rho_a}{m} \frac{\delta S}{\delta t} = \frac{\delta C}{\delta t}$$

(3.35)

En la que:

- ρ_a es la densidad de los sólidos del acuífero en g/cm³.
- S la masa del soluto absorbida por unidad de masa del terreno.
- m la porosidad del acuífero.

- $\delta S / \delta t$ la velocidad de absorción del soluto.
- $(\rho a / m) (\delta S / \delta t)$ la variación de la concentración de soluto en el agua.

El proceso de absorción se traduce en un retardo en la velocidad de propagación del contaminante disuelto en las aguas freáticas. Este retardo puede cuantificarse por la ecuación:

$$v/v_e = 1 + a K_d/m \quad (3.36)$$

En la que:

- v es la velocidad real del agua.
- v_e la velocidad de desplazamiento del punto con $C/C_0 = 0,5$.
- $1 + a K_d/m$, el factor de retardo.
- K_d un coeficiente de distribución, que depende del tipo de soluto y de las características del acuífero, en cm^3/g .

Se desprende de la ecuación (3.36) que al cabo de un tiempo, t , el agua se habrá desplazado una distancia, x , en tanto que el soluto con $C/C_0 = 0,5$ habrá realizado un recorrido, x_e , y verificándose:

$$x = vt \quad (3.37)$$

$$x_e = vt / (1 + a k_d/m) \quad (3.38)$$

Si se considera que la porosidad, m , de un terreno granular varía entre 0,20 y 0,40, y que la densidad de la parte sólida es de 2,65, aproximadamente, la densidad del acuífero, a , oscilará entre 1,6 y 2,1 g/cm^3 ; para estas variaciones de, a , se obtendrán valores de, a/m , comprendidos entre 4 y 10 g/cm^3 . Se concluye que los valores de, v/v_e , deducidos de la ecuación (3.36), se encontrarán acotados entre los límites siguientes:

$$1 + 4 kd/m \leq v/v_e \leq 1 + 10 k_d/m \quad (3.39)$$

Los valores del coeficiente de distribución, k_d , varían desde magnitudes próximas a 0 hasta una máximo de 10. En los casos extremos, como en la circulación a través de terrenos limosos o de fuerte contenido en arcillas se llegará a obtener:

$$v_e = v/100 \quad (3.40)$$

Lo que indica que el soluto resultará intensamente inmovilizado o retenido en los granos de terreno.

Si a un acuífero se infiltran diversos solutos, el terreno presentará capacidades diferentes de absorción

para cada uno de ellos, dado que el coeficiente de distribución, k_d , depende de las características del soluto. La masa de soluto originalmente infiltrada se irá disgregando en su recorrido por el acuífero ya que las velocidades de circulación v_e serán distintas para cada uno de ellos.

Para un soluto concreto las fórmulas de dispersión en los acuíferos, expuestas en los epígrafes anteriores, siguen siendo válidas en principio a condición de reemplazar el factor tiempo, t , por un tiempo ficticio τ , que incluye los efectos de los fenómenos de absorción del soluto por el terreno, y que se obtiene por la fórmula:

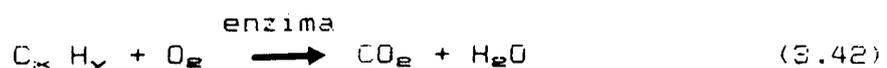
$$\tau = t (v_e/v) \quad (3.41)$$

Para finalizar este epígrafe hay que señalar que los procesos de absorción por el terreno se extienden también a los contaminantes arrastrados por las aguas en fase líquida diferenciada del agua y no disueltos en la misma.

3.8. La degradación biológica

Los microorganismos existentes en el subsuelo poseen la capacidad de degradar muchos tipos de compuestos orgánicos, especialmente los de origen natural, en tanto que los productos fabricados por la industria resultan generalmente más refractarios al proceso de degradación.

Las bacterias metabolizan los hidrocarburos presentes en el subsuelo, tras los derrames, y mediante la asimilación de oxígeno los transforman en anhídrido carbónico y agua de acuerdo con la reacción:



El proceso de degradación biológica referido a un determinado volumen del terreno, referencia (27), se ajusta a la ecuación siguiente:

$$\frac{dS_1}{dt} V = QS_0 - QS_1 - qX_b V \quad (3.43)$$

En la que:

- S_0 es la concentración del contaminante que entra (mg/L).
- S_1 la concentración del contaminante que sale (mg/L).
- Q el caudal de fluido entrante y saliente (L/día).
- X_b la concentración de bacterias en el volumen (mg/L)
- V el volumen elemental considerado (L).

- t el tiempo (días)
- q el coeficiente de degradación biológica.

El coeficiente, q, a su vez, se expresa por la relación:

$$q = \frac{\text{mg de contaminante degradado/día}}{\text{mg de bacterias en el volumen } V}$$

La ecuación (3.43) expresa el balance de masas siguientes:

Variación del contaminante = entradas-salidas-degradado

Para un volumen elemental sin flujo entrante, la ecuación (3.43) se reduce a la siguiente:

$$\frac{dS}{dt} = -q \cdot X_a \quad (3.44)$$

que tiene por solución:

$$S = -q \cdot X_a \cdot t \quad (3.45)$$

en la que:

$$q = \frac{S_0 - S}{X_a \cdot t} \quad (3.46)$$

El crecimiento de la población de bacterias en el volumen elemental, v, se expresa por la ecuación siguiente:

$$\frac{dX_a}{dt} \cdot V = QX_0 - QX_1 + \mu X_a V - kX_a V \quad (3.47)$$

la ecuación diferencial (3.47) es un balance de masas que establece:

Variación población bacteriana = Entradas bacterias - Salidas + Crecimiento - Mortalidad.

y en la que las letras tienen los significados y dimensiones siguientes:

- X_0 concentración de bacterias en el flujo entrante (mg/L).
- X_1 concentración de bacterias en el flujo saliente (mg/L).
- Q flujos entrantes y salientes (L/día)

- X_{\bullet} concentración media de bacterias (mg/L).
- μ Coeficiente de crecimiento de bacterias (mg/día \times mg población).
- k coeficiente mortalidad de bacterias (mg/día \times mg población).
- t tiempo (días).
- V Volumen elemental (L).

Si en el volumen elemental, V , no se produce entrada de flujo, la ecuación (3.47) se simplifica:

$$\frac{dX_{\bullet}}{dt} = (\mu - k) X_{\bullet} \quad (3.48)$$

Resulta conveniente analizar las características de la relación entre la concentración, S , de contaminante en el medio y el coeficiente de crecimiento, μ , de la población de bacterias en el medio. Esta relación puede formularse por la ecuación siguiente:

$$\mu = \hat{\mu} \left(\frac{S}{K+S} \right) \quad (3.49)$$

En la que:

- $\hat{\mu}$ es el valor máximo del coeficiente de crecimiento (mg/día \times mg población),
- S la concentración de contaminante (mg/L).
- K la concentración de contaminante cuando el coeficiente de crecimiento alcanza la mitad de su valor máximo (mg/L).

En condiciones estacionarias, el valor de, q , se deduce de la ecuación siguiente:

$$q = \frac{Q(S_0 - S_1)}{VX_{\bullet}} \quad (3.50)$$

La previa existencia o en caso contrario la inoculación de una pequeña cantidad de bacterias en un medio con sustrato aprovechable se traduce en el incremento de la población bacteriana con el máximo coeficiente $\hat{\mu}$, ecuación (3.49), y paralelamente con la reducción de la concentración en contaminante de acuerdo con la ecuación (3.44).

El proceso de degradación biológico, a partir del momento en el que se ha registrado un derrame de contaminante casi instantáneo, en un volumen confinado del sustrato, se ilustra gráficamente en la Figura 3.32, en la que también se indica la evolución de la población de bacterias.

En los momentos iniciales de registrarse el derrame y la infiltración del contaminante, Figura 3.32, el crecimiento de la población bacteriana, autóctona o inoculada, experimenta un cierto retardo o inercia. La importancia de este retardo inicial se atribuye a las condiciones fisiológicas de las bacterias, al tamaño original de la población y al estado de aclimatización de las bacterias al medio ambiente.

Una vez que comienza el crecimiento acelerado de la población, Figura 3.32, el valor máximo de, \hat{N} , depende del tipo de bacterias, de la disponibilidad de otros nutrientes en el sustrato, tales como nitrógeno y fósforo, del nivel de aeración, de la temperatura del medio, y de la posible presencia de compuestos tóxicos, tanto de los existentes en el sustrato, como de los potencialmente aportados por el contaminante. Entre estos últimos cabe citar el plomo en las gasolinas.

El crecimiento acelerado de la población bacteriana, Figura 3.32, se ve frenado, transcurrido un cierto tiempo, por escasez de nutrientes, entre los que se encuentra el contaminante derramado, ya degradado biológicamente en proporciones considerables. Llegado un cierto tiempo, la concentración bacteriana alcanza un valor máximo.

Superado el punto de máxima concentración, Figura 3.32, se incrementa rápidamente la mortalidad de la población bacteriana como consecuencia de la escasez de recursos y de los propios compuestos tóxicos generados.

Las ecuaciones (3.44) y (3.45) pueden utilizarse para describir la mitigación del nivel de concentración de contaminantes y el nivel de población bacteriana, respectivamente, en un volumen de sustrato aislado e invadido por un derrame instantáneo y único. En la Figura 3.32 se indican las evoluciones de estos parámetros con el tiempo.

Las ecuaciones (3.45) y (3.47), por otra parte, serán aplicables a un sistema dinámico en el que el volumen de sustrato considerado se encuentra atravesado por un flujo continuo de fluidos que contienen diversas proporciones de contaminantes.

Uno de los objetivos de las técnicas de vacío es dinamizar el flujo de fluidos en el sustrato, para hacer más eficaz la degradación biológica mediante la aportación intensiva de aire fresco que, al tiempo que garantiza el metabolismo de las bacterias, ecuación (3.42), permite incrementar la vida de la población bacteriana por arrastre de las toxinas generadas en la

función metabólica.

3.9. Migración de contaminantes en fase líquida en acuíferos cautivos

3.9.1. Generalidades

Una parte importante de los acuíferos en suelos detríticos presentan características de cautividad. Esto significa que el flujo de las aguas freáticas se realiza, fundamentalmente, a través de uno o varios estratos de la zona saturada, constituidos por materiales de granulometría sensiblemente más grosera que la de los bancos encajantes de granulometría más fina. Como consecuencia, Figura 3.33, el agua que circula por el acuífero arenoso presentará niveles piezométricos más elevados que los correspondientes a los de los bancos arcillosos encajantes. Dichos niveles dependerán de las condiciones de recarga del acuífero, de las de drenaje, y de las características hidrológicas del mismo: conductividad hidráulica y pendiente.

Arrastrados por las aguas freáticas se pueden desplazar contaminantes infiltrados en el acuífero, aguas arriba del lugar considerado en la Figura 3.33. El acceso del contaminante al acuífero, a partir del punto o área de derrame, pudo tener lugar a través de fisuras en el techo de arcillas, infiltrándose a lo largo de lentejones más permeables del techo arcilloso que ofrezcan heterogeneidad litológica acusada en ciertas zonas o, finalmente, penetrando a través del techo arcilloso cuando la cuantía del derrame permite la formación de un espesor de contaminante, en cuantía suficiente para vencer la presión capilar y la piezométrica del acuífero en su conjunto.

Una vez que un volumen elemental de contaminante, no miscible en el agua, penetra en el acuífero cautivo, queda sometido a los fenómenos hidrodinámicos del mismo que se analizarán en los próximos epígrafes. Conviene señalar que en los análisis no se tendrán en consideración los procesos de la presión capilar ni de la saturación residual por tratarse de un medio de granulometría grosera.

3.9.2. Potenciales y fuerzas actuantes

Un volumen elemental de contaminante no miscible en agua e inmerso en el seno del líquido que discurre por el acuífero cautivo, Figura 3.33, posee un potencial definido por la ecuación:

$$\phi_0 = gz + \frac{p}{\rho_0} \quad (3.51)$$

En la que:

- φ_0 es el potencial por unidad de masa del contaminante.
- g la aceleración de la gravedad.
- z la altura geométrica sobre un plano horizontal de referencia.
- p la presión del medio.
- ρ_0 la densidad del contaminante.

Sobre la citada unidad de masa contaminante se ejerce un esfuerzo impulsor dado por la ecuación:

$$E_0 = -\text{grad } \varphi_0 = g - \frac{1}{\rho_0} \text{ grad } p \quad (3.52)$$

Las magnitudes que intervienen en la fórmula (3.52) son vectoriales, contrariamente a las que entran en (3.51) que son escalares.

El agua del acuífero, por su parte, posee un determinado potencial y está sujeta a la acción de fuerzas impulsoras. Estas magnitudes, escalar y vectorial respectivamente, se expresan por las fórmulas:

$$\varphi_w = gz + \frac{p}{\rho_w} \quad (3.53)$$

$$E_w = -\text{grad } \varphi_w = g - \frac{1}{\rho_w} \text{ grad } p \quad (3.54)$$

Si se despeja, p , de la fórmula (3.53) y se sustituye su valor en la (3.51), se obtiene:

$$\varphi_0 = \frac{\rho_w}{\rho_0} \varphi_w - \frac{\rho_w - \rho_0}{\rho_0} gz \quad (3.55)$$

La ecuación (3.55) expresa el potencial del contaminante en cualquier punto del acuífero en función del potencial, φ_w , del agua y de la elevación z . Las magnitudes ρ_w , ρ_0 y g son constantes.

De la ecuación (3.54), a su vez, se deduce:

$$-\text{grad } p = \rho_w (E_w - g)$$

valor que sustituido en la ecuación (3.52) conduce a la:

$$E_o = g + \frac{\rho_w}{\rho_o} (E_w - g) \quad (3.56)$$

La ecuación (3.56) expresa la fuerza impulsora que actúa sobre la unidad de masa del contaminante, E_o , en función de la que se ejerce sobre la del agua, E_w , y de la gravedad, g .

Con auxilio de la ecuación (3-55) se puede trazar para un acuífero conocido en su geometría y potenciales, ϕ_w , del agua las superficies equipotenciales, $\phi_o = \text{constante}$, para el contaminante. También se deducirán las correspondientes líneas de corriente o de fuerzas dadas por el vector, E_o , de la ecuación (3.56).

Resulta instructivo visualizar las relaciones vectoriales implícitas en la fórmula (3.56). Para ello se ha trazado el diagrama vectorial de la Figura 3.34, que permite determinar gráficamente el vector E_o .

Como se expresa en la ecuación (3.56), E_o es un vector derivado de g y de E_w . El primero g , es la aceleración de la gravedad de dirección y sentido vertical, Figura 3.34. El vector, E_w , que representa la fuerza impulsora por unidad de masa del agua del acuífero presenta la dirección y magnitud del gráfico. El vector, $E_w - g$, se deduce de la Figura 3.34 y multiplicando su módulo por el escalar ρ_w/ρ_o se obtienen gráficamente los vectores componentes de, E_o , el, g , y el $(\rho_w/\rho_o)(E_w - g)$.

Ya que, g , es constante se desprende que E_o es una magnitud vectorial dependiente de la densidad del contaminante y de la fuerza, E_w , que se ejerce sobre la unidad de masa del agua en circulación. Para cualquier valor de ρ_o , si, E_w , es nulo -agua en reposo- E_o será vertical; asimismo, si, E_w , es vertical, también lo será, E_o . En todos los casos en los que, E_w no es nulo ni vertical, E_o , se inclinará hacia la vertical en el sentido de la componente horizontal de, E_w .

Es conveniente analizar para el caso de un acuífero concreto en el que, E_w , presenta un valor determinado en dirección no vertical, los efectos que se derivan de una variación en la densidad, ρ_o , del contaminante. Tal como ha ilustrado en la Figura 3.34, el extremo del vector, E_o , se deslizará a lo largo de la línea definida por el vector $(E_w - g)$. Si la densidad del contaminante, ρ_o , es igual a la del agua, ρ_w , entonces, E_o , coincidirá con, E_w , y el contaminante se

desplazará siguiendo el mismo movimiento del agua. Siempre que el contaminante sea menos denso que el agua, como sucede en los supuestos objeto de este proyecto, el vector, E_o , terminará más allá del extremo del vector $(E_w - g)$ y por tanto se presentará inclinado, con relación a la vertical, en un ángulo inferior al de E_w . Cuando la densidad del contaminante sea muy reducida, aproximándose a cero, como en el caso de los gases generados por degradación biológica en el seno del acuífero, E_o (en este caso E_g) resultará muy elevado y tenderá a tomar una dirección casi paralela al vector $(E_w - g)$.

Si en un mismo punto del acuífero se consideran dos contaminantes diferentes, no miscibles entre sí ni con el agua, estarán sujetos a empujes, E_o y E_o , distintos al del agua, E_w . En la Figura 3.35 se representa vectorialmente este supuesto. Los vectores E_o , E_o y E_w se encuentran en el mismo plano vertical y en la misma dirección en sentido horizontal pero con el mayor ángulo de inclinación para, E_w , intermedio para, E_o , e inferior para, E_o . De acuerdo con esta representación vectorial, los contaminantes de distintas densidades se desplazarán en direcciones diferentes dentro del acuífero.

En la Figura 3.33 se ilustra el caso del desplazamiento conjunto del agua y de las dos contaminantes de distintas densidades en un acuífero cautivo e inclinado. En el caso representado el contaminante de menor densidad se desplaza en dirección y con sentido tal que se registra una componente de sentido contrario al del flujo del agua.

Se deduce, en consecuencia, que dependiendo del valor alcanzado en un acuífero cautivo por el empuje, E_w , y de las direcciones del desplazamiento, E_o , de los contaminantes, función de sus densidades, éstos pueden desplazarse o migrar en sentidos contrarios -aguas arriba- del flujo del agua. La posibilidad de tal migración, en sentido contrario al del flujo del agua, se verá favorecida por contaminantes de baja densidad, acuíferos cautivos de acentuada inclinación, y débiles flujos de agua.

El ángulo de inclinación, θ , del vector E_o con relación a la gravedad, o lo que es similar, con respecto a la vertical, Figura 3.36, se puede obtener analíticamente a partir de la ecuación escalar (3.55) o bien de la vectorial (3.56). La inclinación de la superficie equipotencial, $\theta_o =$ constante, que pasa por el punto de aplicación de E_o , será $t_o\theta$.

Antes de calcular los valores de $t_o\theta$ conviene recordar diversas ecuaciones relativas a la teoría

del potencial. En primer lugar, el potencial, ϕ , tanto del contaminante como del agua, obedece a la expresión general:

$$\phi = gz + \frac{p}{\rho} = gh \quad (3.57)$$

$$E = g - \frac{1}{\rho} \text{ grad } p \quad (3.58)$$

La ecuación (3.57) aplicada a los casos concretos del contaminante y del agua se expresará de las formas siguientes:

$$\phi_o = gh_o \quad (3.59)$$

$$\phi_w = gh_w \quad (3.60)$$

En las que:

- h_o es la altura en metros de una columna de contaminante que equilibrase la presión en el punto considerado.
- h_w la altura en metros de una columna de agua que equilibrase igualmente la presión del agua en el punto considerado.

Se verificarán, asimismo, las ecuaciones siguientes:

$$\phi_o = \frac{\rho_w}{\rho_o} \phi_w - \frac{\rho_w - \rho_o}{\rho_o} gz \quad (3.61)$$

$$h_o = \frac{\rho_w}{\rho_o} h_w - \frac{\rho_w - \rho_o}{\rho_o} z \quad (3.62)$$

La inclinación de la superficie equipotencial del contaminante se expresa por la fórmula:

$$t_{\phi 0} = \frac{d_z}{d_x} = \frac{\frac{\delta h_w}{\delta x}}{\frac{\rho_w - \rho_o}{\rho_w} \frac{\delta h_w}{\delta z}} \quad (3.63)$$

El valor de la inclinación, $t_{\phi 0}$, de la superficie equipotencial del contaminante presenta un valor crítico 0_c . Por debajo del valor crítico, el contaminante, Figura 3.33, se desplazará a contracorriente del flujo del agua en el acuífero cautivo. Por encima del valor crítico, el

contaminante será arrastrado por el agua. En el valor crítico, los vectores E_o y E_w resultan perpendiculares; la interfase entre contaminante y agua es una superficie equipotencial del primro que permanecerá inmóvil y que constituirá una barrera superior al flujo del agua.

Matemáticamente, el valor crítico de la inclinación, θ_c , de la superficie equipotencial del contaminante en el acuífero se expresa por la ecuación:

$$t_g \theta_c = \frac{d_z}{d_x} = \frac{\rho_w}{\rho_w - \rho^o} \cdot \frac{dh_w}{d_x} \quad (3.64)$$

En la que:

- dh_w/d_x , es la variación en la altura piezométrica del agua del acuífero a lo largo de un recorrido d_x medido en dirección horizontal. Por consiguiente, representa la pendiente de las líneas de corriente del agua en el trayecto.

3.9.3. Las trampas de retención de contaminantes en acuíferos cautivos

El contaminante inmerso en el dominio de un acuífero cautivo puede quedar inmovilizado, incluso sin la presencia de heterogeneidades estratigráficas o litológicas, cuando se alcanza, Figura 3.37, el valor crítico de la inclinación, θ_c , de la superficie equipotencial del contaminante en contacto con el agua en circulación.

Las condiciones de equilibrio del lentejón de contaminante de la Figura 3.37, retenida en el techo del acuífero cautivo, al cumplirse la condición impuesta por la ecuación (3.64), resultan en principio inestables y pueden destruirse con relativa facilidad si la superficie piezométrica experimenta variaciones apreciables en su inclinación: por la explotación de pozos, a título de ejemplo.

Un tipo generalizado de trampas de contaminantes, en acuíferos cautivos, obedece a irregularidades estratigráficas en el techo de la formación permeable, tal como se ilustra en la Figura 3.38.

El trazado de las superficies equipotenciales del contaminante en la citada Figura 3.38 se realiza según el método siguiente:

- El potencial del contaminante se expresa por la ecuación:

$$\varphi_o = \frac{\rho_w}{\rho_o} \varphi_w - \frac{\rho_w - \rho_o}{\rho_o} gz$$

según se obtuvo en (3.55)

- Si se convierten los potenciales en una expresión en la que aparezcan las columnas de fluido, dividiendo por, g, los tres miembros de la ecuación anterior, se deduce:

$$h_o = \frac{\rho_w}{\rho_o} h_w - \frac{\rho_w - \rho_o}{\rho_o} z \quad (3.65)$$

Si se hace:

$$u = \frac{\rho_w}{\rho_o} h_w \quad (3.66)$$

$$v = \frac{\rho_w - \rho_o}{\rho_o} z \quad (3.67)$$

se verificará:

$$h_o = u - v \quad (3.68)$$

Se desprende, por consiguiente, que el conocimiento en los puntos del acuífero de, h_w y z , permitirá determinar, u y v , por aplicación de las ecuaciones (3.66) y (3.67), y, finalmente, h_o , por la ecuación (3.68). Este es el método seguido en la Figura 3.38 para el trazado de las equipotenciales del contaminante que cumplen la condición: $h_o = \text{constante}$.

La presencia en el acuífero con irregularidades estratigráficas de dos contaminantes inmiscibles, tales como un hidrocarburo y gas puede originar el tipo de trampas que se ilustran en la Figura 3.39. Se observará la distinta inclinación o pendiente de las equipotenciales de ambos fluidos con relación al agua.

Otro tipo de trampas de contaminantes, asimismo muy frecuentes en los acuíferos cautivos, son las originadas por heterogeneidades litológicas laterales en la formación permeable. En la Figura 3.40 se ilustra como la presencia en el acuífero de un lentejón de arenas más finas se traduce en una variación de, h_w , que, a su vez, y de acuerdo con la ecuación (3.65) modifica las equipotenciales φ_o del contaminante y provoca la formación de una bolsa o trampa aguas abajo de la irregularidad litológica.

4. METODOS CONVENCIONALES DE TRATAMIENTO DE LA CONTAMINACION

4.1. Generalidades

Desde el momento en el que se detecta el derrame de un contaminante se deben adoptar medidas de control de la fuente cuyo primer objetivo estriba en acabar lo antes posible con los vertidos. Tales medidas consisten, en la mayoría de los casos, en: el sellado o taponamiento de fisuras o poros de los depósitos y redes de productos; el trasiego de los productos a depósitos estancos; el cierre de válvulas defectuosas que se repasan; y, finalmente, la formación de barreras superficiales o subterráneas tendentes a confirmar, en la medida de lo posible, la dispersión de los contaminantes vertidos.

En casos extremos, las instalaciones que almacenan productos contaminantes, bien por su antigüedad o por defectos constructivos se convierten en fuentes permanentes de contaminación de suelos y de las aguas superficiales y subterráneas. Cuando la corrección de defectos se haga problemática o insegura, la medida aconsejable puede llegar a ser la clausura definitiva de la instalación y su desactivación total, con la retirada completa de los productos almacenados.

Los problemas de los que se hace referencia en los dos apartados que anteceden, así como cuestiones que les preceden en el tiempo, tales como las medidas preventivas o de seguridad, tanto en el proyecto como en la explotación de instalaciones, quedan fuera del alcance de este proyecto. El análisis se limitará pues, en lo que sigue, a los métodos de tratamiento convencionales de suelos y acuíferos contaminados por derrames de los productos químicos incluidos en el proyecto o de características físico-químicas similares.

Las tecnologías a analizar en este Capítulo, para el tratamiento de suelos y acuíferos contaminados, se circunscriben pues a los métodos operativos siguientes:

- Recuperación del contaminante.
- Tratamiento de las aguas contaminadas.
- Tratamiento de los suelos contaminados.

4.2.1. Recuperación del contaminante

Debido a que los tipos de contaminación son extraordinariamente diversos, el método de recuperación debe proyectarse para cada caso concreto. Como paso previo al diseño del método resulta preciso realizar una investigación del área para determinar, de la forma más completa posible, cuestiones tales como la cantidad y características de los derrames, y las características hidrogeológicas del área afectada.

Una descripción general de los métodos de recuperación potencialmente aplicables se

encuentran en la referencia (21), en la que también se basan los análisis incluidos en la referencia (18). En lo que sigue se exponen estos métodos convencionales con indicación de sus ventajas, inconvenientes y limitaciones.

4.2.2. Zanjas de intercepción y recuperación

En los casos en que el nivel freático se encuentre relativamente somero, como se ilustra en las Figuras 4.1. y 4.2., los contaminantes pueden contenerse y recuperarse mediante zanjas o trincheras, excavadas en sentido normal al de desplazamiento de las aguas freáticas.

El sistema de recuperación en zanjas presenta como ventajas las de que los equipos de excavación y los materiales necesarios se encuentran fácilmente en la localidad, la instalación es muy simple, y la puesta en funcionamiento rápida.

La aplicación de un sistema de recuperación en zanjas exige la satisfacción de los requisitos siguientes:

- La zanja debe extenderse, en sentido longitudinal y normal al flujo de las aguas freáticas, lo suficiente como para interceptar en su totalidad el paso del contaminante desde el área afectada.
- El sistema debe equiparse con bombas de funcionamiento continuo. De lo contrario, el contaminante acumulado desbordará la barrera creada por la zanja.
- En el talud de la zanja, aguas abajo en el sentido de la corriente, debe montarse una barrera impermeable al paso de los contaminantes en tanto que, en profundidad, permita la circulación del agua del acuífero.

Los equipos de bombeo, para recuperación del contaminante, pueden ser de dos tipos. El primero, Figura 4.1, aspira mediante un desnatador sólo la capa superficial de contaminante; ofrece la ventaja de extraer únicamente un volumen reducido de agua y, como inconveniente la necesidad de prolongar el tiempo de recuperación dado que el contaminante se desplazará muy lentamente como consecuencia del débil gradiente hidráulico.

Quando se emplea una bomba, Figura, 4.2, se acelera el proceso de recuperación, como consecuencia de operar bajo mayores gradientes hidráulicos. Sin embargo, se tropezará con el inconveniente de la necesidad de tratar volúmenes de agua de mayor consideración, que pueden incluir

concentraciones inaceptables de contaminantes en disolución o en suspensión. A este respecto hay que señalar que las bombas centrifugas provocan en su funcionamiento un batido muy intenso del contaminante en el agua que da lugar, posteriormente, a dificultosas operaciones de separación.

El cumplimiento de los requisitos enunciados en lo que precede constituye el inconveniente principal de los sistemas de recuperación de contaminantes en zanjas o trincheras.

En la práctica, el sistema de recuperación en zanjas puede adolecer de diversos tipos de limitaciones entre los que interesa señalar:

- Si el nivel freático se encuentra a profundidades de medias a elevadas, a partir de unos 4 metros y, como consecuencia, el sustrato impermeable hasta el que conviene excavar la zanja, para impedir la migración de contaminantes por debajo del nivel de su fondo en épocas de sequía, la excavación resultará muy costosa y también el mantenimiento del sistema. El problema se complica, asimismo, cuando la contaminación alcanza un área de dispersión notable que obliga a excavaciones de considerable longitud.
- Las excavaciones de zanjas pueden tropezar con imposibilidades de ejecución derivadas de la existencia, en los lugares adecuados para la implantación del sistema, de edificaciones, vías de comunicación, conducciones subterráneas tanto públicas como de la propia instalación, etc.

4.2.3. Drenes de recuperación

En ciertos casos, como cuando se presentan dificultades para mantener abiertas las zanjas de intercepción, tanto por inestabilidad de los taludes, o bien por obstaculizar servicios y vías de comunicación, el sistema de drenaje puede resultar una alternativa viable al de las zanjas, aunque su implantación exija la interrupción temporal de vías y servicios. En el sistema de drenes, Figura 4.3, se precisa realizar una excavación hasta alcanzar el sustrato impermeable. Posteriormente, se instala una tubería ranurada o perforada, protegida con un filtro selectivo, la trinchera se rellena y se reconstruye el perfil original del suelo.

Los drenes se pueden ramificar para incrementar la eficiencia del sistema de recuperación, tal como se muestra en la Figura 4.4.

El sistema de drenaje debe proyectarse de manera tal que el tubo poroso no se vea completamente

inundado, incluso en los supuestos de intensa pluviometría. En caso de inundación el dren perdería su eficacia como barrera y el contaminante lo desbordaría arrastrado aguas abajo por las aguas freáticas.

El sistema de drenaje debe completarse con un sistema de recogida de derrames como un pozo o una balsa de decantación. Estas cuestiones serán analizadas con mayor detalle en posteriores epígrafes.

En algunos casos, cuando las instalaciones industriales en las que se provocaron derrames están provistas de redes hidráulicas subterráneas, por ejemplo para evacuación de aguas pluviales y de saneamiento del área, y si las condiciones hidrogeológicas de la zona resultan propicias, se dispone ya de una red aprovechable para la recuperación de los contaminantes aunque con ciertas imperfecciones y en parte incompleta.

Las cicatrices abiertas en el terreno para el montaje de redes de evacuación de aguas pluviales por tuberías, si profundizan hasta el nivel freático, constituyen un sistema de drenaje eficaz en la mayoría de los casos ya que, aunque la excavación se haya rellenado con posterioridad a la colocación de las tuberías, persiste una zona de permeabilidad a la que accederán los contaminantes, arrastrados por el gradiente hidráulico provocado por la canalización subterránea y penetrarán en esta última a través de porosidades o juntas defectuosas entre tubos.

Las redes de drenaje de aguas freáticas, construidas en algunas instalaciones industriales para saneamiento del terreno, constituyen, en ciertos casos, sistemas de drenaje de los contaminantes muy apropiados para su recuperación.

Como norma general, cualquier zanja o trinchera abierta en una instalación para albergar canalizaciones de todo tipo, constituye en potencia un dren, aunque ciego si la excavación fue posteriormente rellenada. La eficacia de este dren artificial dependerá de su relación con el nivel freático del área.

El aprovechamiento de estos sistemas artificiales de drenaje para recuperación de contaminantes requiere, como en el supuesto de sistemas específicamente construidos para esta finalidad, el concurso de pozos de recogida o de balsas de decantación.

4.2.4. Pozos

Los pozos constituyen el método más generalizado para recuperar los derrames de contaminantes retenidos en el sustrato, en sentido vertical, por las aguas freáticas. Si se proyectan y operan acertadamente, pueden resultar más eficientes y económicos que los sistemas alternativos de zanjas o drenes, especialmente en los supuestos de niveles freáticos relativamente profundos y de ausencia en el área afectada de drenes artificiales potencialmente utilizables.

Los pozos pueden emplearse, Figura 4.5, tanto para extraer los contaminantes o el agua contaminada, como para restituir al acuífero las aguas extraídas una vez depuradas. Con la restitución se trata de evitar el empobrecimiento de la capacidad de producción del acuífero, por una parte, y al mismo tiempo ~~acele~~ ^{la} eficiencia de la recuperación, por incremento de la capacidad de arrastre de contaminantes por las aguas favorecida por la elevación, provocada artificialmente, de los gradientes hidráulicos en las zonas de influencia de los pozos de recuperación.

Las técnicas y procedimientos que se emplean normalmente en los sondeos para explotación de aguas resultan aplicables a los pozos para recuperación de contaminantes, aunque se deben introducir algunas modificaciones, como se ilustra en las Figuras 4.6, 4.7 y 4.8, cuando se adopta este sistema convencional.

En primer lugar, la longitud de la camisa o tubo de acero, perforada o ranurada, debe ser mayor en un pozo de recuperación que en el de agua, superando la cota del nivel freático en ausencia de bombeo. Si el tramo ranurado del tubo se dispone por debajo, los contaminantes que flotan sobre el agua no podrán penetrar en el pozo, quedando retenidos externamente por sus paredes hasta que se acumulen en espesor suficiente para deprimir la interfase contaminante-agua hasta el nivel superior del área ranurada del tubo.

Otro aspecto importante en el diseño de los sondeos o pozos de recuperación estriba en las características de la zona ranurada de la tubería. La solución más ventajosa, desde el punto de vista hidráulico, es el empleo de un tamiz continuo de alambre, de modo que la sección de paso de los fluidos desde el terreno hasta el interior del pozo resulte maximizada. Cuando por razones mecánicas, como sucede en la mayoría de los terrenos granulíticos sueltos, se desee proteger el espacio interior del pozo con un tubo de acero rígido, se puede adoptar una solución de compromiso recurriendo a un tubo de grandes

ranuras, revestido exteriormente por un tamiz de alambre de malla fina. La experiencia demuestra que los contaminantes hidrocarburados proporcionan un buen medio para el crecimiento de bacterias que pueden acelerar el atascamiento o colmatación de los filtros que rodean el pozo.

El tubo ranurado o el tamiz de alambre del pozo debe protegerse exteriormente, del contacto directo con el terreno, con un filtro selectivo de material granular (gravilla) uniforme, de modo que se obtenga la mayor permeabilidad posible al tiempo que se impide la penetración de arenas y limos en los periodos de bombeo.

La elección de un sistema de recuperación por pozos y de los equipos de bombeo dependerá de las condiciones hidrogeológicas, del volumen y extensión de los derrames, y de las posibilidades de emplear pozos preexistentes en los procesos de intercepción y recuperación.

El sistema más simple, Figura 4.6, consiste en utilizar un sólo pozo equipado con una bomba. Es el método que exige la menor inversión y no requiere el montaje de instrumentos de control complicados que se limitan a un interruptor por niveles de máximo y mínimo del fluido en el interior del pozo. Si se trata de un acuífero de moderada transmisividad, se pueden utilizar sondeos de reducido diámetro, de 6 a 10 pulgadas. Si el volumen y espacio superficial afectados por los derrames de contaminantes son de dimensiones considerables se pueden perforar y operar varios pozos de este tipo.

El sistema de intercepción y recuperación por pozos simples ofrece, no obstante, diversos inconvenientes. El primero, es la necesidad de instalar en superficie separadores agua-contaminante que en ciertos casos deben disponer de volúmenes considerables; el segundo, es que la eficiencia del pozo se reduce al efectuarse las extracciones de manera cíclica, entre un máximo y un mínimo de nivel; por otra parte, la bomba, generalmente del tipo centrífugo, produce una agitación y emulsión muy energética, entre el contaminante y el agua, lo que da como resultado problemas en la separación posterior. El método de pozo simple puede conducir, finalmente, a contaminar grandes volúmenes del agua extraída al favorecer la disolución de compuestos solubles. Por las anteriores consideraciones, el método de pozo ó pozos con bomba única, pese a su sencillez, resulta poco aconsejable en gran número de casos en los que es preciso velar por la calidad del agua evacuada del separador.

Como primera alternativa al sistema precedente se encuentra, Figura 4.7, el procedimiento de

utilizar dos pozos contiguos, equipados con sus correspondientes bombas y elementos de control. El pozo principal, de mayor profundidad y diámetro, es el del agua y realiza la función de rebajar el nivel freático creando el cono de depresión apropiado. El pozo auxiliar se destina a la recuperación del contaminante, procurando extraer en él un reducido o nulo caudal de agua.

El sistema de doble pozo permite obtener mejores eficiencias en la recuperación ya que la depresión del acuífero y, consecuentemente los gradientes hidráulicos, se pueden mantener en los niveles más altos tolerados por la capacidad del acuífero. No obstante, se deben adoptar precauciones para evitar una acumulación excesiva de contaminante, Figura 4.7, en el pozo de agua, lo que originaría una descarga de agua contaminada; para ello han de montarse controladores electrónicos que paren la bomba de agua en los casos necesarios.

El sistema más generalizado de intercepción y recuperación por pozos es el que se ilustra en la Figura 4.8, y se basa en equipar cada pozo del sistema con dos bombas. La inferior, o bomba de agua, se instala próxima al fondo del pozo y tiene por objetivo crear el correspondiente cono de depresión del acuífero para atraer a su interior los contaminantes que flotan sobre el agua. La superior, o bomba de contaminante desempeña la misión de recuperar selectivamente el producto contaminado procurando arrastrar la menor cantidad de agua.

El sistema de pozo único con dos bombas ofrece las mayores ventajas de entre los métodos convencionales. La eficiencia del sistema puede optimizarse, respetando las limitaciones impuestas por la estabilidad de la explotación del acuífero. Los productos obtenidos, agua y contaminante, pueden presentar la suficientemente pureza como para que resulten directamente aprovechables, sin necesidad de ulteriores operaciones de separación. El empleo de los actuales equipos de control electrónico ofrece la oportunidad de conseguir un alto nivel de automatización del sistema.

Como principales inconvenientes del sistema, Figura 4.8, hay que señalar la necesidad de contar con sondeos de grandes diámetros, en términos relativos, para permitir el montaje de dos bombas. El equipo de controladores electrónicos presenta un alto coste, y precisan de operaciones periódicas de mantenimiento por especialistas. La puesta en marcha inicial del sistema suele presentar algunas dificultades hasta que se consigue ajustar el caudal de agua adecuado para estabilizar el nivel en el pozo y la altura de la interfase contaminante-agua.

Los productos contaminantes contemplados en este proyecto se caracterizan por ser combustibles, inflamables y corrosivos para los materiales que entran, en ocasiones, en la fabricación de los equipos utilizados normalmente en las operaciones de bombeo del agua. En el diseño de los sistemas de intercepción y recuperación de contaminantes se deben tener en cuenta diversas medidas de seguridad, entre las que cabe destacar las siguientes:

- Todos los componentes que puedan entrar en contacto con el agua deberán ser resistentes a los hidrocarburos. Habrá de desecharse el empleo de materiales plásticos, elastómeros, etc., atacables por los hidrocarburos.
- Los cables eléctricos de alimentación de las motobombas deberán adaptarse a las normas de seguridad que afectan a los ambientes explosivos.
- Los componentes de la instalación habrán de ser herméticos y antideflagrantes.

En la excavación de zanjas y en la profundización de pozos se habrán de adoptar, asimismo, medidas de seguridad adecuadas. En especial se debe controlar la presencia de canalizaciones eléctricas o de productos en el subsuelo y evitar el uso de herramientas que desprendan chispas.

4.3.1. La necesidad del tratamiento de las aguas contaminadas

Las aguas extraídas por los distintos sistemas de intercepción y recuperación contienen, en la mayor parte de los casos, porcentajes variables de contaminantes, tanto en suspensión como en disolución, que las hacen inapropiadas para su utilización directa; tampoco pueden restituirse al acuífero del que fueron tomadas, ni verterse a los ríos o al mar sin una depuración previa.

Salvo en ocasiones como las que se ilustran en las Figuras 4.7 y 4.8, en las que se puede efectuar una extracción eficaz y selectiva del contaminante y en las que las aguas de fondo pueden diluirse en grandes cursos de agua, en términos relativos, en la mayor parte de los casos, las aguas derivadas de acuíferos contaminados deben tratarse previamente a su vertido en cauces públicos, en el mar, o de ser destinadas al consumidor final.

Algunos ejemplos de tratamiento ya se han puesto de manifiesto, gráficamente, en las Figuras 4.1., 4.2. y 4.6, con la denominación genérica de separador agua-contaminante. Estas unidades de separación se pueden basar en procesos diferentes

e, incluso, en la yuxtaposición de diversos procesos, en función de la calidad o pureza exigida a las aguas derivadas de las mencionadas unidades, antes de que sea posible asignarles un destino definitivo. En los epígrafes que siguen se analizan los procedimientos básicos de tratamiento de las aguas contaminadas extraídas de los distintos sistemas de intercepción y recuperación.

4.3.2. Fundamentos de los separadores por gravedad

El funcionamiento de los separadores o decantadores se basa en la diferencia de densidades entre los contaminantes no solubles y el agua. En los procesos de decantación la única fuerza que actúa sobre los fluidos a separar es la gravedad. Por dicho motivo, estas técnicas de separación resultan generalmente sencillas y de coste moderado.

La decantación de los contaminantes no solubles y menos densos que el agua se produce por el desplazamiento, en sentido ascendente, de las partículas en el agua. El estudio teórico del movimiento de las gotas de un líquido no miscible en el seno del agua puede encontrarse en la bibliografía, (5) y (28).

Sobre una gota de líquido no miscible, inmerso y moviéndose en el seno del agua, actúan tres fuerzas:

- La de la gravedad, en sentido vertical descendente.
- La de flotación, en sentido ascendente.
- La de razonamiento, en sentido vertical descendente.

Como consecuencia, la gota de líquido no miscible adquiere una velocidad ascensional U_1 uniforme al equilibrarse las tres fuerzas actuantes.

La velocidad U_1 se conoce como velocidad ascensional límite y se expresa por la ecuación:

$$U_1 = \frac{g D^2 (\rho_a - \rho_o)}{18\mu} \quad (4.1)$$

En la que:

- g es la aceleración de la gravedad.
- D el diámetro de la gota supuesta esférica
- ρ_a la densidad del agua.

- ρ_0 la densidad del contaminante.
- μ la viscosidad dinámica del agua.

Todas las magnitudes que intervienen en la fórmula (4.1.) deben expresarse en un sistema coherente de unidades de medida.

En la Figura 4.9, se ilustra un esquema de un separador liquido-liquido, con objeto de facilitar el cálculo teórico de una unidad ideal. Este tipo de unidad se caracteriza porque el agua se mueve a velocidad uniforme, U_w , en todo el espacio, y, además porque no se generan interacciones entre las gotas de contaminante. Entre estas interacciones cabe señalar la coalescencia o aglomeración de gotas.

Si, t , es el tiempo necesario para que la gota de contaminante ascienda una altura, h , Figura 4.9, en el seno del agua, se verificará:

$$t = \frac{h}{U_1} \quad (4.2)$$

La sustitución en (4.2) del valor de U_1 dado por (4.1) conduce a la expresión:

$$t = \frac{18 \mu h}{g D^2 (\rho_a - \rho_0)} \quad (4.3)$$

Por otro lado, la distancia horizontal, L , recorrida por la gota arrastrada por el agua, en el tiempo, t , será:

$$L = t U_w = \frac{h U_w}{U_1} \quad (4.4)$$

Sustituyendo en (4.4) el valor de, U_1 , dado por (4.1) se obtiene:

$$L = \frac{18 \mu h U_w}{g D^2 (\rho_a - \rho_0)} \quad (4.5)$$

Si se supone que el separador es un paralelepípedo rectangular de ancho, l , el caudal de agua contaminada que lo recorre tendrá por expresiones:

$$Q = h l U_w = s U_w \quad (4.6)$$

$$Q = h l \frac{L}{h} U_1 = S U_1 \quad (4.7)$$

En la fórmula (4.6), s , es la sección transversal del separador y en (4.7), S , es la superficie del

fondo. Se habrán de utilizar para Q , s , y S unidades de un sistema de medida coincidente con el de las restantes magnitudes.

Si se conoce el caudal, Q , y la velocidad, U_1 , se podrá calcular la superficie de fondo, S , del separador. La altura, h , se puede tomar arbitrariamente, aunque conviene que, U_1 , no sea muy elevada para evitar remolinos y turbulencias, como consecuencia del rozamiento del fluido en las paredes del separador, capaces de volver a mezclar las gotas del contaminante. Es conveniente, además, que a la salida del separador la altura de los contaminantes decantados resulte lo suficientemente elevada para que se pueda retirar fácilmente la fase de contaminante superpuesta al agua.

Las fórmulas teóricas (4.1) a (4.7) que anteceden se basan en diversas simplificaciones por lo que únicamente sirven para establecer, con carácter aproximado, las condiciones del separador. En las fórmulas mencionadas no se tienen en cuenta los factores siguientes:

- Las gotas de contaminantes dispersas en el seno del agua no presentan formas esféricas, lo que resulta preciso para establecer la fórmula (4.1).
- Las gotas tienen en la práctica dimensiones muy diferentes. Cuando la concentración en contaminante va siendo más elevada, las gotas de mayor diámetro ascienden con mayor rapidez que las más finas a las que pueden absorber o aglomerar en sus trayectorias.
- La velocidad, U_1 , no es, en ningún caso, uniforme o constante a lo largo de la sección del separador normal al flujo de la corriente.

En la práctica, el tiempo de separación agua-contaminante puede superar, sensiblemente, al deducido de las fórmulas anteriores. Por otra parte, en separadores continuos que deben funcionar automáticamente, resulta forzoso adoptar coeficientes de seguridad razonables. En los epígrafes que siguen se analizan los principales tipos de separadores por gravedad susceptibles de emplearse en el tratamiento físico de aguas contaminadas.

4.4.4. El vaso florentino

Es un sistema de separación en continuo, Figura 4.10, que se construye normalmente con un depósito cilíndrico al que se conducen las aguas contaminadas, por un extremo, y al que se acoplan dos conductos de evacuación, por el otro. Por el

conducto, 1, conectado al fondo de la extremidad final se evacua el agua y por el, 2, el contaminante.

Para que el conducto, 1, de evacuación del agua no actúe como sifón es preciso establecer una conexión de equilibrado de presiones tal como se indica en la Figura 4.10. Un nivel colocado exteriormente y fabricado en tubo de vidrio transparente permite observar la posición de la interfase agua-contaminante.

Si se toma la interfase, Figura 4.10, como nivel de referencia y se designa por h_1 y h_2 las cotas de evacuación de contaminante y agua, respectivamente, se tendrá:

$$h_1 \rho_1 = h_2 \rho_2 \quad (4.3)$$

ecuación en la que, ρ_1 y ρ_2 , son las densidades del contaminante y del agua, respectivamente.

El nivel de la interfase debe situarse, como mínimo, a unos 20 cm. por encima de la generatriz inferior del recipiente; un espacio similar debe quedar libre sobre la superficie del producto en el depósito. Estas consideraciones, junto con el tiempo de permanencia del producto en el depósito, deducido de la ecuación (4.3), e introduciendo un razonable coeficiente de seguridad, permiten calcular las dimensiones finales del depósito: diámetro y longitud.

El sistema de tratamiento convencional en vaso florentino resulta apropiado para el tratamiento continuo o semicontinuo de aguas contaminadas en sistemas tales como los que se ilustran gráficamente en las Figuras (4.1), (4.2) y (4.5). Asimismo, resulta posible la yuxtaposición de varias unidades en serie, tanto para el tratamiento de las aguas como de la fase contaminada de la primera unidad, cuando se persigue mayor seguridad o pureza en los efluentes finales generados por el sistema de tratamiento de las aguas contaminadas.

4.3.4. Las balsas de decantación

Los cálculos detallados de las balsas de decantación para las aguas efluentes de una instalación de refino de petróleos resultan aplicables, en principio, con las necesarias adecuaciones, a los sistemas de tratamiento de las aguas contaminadas, extraídas por los sistemas de recuperación y contemplados en este proyecto.

En lo que sigue se exponen las bases de cálculo de las dimensiones de las balsas de decantación de las aguas contaminadas por hidrocarburos, según

las normas "API. Manual on disposal of refinery wastes".

En lo que respecta a la fórmula (4.1) que determina la velocidad límite ascensional, el API ha elegido, después de numerosos ensayos experimentales, un diámetro medio de gotas de 0,015 cm. En estas condiciones la velocidad límite se expresa por la ecuación:

$$U_1 = 0,0123 \frac{\rho_a - \rho_o}{\mu} \quad (4.9)$$

Las dimensiones de, U_1 , vendrán en cm/s si se elige el sistema CGS para las unidades de medida.

Las dimensiones h , l y L de la balsa de decantación, Figura 4.9, deben ajustarse a las restricciones siguientes:

- Valores límites de la velocidad, U_x , de circulación horizontal.

$$U_x < 1,5 \text{ cm/s}$$

$$U_x < 15 U_1$$

y deberá elegirse el menor de ambos valores.

- Tiempo de permanencia del agua en la balsa:

$$\geq 1 \text{ hora}$$

- Limitaciones en la sección de la balsa:

$$s = l h < 6 \times 2,5$$

$$h/l > 0,3$$

- Factor de corrección del caudal:

$$S = L l = K \frac{Q}{U_1} \quad (4.10)$$

El factor de corrección del caudal, K , dado por la fórmula (4.10), se introduce para compensar las turbulencias y los recorridos preferenciales del agua contaminada en el interior de la balsa. El valor de K es función de la relación de velocidad, U_x/U_1 , y se obtiene gráficamente de la Figura (4.11). La introducción del factor, K , siempre superior a la unidad, se traduce en un incremento de las dimensiones de las magnitudes de L y l según la fórmula (4.10).

La balsa de decantación se representa esquemáticamente en la Figura 4.12. Tras el colector de entrada del agua contaminada se encuentra una cámara de reparto coronada por un

distribuidor. Este se compone de una serie de tamices o de un lecho de materiales de reducida granulometría que realizan la función de favorecer la coalescencia o aglomeración de las gotas más finas del contaminante; de esta manera se rebaja el valor de, K , y se eleva la eficacia de la recuperación.

La balsa de decantación se equipa con compuertas que permiten regular el caudal del agua a tratar y también aislar la unidad para efectuar su limpieza. Los contaminantes que flotan sobre la superficie del agua se recogen por medio de un desnatador, constituido por un tubo horizontal giratorio al que se le secciona un segmento de 90° en toda la longitud transversal de la balsa. La fase contaminante se evacua a través del tubo a un depósito contiguo.

Las balsas de decantación constituyen, en los sistemas convencionales, un procedimiento de tratamiento en continuo de las aguas contaminadas aplicable con carácter general a las aguas recuperadas en los sistemas de zanjas, drenes y pozos.

4.3.5. Fundamentos de los sistemas de aeración

Los sistemas de aeración consisten en insuflar el aire atmosférico en el agua contaminada. Los procesos de aeración tienen por finalidad extraer, con auxilio del aire, los contaminantes contenidos en el agua. La eficacia de estos sistemas depende estrechamente de la volatilidad de los contaminantes disueltos o suspendidos en el agua aireada; también es función de las características del sistema y de las de los productos contaminantes.

La teoría de la aeración o "stripping" se ha desarrollado fundamentalmente basándose en procesos de la tecnología del refino de petróleos y, de modo particular, en el funcionamiento de las torres o columnas de relleno, Figura 4.13.

En la torre de aeración el agua contaminada entra por la alimentación (2) y se distribuye por una bandeja perforada (3), de modo uniforme, a la sección de la columna. El aire se sopla por (1) y se distribuye, asimismo de manera uniforme, sobre la sección de la columna a través de un plato perforado (5). El aire, más o menos saturado de contaminante y de vapor de agua sale por (1') en tanto que el agua tratada se evacua por (2'). Entre los platos (3) y (5) la columna se rellena con materiales que presentan una gran superficie específica, elevado índice de vacíos, y reducido peso.

Los cálculos detallados de torres de aeración se encuentran en la bibliografía (29). Sus aplicaciones a casos concretos de descontaminación se pueden consultar en las referencias (18), (30) y (31).

La ecuación general que cuantifica la recuperación de contaminantes en una torre de aeración es la siguiente:

$$Z = \frac{L}{A} \times \frac{\ln \left[\frac{c_1}{c_e} - \frac{LRT}{GH} \left(\frac{c_1}{c_e} - 1 \right) \right]}{K_1 a \left(1 - \frac{LRT}{GH} \right)} \quad (4.11.)$$

en la que:

- Z es la altura del relleno de la torre (m).
- L el caudal de agua de alimentación (m³/minuto)
- A el área de la sección transversal de la torre (m²)
- G El caudal de aire insuflado (m³/minuto).
- H el coeficiente de Henry (m³.atm/mol).
- R la constante universal de los gases (8,206 x 10⁻⁵ m³.atm/mol.K).
- T la temperatura del aire (K).
- C₁ la concentración de contaminante en el agua afluente (mol/m³).
- C_e la concentración de contaminante en el agua efluente (mol/m³).
- K₁ el coeficiente global de transferencia de masa referido a la fase líquida (mol/min.m².mol/m³).
- a el área interfacial efectiva del relleno por unidad de volumen (m²/m³).

La ecuación (4.11) se puede expresar, reagrupando términos, de la forma siguiente:

$$K_1 a \frac{ZA}{L} \left(1 - \frac{LRT}{GH} \right) = \ln \left[\frac{c_1}{c_e} \left(1 - \frac{LRT}{GH} \right) + \frac{LRT}{GH} \right] \quad (4.12)$$

El término K_{1a} es un coeficiente de transferencia de masa cuya dimensión es min^{-1} . Su magnitud depende de la temperatura, de los caudales de agua y aire, y de las características del relleno de la torre.

De la ecuación (4.12) se desprende que llevando a un sistema rectangular de coordenadas cartesianas los valores de:

$$\ln \left[\frac{c_1}{c_a} \left(1 - \frac{\text{LRT}}{\text{GH}} \right) + \frac{\text{LRT}}{\text{GH}} \right] \text{ al eje de ordenadas, y}$$

$$\frac{2A}{L} \ln \left(1 - \frac{\text{LRT}}{\text{GH}} \right) \text{ al de abscisas.}$$

K_{1a} , será la pendiente de la recta representativa de la función (4.12).

Los valores de K_{1a} se pueden deducir de ensayos experimentales. La magnitud del coeficiente, H, de Henry de no encontrarse en la bibliografía puede deducirse de la fórmula:

$$H = \frac{P}{SRT} \quad (4.13)$$

en la que:

- P es la presión del vapor del contaminante.
- S la solubilidad molar del contaminante.
- R la constante universal de los gases
- T la temperatura absoluta del aire.

Una cuestión importante en la operación de las torres de relleno, (Figura 4.13), es el cálculo de la pérdida de carga o de presión del aire en su recorrido por la columna y en contracorriente con el agua.

Si en una torre de relleno se incrementa progresivamente el caudal del aire, permaneciendo constante el del agua, la pérdida de carga aumenta gradualmente. A caudal de agua nulo, la variación de la pérdida de carga, Δp , del aire en la columna, en función del caudal de aire, G, se puede representar por una recta, Figura 4.14, en un gráfico de coordenadas cartesianas logarítmicas.

Para un caudal de agua determinado, la pérdida de carga del lado del aire presenta la misma forma rectilínea, hasta valores débiles del caudal del

gas, ya que, Δp , resulta proporcional al cuadrado de la velocidad del aire.

A partir de un cierto valor del caudal de aire, G , Figura 4.14, se observa un cambio pronunciado en la forma de la curva que representa el Δp (puntos A_1 y A_2). La fricción o rozamiento del aire sobre el agua frena el descenso de esta última a través de la columna, lo que disminuye, a su vez, el espacio libre disponible para el flujo del gas. Esta primera discontinuidad (puntos A) en la evolución de, p , se corresponde con lo que se denomina punto de carga de la torre.

Si continúa aumentando, G , a partir del punto de carga, la pérdida de presión del aire se eleva más rápidamente hasta llegar a un segundo punto de discontinuidad B, llamado punto de inundación. Para valores de G superiores a los correspondientes a los puntos B, el agua no puede fluir a través del relleno y se acumula en la cabeza de la columna. El caudal G correspondiente a los puntos B es el máximo compatible con el funcionamiento normal de la torre.

La variación del, Δp , por debajo de los puntos de carga A de una torre de relleno se puede estimar con la ayuda de la fórmula de Leva:

$$p = \alpha \times 10^{24} \frac{G^2}{\rho_a} \quad (4.14)$$

en la que:

- Δp es la pérdida de carga en mmHg por metro de altura de relleno.
- L el caudal de agua en $\text{Kg/m}^2 \times \text{s}$
- G el caudal del aire en $\text{Kg/m}^2 \times \text{s}$.
- ρ_a la densidad del aire en Kg/m^3 .

Los coeficientes, α y β , son característicos del tipo de relleno de la torre. A título orientativo se recogen en la Tabla 4.1 algunos de estos valores para materiales usuales de relleno que presentan las superficies específicas y ofrecen espacios vacíos que se señalan.

En lo que se refiere a la estimación de los puntos de inundación de la torre, β en la Figura 4.14, se puede aplicar el método de Sherwood para rellenos desordenados. El método se basa en una correlación gráfica entre los grupos:

$$A = \frac{U^2 a \psi}{g \Sigma^3} \left(\frac{\rho_a}{\rho_L} \right) \mu_L^{0.2} \quad (4.15)$$

$$B = \frac{L}{G} \sqrt{\frac{\rho_a}{\rho_L}} \quad (4.16)$$

en las que:

- U es la velocidad del aire en la inundación supuesta vacía de la torre.
- a la superficie específica del relleno.
- Σ el índice de vacíos del relleno.
- L el caudal másico del líquido.
- G el caudal másico del aire.
- ρ_L la densidad del líquido.
- ρ_a la densidad del aire.
- μ_L la viscosidad del líquido en centipoises.
- g la aceleración de la gravedad.

El método de Sherwood[~] es aplicable a líquidos distintos del agua en cuyo caso el grupo A (4-15) viene afectado por el factor de corrección, ψ , dado por:

$$\psi = \frac{\rho_{H_2O}}{\rho_L}$$

en la ρ_{H_2O} y ρ_L son, respectivamente, las densidades del agua y del líquido que se considere.

Para la aplicación del método se calculan previamente los valores de los grupos A y B, fórmulas, (4.15) y (4.16), y se utiliza posteriormente el gráfico de la Figura 4.15.

4.3.6. Otros sistemas de aeración

El método de las torres de relleno puede ser sustituido por sistemas de burbujeo. En la Figura 4.16 se ilustra un depósito de aeración para el tratamiento de aguas contaminadas. Conceptualmente, el sistema presenta algunas analogías con las torres de relleno, ya que se base en reemplazar el material poroso, más o menos

saturado de agua, por un lecho de agua atravesado por burbujas de aire. En el caso de la Figura 4.16, los flujos de agua y aire se disponen en corrientes cruzadas. También son técnicamente posibles las columnas o depósitos de burbujeo en equicorriente y en contracorriente, dependiendo de la disposición geométrica de las entradas y salidas de agua y aire.

Existen diversos sistemas de producción de burbujas de aire en el seno de un líquido. Son los siguientes:

- Burbujeo simple.
- Burbujeo intermedio.
- Burbujeo de chorro.

En el primer caso, las burbujas se producen de una en una y su tamaño se debe, primordialmente, al diámetro, D , de los orificios del difusor, Figura 4.16. El diámetro D_b de las burbujas de aire viene determinado por la fórmula de Siberman:

$$D_b^3 = \frac{6 D \pi}{g(\rho_l - \rho_a)} - \frac{6 D \pi}{g \rho_l} \quad (4.17)$$

en la que:

- D_b es el diámetro de la burbuja de aire.
- D el diámetro del orificio de salida del aire por el difusor.
- π la tensión superficial gas-líquido.
- ρ_l la densidad del líquido (agua)
- ρ_a la densidad del aire.

La fórmula (4.17) es aplicable a columnas de burbujeo simple hasta valores del número de Reynolds para el aire del orden de 200.

Los sistemas de burbujeo de chorro son los característicos de los sistemas de tratamiento basados en las técnicas de vacío y serán realizados más adelante.

4.3.7. Resultados operativos de algunos sistemas de aeración

En la bibliografía, (18), (30), (31), se encuentran resultados operativos de plantas de descontaminación de aguas, mediante sistemas de aeración, que se resumen en lo que sigue:

En la Figura 4.17, se ilustran los resultados de un sistema de aeración simple para el tratamiento de aguas contaminadas por diversos compuestos clorados de hidrocarburos en función del tiempo. La reducción del contenido en contaminantes del agua tratada supera el 90%.

En la Tabla 4.2 se recogen diversos datos experimentales que ponen de relieve la eficacia del sistema de aeración, antes mencionado, en la reducción de contaminantes del agua, así como la influencia de la relación aire/agua. Esta última se calcula a partir de los respectivos caudales volumétricos. Resulta significativa la incidencia de la relación aire/agua sobre los porcentajes de contaminantes eliminados.

En la Figura 4.18 se muestran los resultados del tratamiento de un acuífero contaminado por tricloroetileno, tetracloroetileno, tolueno y benceno. Se utilizó un sistema complejo de aeración compuesto por dos torres de relleno en serie seguidas por dos depósitos de burbujeo dispuestas en paralelo. El caudal de agua extraído de los pozos era de 394 l/minuto (104 gpm). El contenido total de contaminantes a su entrada al sistema (6.200 ppb) y a la salida (<1 ppb), así como a su paso por las diferentes unidades se refleja en la citada Figura 4.18. La eficiencia global del sistema se aproximó al 100%.

Resultados operativos de una importante planta de aeración, basada en torre de relleno y destinada al tratamiento de los servicios públicos de abastecimiento de la ciudad norteamericana de Rockaway Township (N.J), se encuentran en la referencia (31). La mencionada ciudad se abastece de un acuífero subterráneo contaminado por productos químicos orgánicos cuya concentración en las aguas extraídas evolucionó de la forma que se ilustra en la Figura 4.19.

Las características de diseño de la torre de relleno, Figura 4.20, se resumen en lo que sigue:

- . Capacidad de tratamiento de agua : 84 l/s
- . Diámetro : 3 m.
- . Altura total de la torre : 10 m.
- . Altura de relleno : 7,6 m.
- . Dimensión de los materiales de relleno : 3".
- . Superficie específica del relleno : 135 m²/m³.

- . Índice de vacíos : 92%
- . Caudal nominal de aire : 17.700 l/s.
- . Potencia de las soplantes de aire : 100 hp/c.u.
- . Presión de soplado del aire : 4064 mm. agua
- . Relación aire/agua (volúmenes) : 200
- . Coste de la planta : 375.000 \$
(1981)

La planta descrita ha operado satisfactoriamente consiguiendo eliminar el 95% del MTBE, el 99% del DIFE, y casi completamente el TCE. Conviene señalar que los coeficientes, H, de la ley de Henry de estos compuestos son los siguientes:

MTBE	: 0,05
DIFE	: 0,08
TCE	: 0,12

En la referencia (30) se describe otra planta de aeración erigida en Oscoda, Michigan, en 1981, para eliminar TCE. Se montaron dos torres de relleno para dar flexibilidad a la instalación de manera que pudieran operarse las unidades en serie o en paralelo. Las características del diseño se reflejan en lo que sigue:

- Capacidad de tratamiento de agua contaminada:

- . Conexión en paralelo : 2270 - 4540 l/min
- . Conexión en serie : 1135 - 2270 l/min
- . Relación aire/agua (Volumen) : 10 - 25

. Eficiencia:

- En paralelo : > 90%
- En serie : > 99%

- . Altura total de las torres: 9,2 m.
- . Diámetro de las torres : 1,5 m.
- . Altura del relleno : 5,5 m.
- . Material del relleno (Pall) de : 16 mm.
- . Presión de soplado del aire : 0,4 kPa

- . Temperatura del agua : 10°C
- . Concentración de afluyente TCE : 50 - 8000 µg/l

Los resultados operativos de la planta se resumen en la Tabla 4.3.

4.3.3 Los tratamientos por carbón activo

Los carbones activos son adsorbentes de elevada eficacia gracias a sus superficies específicas que pueden alcanzar valores de hasta 1.500 m²/gramo, referencia (32).

Los carbones activos son adsorbentes de espectro muy amplio: la mayoría de las moléculas orgánicas de contaminantes se fijan en su superficie, especialmente cuando aumenta el número de sus átomos de carbono y su polaridad. Asimismo, son adsorbentes de gran calidad de los hidrocarburos aromáticos. Los compuestos que peor se fijan a los carbones activos son, precisamente, los más fácilmente biodegradables.

Los carbones activos se comercializan en dos formas: carbón en polvo y carbón en grano.

El carbón en polvo se presenta en forma de gránulos con dimensiones comprendidas entre los 10 y los 50 µm. Resultan más económicos que los carbones en grano. Se pueden dosificar en cantidades variables en función de la variación de la contaminación del agua a tratar o de su caudal. Como principal inconveniente del carbón en polvo hay que mencionar las dificultades que ofrece su regeneración. El carbón en polvo se utiliza mezclándolo, con una dosificación apropiada, en el agua a tratar.

El carbón en grano se emplea en forma de lecho filtrante atravesado por el agua contaminada sometida a tratamiento. El agua que circula por el lecho filtrante entra en contacto con fracciones de carbón activo, cada vez menos saturadas y, en consecuencia, con mayor capacidad de adsorción.

En la Figura 4.21 se representa esquemáticamente una planta de tratamiento de aguas contaminadas por carbón en polvo. Este tipo de instalaciones encuentra su aplicación principal en la depuración de las aguas previamente tratadas en sistemas de decantación, como los analizados en los epígrafes 4.33 y 4.34.

La planta representada en la Figura 4.21 se compone de las unidades básicas siguientes:

- Unos depósitos de mezcla para preparar la suspensión de polvo de carbón en agua con el concurso de agitadores mecánicos.
- Un tanque de almacenamiento de las aguas contaminadas a tratar.
- Un sistema de mezcla de las aguas contaminadas con la suspensión de carbón en polvo.
- Un sistema de decantación o sedimentación.
- Una unidad de filtrado final a través de arenas y gravas antes de evacuar la aguas tratadas a su destino.

En la Figura 4.22 se ilustra una planta para depuración de aguas contaminadas constituida por dos columnas de carbón activo en grano. Sus características y resultados operativos se recogen en el siguiente epigrafe.

Finalmente, en la Figura 4.23 se representa una planta compleja de depuración de aguas freáticas contaminadas constituida por una torre de aeración completada con una instalación de dos columnas filtrantes de carbón activo en grano.

4.3.9. Resultados operativos de plantas reales de tratamiento de carbón activo

En las plantas reales de tratamiento de aguas contaminadas por carbón activo, en polvo o en grano se ponen de relieve las propiedades siguientes del proceso:

- La adsorción de compuestos orgánicos por el carbón resulta en líneas generales inversamente proporcional a la solubilidad de estos productos en el agua.
- los compuestos aromáticos y los halogenados se adsorben más fácilmente que los alifáticos.
- La capacidad de adsorción del carbón activo decrece al aumentar la temperatura del fluido en tratamiento.

En la figura 4.24, tomada de la referencia (33), se ilustran los resultados del tratamiento con carbón activo de un agua contaminada por un espectro amplio de hidrocarburos clorados. En la Tabla 4.4. se reflejan los resultados del tratamiento, por procedimientos de carbón activo, de aguas contaminadas por distintos productos tóxicos.

La unidad de tratamiento representada en la Figura 4.22 tenía las características siguientes.

- Número de columnas : 2
- Altura de la columnas : 6 m.
- Diámetro de las columnas : 3 m.
- Carga de carbón activo en grano por columna : 9.072 Kg.
- Caudal de agua tratado : 61 l/s
- Tiempo de contacto : 12 minutos
- Presión de inyección del agua. : 620 kPa.

El agua ~~fluyente~~ ~~presentaba~~ las concentraciones en contaminantes siguientes:

TCE	: 10 µg/l
DIPE	: 75 µg/l
MTBE	: 30 µg/l

Durante los dos primeros meses los niveles de contaminantes en el agua tratada permanecieron por debajo de límites detectables. A partir de ese momento empezó a detectarse la presencia de contaminante en el agua fluyente y a los cuatro meses de operación se hizo necesario reemplazar el carbón activo. Para los niveles de contaminación señalados el consumo de carbón activo se puede cifrar entre 0,45 y 0,90 Kg. por cada 3.785 litros de agua tratada.

4.4. Resumen sobre las técnicas convencionales de tratamiento de la contaminación

Cuando se tiene conocimiento o se detecta la presencia de un contaminante en el suelo o en las aguas freáticas las primeras medidas deben dirigirse a eliminar o acabar con las causas que originaron o siguen produciendo los derrames.

Estas primeras medidas deben continuar con las labores de investigación que permitan establecer los límites y alcances de la contaminación de suelos y aguas y su probable evolución con el tiempo. La complejidad del problema requiere generalmente la realización de estudios hidrogeológicos, perforaciones y sondeos del suelo, tomas de muestras y análisis químicos, ensayos de permeabilidad, etc.

Aunque en principio, no resulte lo suficientemente completo, interesa establecer lo antes posible un plan de contención o confinamiento de los contaminantes, para restringir sus desplazamientos y facilitar el saneamiento posterior de los suelos y de las aguas afectadas, como consecuencia de la reducción de las operaciones a espacios más limitados.

En los casos más frecuentes de contaminación se habrán de efectuar todas o algunas de las operaciones que se ponen de manifiesto en la Figura 4.25 y que son, en esencia, las siguientes:

- Trazado de un sistema de zanjas, drenes o pozos de intercepción que permitan canalizar y concentrar los contaminantes y las aguas contaminadas en uno o diversos puntos, generalmente en pozos de recuperación.
- En caso de acuíferos muy someros, o cuando las condiciones topográficas lo permiten, las aguas contaminadas pueden conducirse por gravedad hasta la balsa de decantación, aeración, filtros de carbón activo, o tratamiento biológico.
- Cuando el nivel al que se precisa realizar la operación lo requiera, se utilizan bombas para elevación de aguas y contaminantes. Las aguas y contaminantes se pueden impulsar por las bombas hasta la balsa de decantación o hasta un sistema de tratamiento secundario. La elección dependerá del tipo de contaminante y de las posibilidades de separarlo del agua por gravedad. Cuando los contaminantes se encuentran en disolución la gravedad resulta ineficaz, aunque pueda mantenerse el vertido en balsa de decantación por razones de seguridad, ante una posible entrada en el sistema de recuperación de contaminantes en suspensión, y también como depósito regulador del caudal de alimentación de los sistemas secundarios de depuración.
- En la recuperación de contaminantes en puntos alejados de las balsas de decantación se puede recurrir al empleo de camiones cisternas, fijos o móviles, que con independencia de servir de equipos de separación primaria (vasos florentinos) podrán utilizarse para el transporte de las aguas contaminadas hasta su vertido en las balsas de decantación.
- El diseño de un sistema de saneamiento de suelos y acuíferos dependerá de la intensidad de la contaminación, de las características del lugar, del tipo de contaminantes, de las posibilidades de utilización y vertido de las aguas tratadas, de las facilidades para desprenderse de los contaminantes recuperados, y de la reglamentación en vigor.

De las consideraciones que antecede se desprende la imposibilidad de definir, a priori, el sistema más adecuado para el confinamiento, recuperación y

tratamiento de flujos-líquidos y gaseosos-contaminados. En cada caso, el sistema más idóneo debe ser objeto de un análisis detallado. En el próximo Capítulo se analizan las posibilidades, ventajas, inconvenientes y características de las técnicas de vacío, empleando eyectores de agua a presión, para el tratamiento de contaminaciones por derrame de los productos contemplados en este proyecto, así como de otros con características físico-químicas afines.

5. APLICACIONES DE LAS TECNICAS DE VACIO

5.1. Generalidades

La utilización de sistemas de vacío para la depuración de suelos y acuíferos constituye una técnica innovadora que viene a incrementar los campos de aplicación de equipos ya desarrollados para otros fines, especialmente en el dominio de la ingeniería química.

Los sistemas de generación de vacío más empleados actualmente por la industria química se basan en la utilización de alguno o en combinaciones de los componentes siguientes:

- Eyectores.
- Bombas de anillo líquido.
- Bombas (lóbulo) de pistones rotativos.
- Bombas rotativas de paletas deslizantes.
- Aspiradores centrifugos.

Las características y aplicaciones de estos equipos en diferentes procesos se pueden encontrar en la bibliografía: (5), (28), (35), (36), (37), (38), (39) y (40)

5.2. Sistemas de vacío contemplados en el proyecto.

En este proyecto se contemplará, exclusivamente, el empleo de eyectores alimentados por agua como fluido motor. Las razones por las que el análisis se limita a este tipo de equipos se concretan en los puntos siguientes:

- Los eyectores son aparatos de notable versatilidad, capaces de aspirar, mezclar e impulsar cualquier tipo de fluidos, incluidas las mezclas, sin riesgos para la seguridad del sistema y del entorno.
- Los eyectores son poco sensibles a la presencia de partículas sólidas de pequeñas dimensiones que pueden ser arrastradas por los fluidos a aspirar desde el espacio en el que se trata de generar un cierto grado de vacío.
- Los eyectores pueden construirse con materiales resistentes (aceros aleados) a la acción corrosiva de los fluidos.
- Finalmente-cuestión importante para los fines perseguidos con este proyecto-los eyectores ya han sido ensayados a escala industrial, en la depuración de acuíferos, con resultados favorables en principio.

5.3. Propiedades básicas de los eyectores

La operación de los eyectores se estudia en el próximo Capítulo 6. Aquí interesa resumir y anticipar los aspectos siguientes:

- El fluido motor de alimentación de los eyectores será siempre el agua. Los fluidos arrastrados podrán ser gases, exclusivamente, en cuyo caso el aparato se denominará exhaustor, o bien líquidos, y el aparato se designará por el nombre de eductor.
- En principio, los eductores pueden funcionar como exhaustores y viceversa, aunque el cambio de función repercute desfavorablemente en la eficiencia del aparato.
- Un eyector (eductor o exhaustor) presenta unas curvas características operativas concretas. Esto significa que para cada caudal o presión del agua (ámbas magnitudes son interdependientes), utilizada como fluido motor, existirá una correlación entre los niveles de vacío generados por el aparato y los caudales (máscicos o volumétricos) de los fluidos arrastrados. Las temperaturas, tanto la del agua empleada como fluido motor, como las de los fluidos arrastrados inciden, más o menos apreciablemente, sobre las curvas características del aparato.

Se desprende de las consideraciones que anteceden que un eyector, tanto si se trata de un eductor como de un exhaustor, posee unas características intrínsecas propias que sólo podrán modificarse variando la presión del agua motriz, o lo que resulta similar, su caudal.

5.4. La interdependencia de los eyectores con el sistema

Un eyector concreto, alimentado con agua a presión determinada, operará en un punto de su curva característica, que vendrá prefijado por las condiciones de su entorno en el sistema en el que se instale. En términos muy generales, el sistema del que se hace referencia se compondrá de tres subsistemas, tales como los representados en la Figura 5.1 por el correspondiente diagrama de bloques: de vacío, eyector, y de tratamiento.

El subsistema de vacío está constituido por el espacio físico del que se pretende extraer un caudal Q_v de fluidos. El subsistema de tratamiento recibe un caudal $Q_v + Q_m$, del que se recicla Q_m como agua motriz, y separando Q_v en sus componentes: $Q_{v,c}$ fracción contaminada, y $Q_{v,l}$ (agua aire) limpios que se restituyen al medio (acuifero o atmosfera).

El subsistema de vacío presenta, al igual que el eyector, unas características intrínsecas propias. Quiere esto decir que la evacuación de un caudal Q_v exige la aplicación de una presión F_v por el subsistema de eyector. Por otra parte, el subsistema de vacío puede ser

abierto (en comunicación hidráulica y neumática con el exterior) o cerrado (como en el supuesto de un lentejón arenoso envuelto en arcillas compactas de permeabilidad muy reducida).

Los subsistemas de vacío que se consideran en este proyecto son abiertos, lo que significa que a medida que se extraen fluidos del mismo van penetrando otros a través de su contorno.

Al acoplar un eyector a un subsistema de vacío abierto se inicia la evacuación de fluidos con un caudal Q_a y a una presión de succión P_1 . El régimen que se establece presenta el carácter de transitorio, debido a la propia inercia del subsistema, lo que significa que manteniendo constante el caudal Q_m irán variando gradualmente las magnitudes de Q_a y de P_1 . La estabilización del sistema puede requerir de periodos de tiempo muy variables, desde horas hasta años, en función de la magnitud y complejidad del subsistema de vacío y de la capacidad de arrastre del eyector.

La variabilidad en el funcionamiento del eyector durante el régimen transitorio se traducirá en modificaciones graduales de los caudales de salida, $Q_a + Q_m$, Figura 5.1, así como de las presiones P_1 y P_o . Por otra parte, $Q_a + Q_m$, no sólo variará en magnitud sino también en composición. Estas circunstancias habrán de tenerse en consideración en el diseño del subsistema de tratamiento que en muchos casos deberá adoptar una estructura modular.

5.5. Los suelos y acuíferos contaminados como sistemas físicos

Un espacio del sustrato -zonas no saturada y saturada en el caso más general- contaminado por uno o varios productos químicos, constituye un sistema físico, compuesto por masas y energías en evolución permanente, y limitado por el contorno alcanzado por la dispersión de los contaminantes.

Los sistemas físicos formados por espacios contaminados están formados por la agregación de materiales de tres fases: sólida, líquida y gaseosa. La fase sólida constituye un esqueleto que, al menos en una primera aproximación, puede considerarse rígido e indeformable. El esqueleto sólido del sistema físico contiene una serie de huecos o poros, que le confieren un cierto grado de permeabilidad, y que se encuentran ocupados por fases fluidas: líquida y gaseosa.

La fase líquida del sistema físico estará constituida por agua con contaminantes en disolución, y contaminantes en estado líquido inmiscibles en el agua. Los componentes de las fases líquidas contienen en disolución aire y vapores contaminantes.

La fase gaseosa se compondrá de aire y de vapores mezclados con el aire. En estos vapores se encuentran presentes gases contaminantes y el vapor de agua.

Entre las fases líquidas y gaseosas del sistema físico se produce un intercambio permanente de materiales. Existe una transferencia continua de masas y los procesos de evaporación-condensación se producen ininterrumpidamente.

El sistema físico tiene un carácter dinámico, debido a que los materiales fluidos presentan potenciales diferentes de uno a otro punto, y esto se traduce en la migración o desplazamiento permanente de líquidos y gases.

El sistema físico es abierto y por ello no se alcanza, en ningún momento, un estado de equilibrio o de inmovilización de los componentes de las fases fluidas que, a través de su contorno, intercambian permanentemente materiales y energías con el espacio exterior.

5.6. Definición del sistema físico

El sistema físico es variable con el tiempo. Sin embargo, y para proyectar su tratamiento por las técnicas de vacío, resulta necesario conocer sus características, así como las de su contorno en algún momento determinado. La definición del sistema físico requiere la aplicación previa de las diversas técnicas de investigación hidrogeológica y de análisis químico.

Los sistemas físicos constituyentes de los espacios contaminados del sustrato se caracterizan, con independencia de su dinamismo, por su elevado grado de heterogeneidad. Como consecuencia, y aunque las labores de investigación hidrogeológica y química hayan sido muy numerosas y bien planificadas, siempre se presentarán incertidumbres en la definición apropiada de los parámetros que caracterizan el mencionado sistema físico.

Como causas de incertidumbre en la definición de los parámetros que configuran el sistema físico cabría citar las simplificaciones o idealizaciones excesivas, los errores en las mediciones de parámetros y el conocimiento insuficiente de las condiciones de contorno.

En cualquier caso, la definición del sistema físico que represente al espacio contaminado que se trata de depurar con la aplicación de técnicas de vacío es el primer paso para el diseño de un sistema de tratamiento adecuado. En casos de sistemas físicos muy complejos resultará aconsejable la división en subsistemas más simples.

5.7. Modelos matemáticos de los sistemas físicos

Para el cálculo de un sistema de vacío resulta imprescindible formular un modelo matemático del sistema o subsistema físico representativo del espacio del

sustrato contaminado y que se pretende confinar, en una primera etapa, y sanear posteriormente.

Un modelo matemático es la descripción del comportamiento del sistema físico en forma de ecuaciones. Habida cuenta de que los sistemas físicos son dinámicos, y que la variación de los parámetros característicos se desarrolla de manera continua, el modelo matemático contendrá ecuaciones diferenciales, en algunas de las cuales deberá entrar el factor tiempo.

Las ecuaciones que constituyen el modelo matemático se deben basar en leyes físicas. Como norma general deberán respetarse los principios de la conservación de la masa y de la energía. Los resultados experimentales contribuyen, asimismo, a facilitar la formulación de ecuaciones cuando las leyes físicas de algún fenómeno no son bien conocidas. En todo caso, los modelos matemáticos están dirigidos a predeterminar la evolución futura de un sistema físico mediante la cuantificación de los parámetros que evolucionan con el tiempo.

Hay que señalar que cualquier sistema físico es susceptible de interpretarse según modelos matemáticos diferentes. La elección de un modelo matemático responde, en todo caso, a una solución de compromiso entre el grado de fiabilidad pretendido y el esfuerzo requerido para la formulación de ecuaciones y su posterior resolución analítica.

Dado que en la definición del sistema físico se introducen idealizaciones y simplificaciones y que los parámetros medidos o calculados se conocen sólo de manera aproximada carecería de sentido adoptar modelos matemáticos muy complejos que darían lugar a resoluciones que, aunque brillantes desde un punto de vista académico, conducirían a resultados ficticios en la ingeniería práctica. Por otra parte, la utilización de modelos matemáticos excesivamente complejos dificultaría la obtención de soluciones generales que es uno de los objetivos perseguidos en este proyecto.

El modelo matemático más valioso será, por consiguiente, el que permita, de la manera más sencilla posible, aportar la información técnica necesaria para el diseño del sistema de tratamiento, en un breve plazo de tiempo, con el menor coste económico posible, y con garantía en la seguridad de la operación del sistema.

5.8. Aplicaciones típicas de las técnicas de vacío

En lo que sigue se analizan casos típicos de aplicación de las técnicas de vacío a sustratos y acuíferos contaminados. En todos los casos se supone que los productos contaminantes no reaccionan químicamente con los materiales del sustrato y, asimismo, que resultan inapreciables los efectos de la degradación biológica. Los fenómenos naturales que afectan al sistema físico contaminado (pluviometría, presión atmosférica,

hidrodinamismo, etc.) serán sólo considerados cuando ejerzan una incidencia apreciable sobre el funcionamiento del sistema de vacío, o de la unidad final de tratamiento.

En los supuestos típicos que se analizarán en lo que sigue, el primer paso estribará en la definición del sistema físico que represente, lo más adecuadamente posible, el espacio contaminado. A continuación se formulará un modelo matemático que permitirá establecer las leyes de los desplazamientos de los fluidos en el sustrato y predecir las respuestas del sistema físico a excitaciones externas, entre las que desempeñan un papel predominante los vacíos generados por un sistema de eyectores.

5.8.1. Saturación residual de sustancias puras en sustratos homogéneos

El problema más simple, en términos relativos de depuración de un suelo contaminado con auxilio de las técnicas de vacío es el supuesto, Figura 5.2, en el que el contaminante permanece retenido por el suelo a nivel de saturación residual. En estas circunstancias, el acuífero subyacente sería contaminado por las aguas pluviales que arrastrarían el contaminante en disolución tras su infiltración desde la superficie del terreno hasta el nivel freático. Otras posibilidades de contaminación serían el contacto de las aguas subterráneas con la mancha contaminada por elevación del nivel freático y la difusión del contaminante desde la mancha hasta el acuífero a través del aire que ocupa los espacios del suelo no ocupados por líquidos.

En este primer caso se supondrá que la mancha del suelo está contaminada por un producto volátil, de elevada toxicidad, y ligeramente soluble en agua, por lo que su presencia en el sustrato constituye un riesgo grave especialmente cuando las aguas subterráneas se destinan al consumo humano.

Los datos recogidos sobre la cuantía de los derrames, junto con la investigación hidrogeológica del área y los ensayos químicos han permitido delimitar el volumen del espacio contaminado y conocer de manera aproximada la permeabilidad intrínseca, así como la porosidad y los grados de saturación en agua y contaminante del sustrato.

5.8.1.1 Espacios contaminados esferoidales

El sistema físico contaminado, Figura 5.2, es asimilable en este supuesto a una esfera de radio R . La porosidad total de la mancha se estima en un valor ρ . Los grados de saturación de la mancha en agua, S_w , y contaminante, S_o , se suponen

también determinandos, por lo que resultará asimismo conocido el espacio poroso ocupado por el aire, S_a , ya que se debe verificar:

$$S_w + S_o + S_a = 1 \quad (5.1.1)$$

El conocimiento o estimación de la permeabilidad intrínseca o absoluta, k , del espacio contaminado permitirá, con el conocimiento del grado de saturación en líquidos, $S_w + S_o$, de la mancha, estimar la permeabilidad efectiva, k_e , del sustrato al aire y a los vapores.

También se supone conocida la temperatura del espacio contaminado lo que permite la determinación de las presiones relativas de los vapores del contaminante y del agua. Resultan asimismo calculables las viscosidades del aire del sustrato cargado con porcentajes variables de vapores de contaminante y agua.

Una vez definido, Figura 5.2, el sistema físico representativo del espacio contaminado, es preciso establecer un modelo matemático que sirva de base para el diseño del sistema de vacío adecuado para depurar el sustrato en un tiempo prefijado.

Se supondrá, en primer lugar, que el vacío se aplicará en el centro de la esfera contaminada de radio R a través de una esfera concéntrica, de radio r_o , y de paredes perforadas, que se encuentra unida al sistema de vacío, situado en el exterior, por una tubería perfectamente estanca y de la sección suficiente para que la caída de presión en el conducto, por el paso de aire saturado con vapores, presente valores aceptables.

El fluido a utilizar para desplazar el contaminante es el aire. El mecanismo de arrastre del contaminante por el aire es fundamentalmente la evaporación, favorecida por las bajas presiones existentes en la fase gaseosa, aunque también participa en menor grado la difusión entre fases. Se debe señalar que el arrastre de contaminante por el aire implica, simultáneamente, el de una fracción del agua que satura el espacio contaminado sometido a depuración. El grado de desecación del sustrato provocado por el proceso de seneamiento por la técnica de vacío será muy variable y dependerá esencialmente, de la

presión de vapor del contaminante en relación con la del agua a la temperatura existente en el subsuelo contaminado; asimismo, tiene una influencia importante el peso molecular del contaminante. A mayores presiones de vapor y pesos moleculares del contaminante disminuye la desecación del suelo por el proceso de depuración al vacío.

Al poner en marcha el sistema de vacío, Figura 5.3., y durante un primer periodo de carácter transitorio, el gas evacuado estará constituido, exclusivamente, por aire de la mancha contaminada que arrastrará vapores de agua y de contaminante. Transcurrido un cierto tiempo, se presentará la ruptura, es decir, se iniciará la penetración en la esfera de radio r de aire procedente del contorno exterior a la mancha contaminada. Se establecerá un régimen de funcionamiento permanente en el momento en que el caudal másico de aire Q evacuado por el sistema coincida con el que penetra en la mancha contaminada a través de su contorno exterior.

El modelo matemático formulado se basa en la aceptación de las simplificaciones siguientes:

- Las superficies equipotenciales (de igual presión absoluta) desarrolladas en el subsuelo por acción del sistema de vacío son esferas concéntricas.
- Las superficies de la esfera de aspiración perforada de radio r₀ y de contorno del espacio contaminado de radio R se consideran como equipotenciales. En la primera actúa la presión del sistema P y en la segunda la atmosférica de 760 torr.
- Las líneas de corriente son radiales.

En el modelo matemático se parte de la aplicación de la Ley de Darcy:

$$Q = \frac{q}{A} = \frac{K}{\mu} \frac{dp}{dl} \quad (5.2)$$

A los fines de la ingeniería práctica resulta conveniente introducir unidades de medida más apropiadas en la fórmula (5.2) que las definidas en la Ley de Darcy del epígrafe (2.3.3). Conservando para K y μ las unidades darcy y

centipoise, si se expresa:

- V (Velocidad darciana o aparente) en m/día
- q (caudal de aire y vapores a presión del punto) en m³/día.
- A (Sección de paso por una superficie equipotencial) en m².
- dp/dl (Pérdida de carga en línea de corriente) en torr/m.

$$V = q/A = 0,0114 (K/\mu) (d_p/dl), \quad (5.3)$$

Para aplicar la fórmula (5.3) en el desarrollo del modelo matemático resulta preciso determinar, para cada contaminante, y en función del caudal másico diario, Q, de aire desplazante expresado en Kg el valor de q para cada punto del sistema, dependiente de la presión existente en el mismo, así como de la temperatura.

Para un sistema simple contaminante (o), agua (w) y aire (a) la determinación de q en función de p se puede conducir por aplicación de la Ley de Dalton según se expone a continuación:

Fluidos	: Contami-		
	nante	Agua	Aire
Presiones de vapor	: P _o	P _w	p - (p _o + p _w)
Fracciones molares	: p _o /p	P _w /p	1 - (p _o + p _w)/p
Pesos moleculares	: M _o	18	29
pesos	: M _o p _o /p	18 p _w /p	29 - 29 (p _o + p _w)/p

Como es sabido y tratándose de bajas presiones, inferiores a la atmosférica como en este caso, la mezcla de aire con vapores de contaminante y agua se comporta, muy aproximadamente, como un gas perfecto. En estas condiciones, y si la temperatura del subsuelo se supone de T grados absolutos, un Kg. mol. de gases ocupará, a una presión p en torr, un volumen de:

$$22,41 (760/p) (T/273) \quad (m^3)$$

Una vez establecido un régimen permanente en el funcionamiento del sistema, por cada Kg de aire que pase a través de una equipotencial a presión p, se obtendrá un flujo másico de productos de:

$$29 + \frac{p_0(M_0 - 29) - 11p_w}{p} = \frac{29p + p_0(M_0 - 29) - 11p_w}{29(p - p_0 - p_w)}$$

Para un caudal másico de Q kg de aire la masa de productos en una equipotencial de presión p será:

$$Q \frac{29p + p_0(M_0 - 29) - 11p_w}{29(p - p_0 - p_w)}$$

Y este flujo másico ocupará, a la presión p, un volumen de:

$$Q \times 22,41 \times \frac{760}{p} \times \frac{T}{273} \times \frac{29p + p_0(M_0 - 29) - 11p_w}{29(p - p_0 - p_w) \left[29 + \frac{p_0(M_0 - 29) - 11p_w}{p} \right]}$$

y simplificando:

$$Q \times \frac{22,41 \times 760 \times T}{273 \times 29(p - p_0 - p_w)} = \frac{2,15 QT}{p - p_0 - p_w} \quad (m^3) \quad (5.4)$$

La combinación de las formulas (5.3) y (5.4) conduce finalmente a la expresión:

$$\frac{2,15 QT}{A(p - p_0 - p_w)} = 0,0114 \frac{K}{\mu} \frac{dp}{dl} \quad (5.5)$$

Si se considera, Figura 5.6, una equipotencia de radio r a la presión p, la ecuación (5.5) se transforma, una vez separadas las variables, en la siguiente:

$$\frac{dr}{r^2} = \frac{0,067}{QT} \frac{K}{\mu} (p - p_o - p_w) dp \quad (5.6)$$

La ecuación diferencial (5.6) puede integrarse entre dos límites en los que r y p sean conocidos para calcular la constante de la integración. Si se conoce r_o y la presión de succión p_1 del sistema de vacío, la relación que liga a r y p , para cualquier superficie equipotencial será:

$$\int_{r_o}^r \frac{dr}{r^2} = \frac{0,067}{QT} \frac{K}{\mu} \int_{p_1}^p (p - p_o - p_w) dp + cte$$

Que conduce a:

$$\frac{1}{r_o} - \frac{1}{r} = \frac{0,067}{QT} \frac{K}{\mu} \left[\frac{p^2 - p_1^2}{2} - (p_o + p_w)(p - p_1) \right] + cte \quad (5.7)$$

La ecuación (5.7) permite, de acuerdo con el modelo matemático, en un sistema físico en el que se conozcan T , K y μ , y en el que se hayan fijado los parámetros operativos del sistema de vacío Q , r_o y p_1 , determinar el radio r de la equipotencial de presión p ; asimismo puede calcularse la presión, p , que se registrará a un radio, r , del centro de la esfera de aspiración. La determinación de la constante de (5.7) obliga a conocer las condiciones R y p del contorno.

Si se expresa Q en kg de aire por día, aspirados por el sistema de vacío a la presión p_1 , el caudal diario de gases evacuados por el sistema será:

$$q = \frac{2,15 QT}{p_1 - p_o - p_w} \quad (m^3) \quad (5.8)$$

y el caudal másico de gases evacuados por día:

$$Q \frac{29p_1 + p_o (M_o - 29) - 11p_w}{29 (p_1 - p_o - p_w)} \quad (Kg)$$

(5.9)

En este mismo supuesto la composición porcentual de los gases evacuados será:

- De contaminante:

$$\frac{M_o p_o}{29p_i + p_o(M_o - 29) - 11p_w} \times 100$$

(5.10)

- De vapor de agua:

$$\frac{18 p_w}{29p_i + p_o(M_o - 29) - 11p_w} \times 100$$

(5.11)

- De aire: El resto hasta 100

Las ecuaciones (5.10) y (5.11) ponen de manifiesto que, con independencia de la presión de vacío, p_i , la relación másica de contaminante/agua en los gases evacuados es siempre constante y presenta como valor:

$$\frac{M_o F_o}{18 p_w} \quad (5.12)$$

La ecuación (5.12) confirma matemáticamente el hecho ya apuntado en lo que precede de que el arrastre de contaminantes producirá un menor secado del sustrato a medida que resulten más elevados los pesos moleculares M_o del contaminante, v. su tensión de vapor p_o con relación a la del agua, p_w .

En la ecuación diferencial (5.6) entra la viscosidad μ de la mezcla gaseosa del aire con los vapores de contaminante y agua. Al deducir por integración la ecuación (5.7) se ha supuesto que μ es constante. En realidad la constancia de μ no puede admitirse sino para márgenes estrechos de variación de la presión o. La variación de μ con la presión obedece, fundamentalmente, a la modificación de la composición de los gases, que, a medida que disminuye p , incrementa su contenido en contaminante y vapor de agua, lo que se traduce en una disminución de la viscosidad μ .

Los valores de las viscosidades de los

componentes de la mezcla gaseosa se estudiaron en los epígrafes (1.2.4) y (1.2.6). La resolución de la ecuación (5.7) puede efectuarse calculando previamente el valor de μ para distintos valores de p y tomando finalmente para μ el valor intermedio entre los correspondientes a las presiones entre las que se integra.

También en la ecuación (5.6) entra el parámetro K que representa la permeabilidad efectiva del sustrato al flujo de gases. Como ya se ha señalado, el valor de K para un sustrato determinado depende del grado de saturación en líquido, $S_w + S_o$, y aumenta considerablemente a medida que disminuye este último. Este fenómeno se explica por el hecho de que la evaporación de agua y contaminante abre nuevos conductos al paso de los gases por los poros del sustrato.

La aplicación de la fórmula (5.7) requerirá modificar con el tiempo de operación del sistema de vacío el valor de K , para lo que resulta necesario determinar la disminución de, $S_w + S_o$, en función del caudal de aire de desplazamiento que ha atravesado el sistema y de los contenidos en contaminante y vapor de agua de los gases evacuados.

5.8.1.2. Espacios contaminados cilíndricos

El sistema físico contaminado, Figura 5.4, es asimilable en este caso a un cilindro de altura h y de radio R . Los parámetros físicos del sistema se suponen conocidos por investigación hidrogeológica y análisis químico.

El modelo matemático se apoya en las simplificaciones que se ilustran en la Figura 5.5. Se supone que el vacío se aplica a lo largo de una tubería perforada, concéntrica con el cilindro de radio R y con una longitud h . La tubería perforada se une mediante una tubería perfectamente estanca al sistema de vacío situada en el exterior.

En el modelo matemático se acepta que:

- Las superficies equipotenciales son cilíndricas y concéntricas con el tubo perforado cuya superficie constituye, asimismo, una equipotencial.

- Las líneas de corriente son radiales.

El modelo matemático adoptado implica la sustitución de elipsoides de revolución, cuyo eje coincide con el del tubo perforado, Figura 5.5 por cilindros concéntricos para representar las superficies equipotenciales. Asimismo, las líneas de corriente que serían hipérbolas, con eje real sobre el del tubo perforado y homofocales con los elipsoides de revolución, se sustituyen por líneas radiales.

Las simplificaciones adoptadas en la definición del modelo matemático están tanto más justificadas cuanto mayor sea la esbeltez (relación h/R) del sistema físico y mayor la distancia al eje del tubo perforado que se considere para el trazado de equipotenciales y líneas de corriente. En todo caso, la altura h a considerar en el modelo matemático debe reducirse razonablemente de la correspondiente al sistema físico, para limitar la entrada prematura de aire fresco por los extremos superior e inferior del tubo perforado, durante el funcionamiento del sistema.

→ El funcionamiento del sistema de vacío alcanzará, como en el supuesto anterior, un régimen permanente en el momento en el que se equilibren los caudales mássicos de aire Q que penetran en el sistema y que son evacuados por el sistema de vacío saturados de vapores de contaminante y agua.

Para el supuesto de un sistema-contaminante (o), agua (w) y aire (a) son válidas las siguientes fórmulas deducidas en el epígrafe anterior:

- Para una infiltración de Q Kg de aire/día el caudal mássico que atraviesa una equipotencial de presión p será:

$$Q = \frac{29p + p_o(M_o - 29) - 11p_w}{29(p - p_o - p_w)} \quad (5.13)$$

- El volumen q ocupado por la masa definida por la fórmula (5.13) será:

$$q = \frac{2,15 QT}{p - p_o - p_w} \quad (5.14)$$

Si en las anteriores fórmulas, válidas para cualquier superficie, se asigna a p el valor correspondiente a la presión de succión del sistema de vacío se obtendrán los caudales máxicos y los volúmenes de gases (a la presión de succión) evacuados.

La composición porcentual de los gases evacuados, en contaminante y agua, se calcula por la fórmulas (5.10) y (5.11).

La aplicación de la Ley de Darcy (5.3) en unidades técnicas al modelo matemático ilustrado en la Figura 5.5 conduce a la ecuación diferencial:

$$\frac{2,15 QT}{2\pi rh(p-p_o-p_w)} = 0,0114 \frac{K}{\mu} \frac{d_p}{d_r} \quad (5.15)$$

que se transforma, operando y separando variables, en la expresión siguiente:

$$\frac{d_r}{r} = \frac{0,033 h}{QT} \frac{K}{\mu} \cdot (p-p_o-p_w) d_p \quad (5.16)$$

La integración de (5.16) entre r_o y R por una parte y entre las presiones p_1 y p_2 por otra conduce a:

$$\ln \left(\frac{r_o}{R} \right) = \frac{0,033 h}{QT} \frac{K}{\mu} \int_{p_1}^{p_2} (p-p_o-p_w) d_p + cte \quad (5.17)$$

La relación de (5.17) permite determinar la constante de integración. Para cualquier valor de r y p se tendrá:

$$\ln \left(\frac{r_o}{R} \right) = \frac{0,033 h}{QT} \frac{K}{\mu} \int_{p_1}^p (p-p_o-p_w) d_p + cte \quad (5.18)$$

Por aplicación de (5.18) se podrán calcular los radios de las diversas equipotenciales; asimismo, por aplicación de (5.13) y (5.14) se obtendrán los

caudales másicos y volumétricos que atraviesan cualquier superficie equipotencial.

Las consideraciones incluidas en el epigrafe anterior sobre las magnitudes K y μ resultan también aplicables a este supuesto.

5.8.2. Saturación residual de mezclas de hidrocarburos en sustratos homogéneos

La mayor parte de los derrames de contaminantes están constituidos por mezclas de hidrocarburos compuestas de un amplio espectro de sustancias puras, con diferentes pesos moleculares, presiones de vapor y concentraciones en la fase líquida. Un ejemplo típico de contaminantes de mezcla lo constituye los derrames de gasolinas de las que se han dado composiciones representativas en la Tabla 3.2 que permiten apreciar la complejidad de su composición.

Quando un sustrato conteniendo una saturación residual de mezclas de hidrocarburos, S_o , y otra de agua, S_w , se someten a la acción de un sistema de vacío que infiltra, en régimen continuo, un caudal másico de aire \dot{Q} y genera unas presiones p , el flujo gaseoso estará formado por aire, vapor de agua, y vapores de hidrocarburos en proporciones variables que dependerán de la composición de la mezcla y de la presión en el punto que se considere.

Se puede establecer el cuadro siguiente sobre la composición de la fase gaseosa a presión p y temperatura T .

Fluidos	: Mezcla hi-		
	drocarburos	Agua	Aire
Presiones de vapor	: P_o	P_w	$p - P_o - P_w$
Fracciones molares	: P_o/p	P_w/p	$1 - (P_o + P_w)/p$
Pesos moleculares	: M_o	18	29
Pesos	: $M_o P_o/p$	18 P_w/p	29 - 29 $(P_o + P_w)/p$

El problema que se plantea es la determinación de P_o y M_o para cada valor de la temperatura absoluta T , en función de los componentes de la mezcla de hidrocarburos que se supone conocida, así como

también las características de cada uno de sus componentes.

La mezcla de hidrocarburos puede considerarse como ideal en una primera aproximación. Esto significa que la volatilidad de cada uno de sus componentes no se ve afectada por la presencia de los restantes. En tal caso resulta aplicable la ley de Raoult:

$$P_i = X_i P_i^* \quad (5.19)$$

en la que:

- P_i^* es la presión parcial del componente i en a fase vapor.
- X_i es la fracción molar del componente i en la fase líquida.
- P_i es la presión de vapor del componente i a la temperatura T .

La ley de Dalton puede combinarse con la de Raoult obteniéndose:

$$y_i p_o = X_i P_o_i \quad (5.20)$$

en la que:

- y_i es la fracción molar del componente i en la fase vapor.
- p_o es la presión parcial de la mezcla de hidrocarburos.

La aplicación de las ecuaciones (5.19) y (5.20) permite calcular para una mezcla de hidrocarburos determinada, a una temperatura absoluta T , los valores de su presión parcial de vapor, p_o y el peso molecular M_o de la fase gaseosa. Con estos valores de p_o y M_o se resolverán los problemas de espacios contaminados esferoidales y cilíndricos aplicando las fórmulas desarrolladas en los epígrafes 5.8.1.1 y 5.8.1.2.

En los proyectos de resolución de la contaminación por mezclas de hidrocarburos se habrá de prestar una atención especial a la evolución con el caudal total de aire infiltrado de los parámetros p_o y M_o . Al contrario de lo que acontece con las sustancias puras en las que la composición de la mezcla gaseosa permanece prácticamente constante, según las fórmulas (5.10) y (5.11), hasta el agotamiento del contaminante en el sustrato tratado por vacío o hasta la práctica desecación en el supuesto de sustancias de reducida volatilidad, con las sustancias de mezcla se origina una variación permanente de la composición de la mezcla gaseosa evacuada por el sistema de vacío; la extracción selectiva de los compuestos

más volátiles debe tenerse presente en la estimación de las condiciones y resultados operativos.

5.8.3. Lentejones de contaminantes reposando sobre las aguas freáticas

Uno de los casos más generales de contaminación del sustrato por derrames de contaminantes es el que se ilustra gráficamente en la Figura 5.6 y en la que se han trazado, a efectos comparativos, esquemas de los dos sistemas de recuperación: convencional (a) y por vacío (b).

Se supone un sustrato de sedimentos homogéneos invadido por el derrame de contaminantes que, en un momento dado, forman un lentejón de radio R flotando sobre el acuífero inmóvil. El lentejón de contaminantes forma una superficie de revolución alcanzando su máximo espesor, e , en la vertical del punto de derrame.

El sustrato homogéneo presenta una conductividad hidráulica K y una porosidad ϕ . La geometría del subsuelo, incluido el acuífero subyacente, es conocida; también se han determinado por investigación hidrogeológica y análisis químico las características del lentejón contaminado.

En el dominio del espacio ocupado por el lentejón los poros del terreno se encuentran completamente saturados por líquido, tanto de agua, con un grado de saturación S_w , como de contaminante con S_o . Se verifica que: $S_w + S_o = 1$. A niveles del subsuelo, por encima del lentejón, coexisten en los poros del terreno las dos fases líquidas, agua y contaminante, en proporciones correspondientes de saturación residual y presentando la saturación por aire el valor S_a ; se verificará que: $S_w + S_o + S_a = 1$.

5.8.3.1. Recuperación del contaminante en pozos convencionales

Como se ilustra en la Figura 5.6(a), la recuperación del contaminante en fase líquida por un sistema convencional de pozo, obliga a deprimir el nivel freático en el interior del pozo hasta una cierta altura h medida a partir del sustrato impermeable del acuífero. El cono de depresión del acuífero deberá ser suficiente para que los efectos del descenso del nivel piezométrico se extiendan hasta una distancia mayor del radio R del lentejón, si se pretende que todo el contaminante puede desplazarse hacia el pozo de recuperación.

Si se prescinde, por el momento, de la presencia de la película de contaminante flotando sobre las aguas freáticas, la curva de depresión 12 en la Figura 5.6(a) será una parábola de ecuación:

$$y^2 - h^2 = (H^2 - h^2) \frac{x}{R} \quad (5.21)$$

El caudal Q a elevar del pozo tendrá por expresión:

$$Q = \pi K \frac{H^2 - h^2}{\ln(R/r)} \quad (5.22)$$

La aplicación de las fórmulas (5.21) y (5.22) exige, como es obvio, la elección de un sistema coherente de unidades de medida.

Podría parecer justificado, a priori, considerar que el mantenimiento durante un cierto tiempo, de un cono de depresión tal como el que se ilustra en la Figura 5.6(a), resultaría suficiente para provocar el desplazamiento hasta el pozo del contaminante que flotaba originalmente sobre las aguas freáticas. El tiempo necesario para la depuración sería el necesario para permitir el desplazamiento de una partícula acuosa del punto 2 al punto 1.

El tiempo del que se hace referencia puede estimarse suponiendo que los cilindros formados por las paredes del pozo y el de radio R son superficies equipotenciales. En este caso, el volumen de terreno comprendido entre el cilindro exterior de radio R y altura H , el sustrato impermeable, la pared del pozo y la superficie de revolución con meridiana 12 sería aproximadamente:

$$V = \int_{x=r}^{x=R} 2\pi x dx y \quad (5.23)$$

Sustituyendo en (5.23) el valor de y , dado por (5.21) se tendría:

$$V = 2\pi \int_{x=r}^{x=R} x \sqrt{h^2 + (H^2 - h^2) \frac{x}{R}} dx$$

cuyo valor será:

$$V = 2\pi \left[\frac{2}{\left(\frac{H^2-h^2}{R} \right)^2} \left(h^2 + \frac{H^2-h^2}{R} x \right) \frac{s}{e} - \frac{2h^2}{\left(\frac{H^2-h^2}{R} \right)^2} \left(h^2 + \frac{H^2-h^2}{R} x \right) \frac{s}{e} \right] \quad (5.24)$$

El tiempo necesario se calculará finalmente por la fórmula:

$$t = \frac{V\phi}{Q} \quad (5.25)$$

en la que ϕ es la porosidad del acuífero y Q el caudal del pozo derivado de la ecuación (5.22).

El período de operación calculado por la ecuación (5.25) resultará siempre muy inferior al necesario en la práctica para desplazar hasta el pozo el contaminante situado en los bordes del lentejón. La razón de que esto suceda obedece a tres causas:

- En primer lugar hay que señalar las distintas permeabilidades relativas del agua y del petróleo que se pusieron de manifiesto en la Figura 2.4. En este sentido hay que destacar que la migración del contaminante del lentejón al pozo se produce según trayectorias a través de medios previamente saturados de agua o que mantienen un elevado grado de saturación, S_w , aún después de mucho tiempo de operación del pozo. Por esta razón, de circulación del contaminante por un medio de elevada saturación en agua, la permeabilidad del terreno al contaminante puede ofrecer valores muy reducidos, del orden del 0,2 de los correspondientes al agua.
- La viscosidad del contaminante ofrece asimismo una importancia decisiva en el tiempo requerido para la realización de una cierta trayectoria. La conductividad hidráulica del terreno,

K, que interviene en la ecuación (5.22) se puede relacionar con la permeabilidad intrínseca, K_1 , por la ecuación:

$$K = K_1 \frac{\gamma}{\mu} \quad (5.26)$$

en la que γ es el peso específico y μ la viscosidad del fluido.

Por lo expuesto en lo que antecede y teniendo en cuenta que las permeabilidades relativas son el cociente entre las efectivas y la intrínseca, se deduce que la conductividad del terreno al contaminante deberá corregirse, con independencia del coeficiente señalado precedentemente, por el factor: γ/μ , siendo γ el peso específico y μ la viscosidad del contaminante.

El valor de μ , similar para las gasolinas y el agua, como se pone de manifiesto en la Figura 1.1, resulta muy superior para los gasóleos y los aceites pesados.

- Otro motivo por el que el desplazamiento del contaminante desde el lentejón al pozo resulta frenado en relación con el del agua del acuífero se debe a la acción de la presión capilar estudiada en los epígrafes 2.3. y 2.3.9, y valorada para distintos tipos de suelos y un petróleo de características similares al gasóleo en las Tablas 2.3 y 2.4.

Otras consideraciones complementarias al modelo físico representado en la Figura 5.6(a) se derivan de la persistencia en el acuífero en explotación, por encima de la curva 12 indicativa del nivel piezométrico, de la curva representativa del terreno saturado de agua.

En el espacio del acuífero comprendido entre las dos curvas se verifica que $S_w=1$, por lo que S_o y S_u presentan un valor nulo. A través del espacio comprendido entre ambas curvas resulta imposible la circulación del contaminante.

El valor de h' , Figura (5.6(a)), es decir, la altura de terreno saturada de agua en el pozo en explotación cuando el nivel

del agua en el mismo se obtiene de la ecuación:

$$h' = 0,5 \frac{(H-h)^2}{H} \quad (5.27)$$

La ecuación (5.27) demuestra que aunque el pozo se explote al máximo agotando prácticamente el agua ($h=0$), sobre su pared permanecerá el terreno saturado de agua en una altura $h'=0,5H$, y a través de esta altura mínima no podrá infiltrarse el contaminante.

La recuperación del lentejón de contaminantes por pozo se traduce pues en las condiciones que con auxilio de la figura 5.7 pueden resumirse en los puntos siguientes.

- El cono de depresión del acuífero deberá extenderse hasta un radio L notablemente superior al R del lentejón. En el borde del lentejón deberá producirse un descenso S_3 del nivel piezométrico capaz de compensar la altura de ascensión capilar S_4 del agua y la presión de desplazamiento S_4 del contaminante.
- Si el pozo se explota a máximo caudal se obtendrá:

$$Q = \pi r H \frac{\sqrt{K}}{15} \quad (5.28)$$

- El valor de L para un bombeo a caudal constante, próximo al deducido en la fórmula (5.28), varía aproximadamente de acuerdo con la ecuación:

$$L = 47 \sqrt{\frac{6 H K t}{\rho}} \quad (5.29)$$

en la que el tiempo, t , viene dado en horas de bombeo, K en m/s y ρ es la porosidad del acuífero.

- El valor de y , conocido L , se calculará por la ecuación:

$$y^2 - h^2 = (H^2 - h^2) \frac{R}{L} \quad (5.30)$$

y la diferencia entre H y el valor calculado de, y, por la ecuación (5.30) deberá equilibrar la altura de ascension capilar 34 agregada a la presión de desplazamiento del contaminante 45. Se verificará:

$$H-y = 34+45 \quad (5.31)$$

- A partir del momento en el que se haya alcanzado el cono de depresión de radio L se deberá proseguir el bombeo hasta conseguir que el contaminante del borde del lentejón alcance el pozo. El tiempo necesario se deduce de la ecuación (5.25) y deberá corregirse por permeabilidad relativa al contaminante (2.3.4) y por efecto de la viscosidad.
- Se debe señalar que una vez finalizada la recuperación de contaminante que fluye por gravedad o arrastre por las aguas freáticas hasta el pozo, en la zona saturada permanecerá contaminante a nivel de saturación residual. La masa de contaminante absorbida por los poros de la roca puede estimarse de acuerdo con lo expuesto en la Figura 3.7, una vez conocida la conductividad hidráulica del acuífero, y el volumen del espacio contaminado que será un cuerpo de revolución con eje vertical del pozo y meridianas la curva de saturación y la que limita el contorno superior del lentejón. La sección del cuerpo conteniendo contaminante a nivel de saturación residual se ha rayado en la Figura 5.7.

Se desprende de los cálculos desarrollados en lo que precede que la depuración de lentejones por pozos puede ser un proceso de larga duración y de elevado coste. Las condiciones son tanto más desfavorables cuanto más extendido se encuentre el lentejón, más profundo el nivel freático, y menor la transmisividad del acuífero.

Con independencia del coste que significa mantener en explotación un pozo durante meses y hasta años se plantea el problema de la restitución del agua extraída a un curso natural operación que, en muchos casos, exige un tratamiento previo asimismo delicado y costoso.

Cabe señalar, finalmente, que la depuración por pozo contribuye a incrementar el espacio del sustrato

contaminado, aunque sólo sea a nivel de saturación residual. Cuando el contaminante es o contiene productos de elevada toxicidad, como los aromáticos, el acuífero puede resultar inutilizable, en buena parte de su extensión, incluso una vez depurado por pozo convencional, como consecuencia de los compuestos contenidos en disolución en las aguas freáticas.

5.8.3.2. Recuperación del contaminante por técnicas de vacío

Los inconvenientes que ofrece la aplicación de la recuperación de lestejones de contaminantes mediante pozos resultan en esencia los siguientes:

- Dilatada duración del proceso y elevado coste.
- Necesidad de tratamiento secundario de grandes volúmenes de aguas contaminadas.
- Propagación o penetración del contaminante en el dominio del acuífero.

Con las técnicas de vacío se persigue reducir el tiempo necesario y el coste de los trabajos de depuración, al tiempo que se simplifican las necesidades de tratamiento secundario, y se eliminan los riesgos de propagación de la contaminación a través de la zona saturada.

El funcionamiento del sistema de vacío se explica con auxilio del esquema representado en la Figura 5.6(b). El método consiste en generar un vacío en una cámara cilíndrica de paredes y tapa estancas y abierta por su fondo en el que se dispone de una capa filtrante de materiales arenosos con granulometría seleccionada. El círculo por el que se verifica la aspiración de los fluidos del sustrato, de diámetro \varnothing y de radio r , se introduce hasta el nivel del lentejón de contaminantes. El tubo del pozo debe ser totalmente estanco y sellarse adecuadamente al terreno por una cementación adecuada. El sistema permite modificar la altura del círculo de aspiración \varnothing a medida que avanza el proceso de depuración.

Si se aplica una cierta depresión o vacío en la cámara de vacío, se inicia la aspiración de los fluidos que saturan el sustrato, contaminante y agua, a través del círculo 12. La depresión, con el fin de mantener la coherencia en el sistema de unidades de medida a utilizar, conviene expresarla en metros de altura de agua equivalente, y en la Figura 5.6(b) se designa por Δ .

El vacío origina un potencial en el que las superficies equipotenciales son elipsoides de revolución y las líneas de corriente hipérbolas homofocales normales a los elipsoides y cuyo eje real coincide con el del pozo. Los focos de las elipses, en la sección representada en la Figura 5.6(b), son los extremos 1 y 2 del círculo de aspiración que, a su vez, coinciden con los de las hipérbolas.

En el campo de potenciales y de líneas de corriente generado por el sistema de vacío a partir del nivel freático hay que destacar que las líneas de corriente se aproximan estrechamente entre sí en el entorno de la periferia del círculo de aspiración 12, en tanto que se espacian a medida que se siguen trayectos poco desviados de la vertical. En teoría, la velocidad del flujo en la periferia del círculo 12 se aproxima al infinito, en tanto que según el eje del pozo se acerca a cero. El sistema de depuración por vacío, al contrario del de pozo, permite una recuperación selectiva del contaminante con menor producción de agua en términos relativos.

El modelo matemático representativo del sistema físico ilustrado en la Figura 5.6(b) se apoya en las ecuaciones que se recogen en lo que sigue.

El caudal Q aspirado por el sistema de vacío, en función de la depresión Δ y de la conductividad hidráulica K y del radio r del círculo de aspiración sera:

$$Q = 4Kr\Delta \quad (5.32)$$

La ecuación (5.32) es la característica del sistema físico en el que debe operar el sistema de vacío. El conocimiento de la relación entre Q y Δ permite diseñar este último.

Las equipotenciales de la Figura 5.6(b) se pueden determinar analíticamente

procediendo al cálculo de los semiejes a y b de la elipse. El primero se obtiene de la ecuación:

$$\delta = \frac{Q}{2\pi Kr} \text{ arc sen } \frac{r}{a} \quad (5.33)$$

en la que δ es el potencial medido en metros de columna de agua y Q el caudal calculado según la fórmula (5.32). Se observará que para $a=r$:

$$\text{arc sen } \frac{r}{a} = \text{arc sen } 1 = \frac{\pi}{2}$$

con lo que (5.33) se convierte en:

$$\delta = \frac{Q}{2\pi Kr} \cdot \frac{\pi}{2} = \frac{Q}{4kr}$$

que es exactamente la depresión Δ en la cámara de vacío. La pared externa del tubo, figura 5.6(b) constituye la equipotencial Δ (En teoría este valor debe disminuirse en el de la pérdida de carga del fluido al atravesar el filtro).

El semieje b de la elipse está ya determinado por la ecuación:

$$b = \sqrt{a^2 - r^2} \quad (5.34)$$

Unos aspectos importantes que muestran la superioridad de las técnicas de vacío, en comparación con la convencional por pozo, son el volumen de agua a extraer y el tiempo de duración de la operación.

Ante todo hay que señalar que las líneas de corriente que siguen los volúmenes elementales de contaminantes, Figura 5.6(b), son siempre ascendentes, desde la periferia 3 del lentejón hasta el círculo de aspiración 12. En su trayectoria, los volúmenes de contaminante van discurrendo por poros de terreno casi saturados de producto y con bajos niveles de saturación en agua. En este caso, como se pone de manifiesto en las Figuras 2.4 y 2.5, la permeabilidad relativa al contaminante se aproxima a la unidad. Por otra parte, el contaminante no debe vencer las resistencias de la presión capilar en su desplazamiento.

Para contaminantes con viscosidad diferente a la del agua el tiempo de recuperación dado por la ecuación (5.39) habrá de multiplicarse por la relación de viscosidades entre la del contaminante y la del agua.

El valor de t calculado por la ecuación (5.39) debe considerarse como un máximo habida cuenta de la diferente densidad de las líneas de corriente según la inclinación.

Las características de un sistema de recuperación por vacío de un lentejón de contaminantes, de perímetro circular, flotando sobre un acuífero o zona saturada inmóvil, se pueden resumir con auxilio del esquema de la Figura 5.8, en los aspectos siguientes.

- El vacío generado por el sistema Δ , expresado en metros de columna de agua, se transmite al medio físico a través de una superficie circular de aspiración de diámetro 12 que debe situarse a la cota del nivel freático, o niveles ligeramente inferiores o superiores.
- Al aplicar el vacío al sistema físico se origina un campo de potenciales y de corrientes. Las superficies equipotenciales son elipsoides de revolución según el eje del pozo o sondeo que tienen por focos los puntos 1 y 2 . Las líneas de corriente son hipérbolas cuyo eje imaginario común es el del pozo y cuyos focos son, asimismo, los puntos 1 y 2 .
- El pozo o sondeo en el que se coloca el eyector debe contar con paredes totalmente estancas, salvo la boca superior y la tapa de aspiración inferior. Las paredes externas del pozo deben sellarse lo más perfectamente posible al terreno circundante en el que se haya perforado el sondeo o profundizado el pozo; de este modo se impedirá la entrada de corrientes parasitarias de aire.
- El equivalente del cono de depresión en los sistemas convencionales de pozo es el cono de aspiración en el sistema de vacío.
- El sistema de vacío, de circulación ascendente, evita la propagación del

contaminante a la zona saturada. La invasión de contaminante del espacio limitado por el cono de aspiración se realiza a través de un medio previamente contaminado. Esta invasión puede reducirse posteriormente elevando el nivel del círculo 12 de aspiración. Si el contaminante es volátil la contaminación, a nivel de saturación residual, se eliminará mediante arrastre por aire para lo cual se elevará el círculo de aspiración 12 y se hará funcionar el eyector como exhaustor.

- Las posibles entradas de aire a la cámara de vacío así como la presencia de vapores desprendidos del contaminante pueden afectar pero no impedir el funcionamiento del eyector que continuará expulsando los líquidos que penetren en la cámara de vacío.

5.8.3.3. Las técnicas de vacío en acuíferos en movimiento

En el epígrafe precedente se ha analizado el supuesto de un lentejón de contaminantes flotando sobre una zona saturada con aguas inmóviles. En este caso, el contorno del lentejón adopta una forma circular.

Los acuíferos presentan sin embargo, en la mayor parte de los casos, una superficie freática inclinada, por lo que el agua de la zona saturada está dotada de movimiento propio. La velocidad del agua en el acuífero vendrá dada por la expresión:

$$V = K_i \quad (5.40)$$

en la que K es la conductividad hidráulica e, i , el gradiente hidráulico, es decir, la inclinación de la superficie freática.

El lentejón de contaminantes que flota sobre una capa freática adoptará, en un momento dado, un contorno elíptico cuyo eje mayor se dispone en el sentido de la corriente, Figura 3.8, y cuyos contornos evolucionan con el tiempo de modo similar a lo ilustrado en la Figura 3.23.

La red de flujo de un acuífero en movimiento, Figura 5.9 (planta), está formada por una red de líneas de nivel o

piezométricas y de corriente equidistantes entre sí.

Cuando se pone en funcionamiento el sistema de vacío que genera una aspiración Δ , expresada en metros de columna de agua, y aplicada sobre el círculo 12, Figura 5.9 (Sección), se origina una red de flujo caracterizada por las equipotenciales y líneas de corriente analizadas en el epigrafe precedente.

La red de flujo resultante del movimiento propio del acuífero y de la acción del sistema de vacío en el acuífero supuesto inmóvil se obtiene por adición vectorial entre ambas redes.

Generalmente los gradientes hidráulicos de los acuíferos capaces de retener en suspensión lentejones de contaminantes son muy reducidos, resultando normales los valores inferiores al 2%. En estas circunstancias y para materiales arenosos y mezclas de arenas con arcillas que presentan conductividades hidráulicas inferiores a 10^{-3} m/s, la velocidad debida al movimiento propio del acuífero, calculada por la fórmula 5.40 daría:

$$V = K_1 (10^{-3} \times 0,02 = 2 \times 10^{-5} \text{ m/s.}$$

Estas velocidades son de un orden de magnitud inferior a las que se originan en las proximidades del círculo de aspiración por acción del sistema de vacío.

Se puede pues admitir que el movimiento propio del acuífero ofrece una incidencia de secundaria importancia sobre el caudal Q aspirado por el sistema de vacío por lo que seguirá siendo aplicable la ecuación:

$$Q = 4 K r \Delta \quad (5.41)$$

Las líneas de flujo, Figura 5.9, dividen el espacio en dos zonas: en una de ellas las líneas de corriente convergen hacia la aspiración del sistema y contribuyen a la alimentación; el resto representan la circulación de las corrientes que no entran en el sistema de aspiración aunque las líneas de corriente del acuífero resultan desviadas. La línea de corriente que constituye la frontera entre ambas zonas se denomina divisoria

subterránea y su punto de corte con el eje principal de flujo se designa por punto de estancamiento. A cierta distancia del pozo de vacío las líneas de corriente adoptan su dirección normal y recuperan el paralelismo; la distancia entre las dos ramas paralelas de la divisoria es el frente de reclamo.

Con relación al eje de coordenadas indicado en la Figura 5.9, con centro en el eje del pozo se pueden establecer las siguientes fórmulas.

La ecuación de la divisoria será:

$$-y/X = \operatorname{tg} \frac{2\pi KH_1}{Q} y \quad (5.42)$$

El punto de estancamiento tiene por coordenadas:

$$y=0; \quad X = - \frac{Q}{2\pi KH_1} \quad (5.43)$$

El frente de reclamo tiene por amplitud:

$$L = \frac{Q}{KH_1} \quad (5.44)$$

Una vez que se han determinado por investigación hidrogeológica y análisis químico las características del lentejón y del acuífero subyacente puede procederse al cálculo del sistema de vacío a partir de las características Q y Δ .

El vértice de aguas abajo de la elipse del lentejón, Figura 5.9, puede tomarse como punto de estancamiento. A continuación se procede por tanteos, para cada disposición del eje del pozo del sistema de vacío se trazan las divisorias a partir del valor de Q deducido de (5.43) y aplicando la ecuación (5.42).

Hay que señalar que en los tanteos de los que se hace referencia basta con ensayar algunas disposiciones del centro del pozo ya que a partir de su distancia al punto de estancamiento X resultan fijados los caudales por (5.43), la divisoria por (5.42) y el vacío a aplicar por (5.41). La recuperación total del contaminante exige que en la solución aceptada la divisoria englobe el contorno del

lentejón; cuanto más ajustadamente la divisoria englobe la elipse del lentejón menor será el caudal global a evacuar para conseguir la recuperación del contaminante.

Una vez adoptada una solución, es decir, definida la ubicación del pozo de vacío por su distancia X al punto de estancamiento, con lo que vendrán determinados Q y Δ se podrá estimar el tiempo de duración del proceso de recuperación. Para ello se cuantificará el volumen V comprendido, Figura 5.9, entre la divisoria y la equipotencial 12 que pasa por el vértice de aguas arriba del lentejón, se multiplicará por la porosidad del material del acuífero y se dividirá por Q obteniéndose:

$$t = \frac{V \cdot \mu}{Q} \quad (5.45)$$

5.6.3.4. Las técnicas de vacío con pozos múltiples

En el epígrafe precedente se ha supuesto que el pozo de aspiración del sistema de vacío, Figura 5.9, puede emplazarse sobre el eje principal del lentejón de contaminante que coincide con la dirección general del flujo de las aguas freáticas.

En algunos casos el eje principal de la elipse discurre sobre puntos del terreno difícilmente accesibles por la existencia de construcciones, instalaciones, o vías de comunicación en las que resulta imposible emplazar el pozo de aspiración.

También puede darse el caso de que el lentejón de contaminante presente formas geométricas sensiblemente desviadas de las elípticas como consecuencia de las características de los puntos de derrame.

Finalmente, puede resultar aconsejable abreviar el tiempo necesario para recuperar el contaminante del lentejón.

Cuando concurren una o más de las causas citadas la resolución del problema por técnicas de vacío requiere la implantación de dos o más pozos de aspiración. Dichos pozos deben disponerse alineados según la dirección normal al flujo de las aguas freáticas; asimismo convendrá colocarlos simétricamente con

relación al eje principal del lentejón.

En la Figura 5.10 se ilustra el caso de doble pozo de aspiración. En cada uno de ellos el caudal extraído por el sistema de vacío es Q . La distancia entre pozos es de $2a$. Se obtienen las fórmulas siguientes para definición del sistema.

Ecuación de la divisoria:

$$y = \pm \frac{Q}{KH_1} - \frac{Q}{2\pi KH_1} \left[\text{arc tg } \frac{y-a}{x} + \text{arc tg } \frac{y+a}{x} \right] \quad (5.46)$$

Abscisa del punto de estancamiento:

$$x = \frac{Q}{2\pi KH_1} \quad (5.47)$$

Amplitud del frente de reclamo:

$$L = \frac{2Q}{KH_1} \quad (5.48)$$

Distancia máxima aconsejable entre pozos:

$$2a = \frac{Q}{\pi KH_1} \quad (5.49)$$

En la Figura 5.11 se ilustra el caso de tres pozos de los que se extrae un caudal unitario Q y dispuestos a una distancia a . Se verificará:

Ecuación de la divisoria.

$$y + \frac{Q}{2\pi KH_1} \left[\text{arc tg } \frac{y}{x} + \text{arc tg } \frac{y+a}{x} + \text{arc tg } \frac{y-a}{x} \right] = \pm \frac{3Q}{2KH_1} \quad (5.50)$$

Abscisa del punto de estancamiento:

$$x = - 1,54 \frac{Q}{2\pi KH_1} \quad (5.51)$$

Amplitud del frente de reclamo:

$$L = \frac{3Q}{KH_1} \quad (5.52)$$

Distancia máxima aconsejable entre pozos:

$$a = 1,26 \frac{Q}{\pi KH_1} \quad (5.53)$$

Finalmente se considera el caso más general en el que resulta aconsejable implantar n pozos de aspiración, con caudales unitarios Q , y separados a una distancia a . Se verificará.

Ecuación de la divisoria:

$$y + \frac{Q}{2\pi KH_1} \sum_1^n \text{arc tg} \frac{y-y_1}{x} = \pm \frac{nQ}{2KH_1} \quad (5.54)$$

en la que y_1 es la ordenada de cada pozo.

Amplitud del frente de reclamo:

$$L = \frac{nQ}{KH_1} \quad (5.55)$$

Distancia máxima aconsejable entre pozos:

$$a = \frac{1,2 Q}{\pi KH_1} \quad (5.56)$$

5.9. Las técnicas de vacío en contaminaciones complejas

En algunos casos reales las características del espacio contaminado resultan de elevada complejidad. Las razones que contribuyen a incrementar esta complejidad son de dos clases. La una deriva de los contaminantes, la otra del terreno.

En ocasiones las contaminaciones se deben a derrames de productos diferentes, infiltrados en el sustrato en puntos separados, y procedentes de vertidos efectuados en distintas épocas.

Los terrenos que componen el sustrato son en cualquier caso anisótropos. Aún en las formaciones aluviales más potentes y regulares que exhiben una notable continuidad en sentido lateral se presentan notables variaciones de la porosidad y de la permeabilidad, tanto en sentido

vertical como en el horizontal, pero especialmente en el primero.

Los problemas complejos de contaminación exigen para su definición del concurso de una investigación hidrogeológica complicada y la aplicación de técnicas analíticas.

La resolución de los problemas complejos requiere normalmente la subdivisión del espacio contaminado en subsistemas físicos de relativa homogeneidad en los que pueden aplicarse los métodos de análisis descritos en este capítulo, así como las técnicas operativas que se exponen en el próximo.

6. OPERACION Y DISEÑO DE SISTEMAS DE VACIO

6.1. Introducción

En el capítulo 5 se señalaron las interrelaciones existentes entre los sistemas físicos a los que se pretende aplicar un cierto grado de vacío, los sistemas de vacío propiamente dichos, y los sistemas de tratamiento en los que se separan del agua utilizada como fluido motor los contaminantes arrastrados por los fluidos de desplazamiento: el aire o el agua. Estas interrelaciones se pusieron de manifiesto gráficamente en la Figura 5.1.

En los diferentes modelos de sistemas físicos contaminados, susceptibles de tratamiento por técnicas de vacío, se han analizado las características intrínsecas de los distintos sistemas, es decir, de la correlación existente entre el nivel de vacío aplicado al sistema, , a través de una configuración geométrica definida, y los caudales arrastrados. Q_a , compuestos de una mezcla de contaminante con el fluido de desplazamiento.

Existen dos alternativas fundamentales de depuración en función del estado físico y las características del contaminante, y de la naturaleza del fluido de desplazamiento. Las alternativas básicas se resumen esquemáticamente en la Figura 6.1.

En la alternativa exhaustor, Figura 6.1.(a), el contaminante está compuesto por una sustancia o mezcla de sustancias volátiles. El fluido desplazante es el aire contenido en los vacíos o poros del terreno contaminado y en el que el grado de saturación por la fase líquida-contaminante más agua resulta inferior a la unidad. A medida que progresa el tratamiento el aire interno va siendo sustituido por otro del contorno y finalmente por el aire atmosférico.

En la alternativa eductor, Figura 6.1.(b), el contaminante está compuesto por una sustancia o mezcla de sustancias, en fase líquida, volátiles o no, que saturan el terreno, conjuntamente con un porcentaje variable de agua. El fluido desplazante es en un primer estadio del proceso el propio contaminante en combinación con el agua que va progresivamente incrementando su proporción en el fluido de arrastre a medida que avanza el grado de depuración del terreno.

En ambas alternativas, el sistema de vacío debe completarse con un sistema de tratamiento secundario, basado en alguno de los métodos descritos en el Capítulo 4, que permita recuperar el contaminante extraído al tiempo que se restituye al medio el fluido desplazante -aire o agua- con un aceptable nivel de pureza.

Característica importante de la alternativa exhaustor, Figura 6.1 (a), es que el aparato (exhaustor) que genera el vacío pueda instalarse en el exterior, sobre la superficie del terreno, ya que tratándose de extraer un

flujo de gases la distancia entre el punto de toma de los mismos, la profundidad del sustrato, y el generador de vacío no suele presentar inconvenientes. No obstante, se deberá garantizar la estanqueidad del conducto de evacuación y respetar las normas de cálculo que se expondrán en el próximo epígrafe.

Característica fundamental del sistema eductor, Figura 6.1(b), es la limitación entre la distancia del aparato a la cámara de vacío, que conviene reducir en la medida de lo posible por consideraciones de eficiencia y que no puede superar unos 6 m. por restricciones físicas. Por consiguiente, y salvo en el caso de lentejones de contaminantes muy someros, el eductor se habrá de alojar en el interior de un tubo de paredes perfectamente estancas y a profundidades variables. Las características de las conexiones del eductor se estudiarán en el epígrafe 6.3.

6.2. Dimensionamiento de componentes en la alternativa exhaustor

Una vez definido el espacio físico contaminado, según lo expuesto en los epígrafes 5.8.1.1, 5.8.1.2 y 5.8.2., se conocerá la relación que liga la presión de aspiración del sistema de vacío, p , con el caudal volumétrico, Q , de gases a extraer a la presión y temperatura de la operación. En definitiva, con ayuda de las fórmulas que resulten aplicables al caso se habrá establecido una relación:

$$Q = f(p) \quad (6.1)$$

En el desarrollo de los modelos matemáticos representativos de los sistemas físicos se ha supuesto que p es la presión absoluta en torr y Q el caudal de gases extraído en $m^3/\text{día}$.

El sistema de aspiración del exhaustor, Figura 6.1(a) está constituido normalmente por un tubo comercial de acero al carbono, perforado o ranurado en la zona de aspiración y cuyo radio r se encuentra ya definido por entrar en la relación que liga a Q con p en la fórmula 6.1. En todo caso la sección del tubo o conducto vertical de toma suele ser lo suficientemente amplia como para que pueda prescindirse del análisis de la pérdida de carga de los gases a su paso por el conducto.

El circuito AB, Figura 6.1(a) que liga el tubo vertical de toma de gases con el exhaustor debe dimensionarse con criterios usuales en la ingeniería práctica. El primero de estos criterios consiste en elegir una velocidad adecuada de los gases en circulación, para lo que se utiliza el gráfico de la Figura 6.2. De este gráfico se desprende, a título de ejemplo, que un sistema que opere a 400 torr, es decir, con un vacío de $760-400=360$ torr, la velocidad de diseño sería de 80 piés/s equivalente a 24 m/s.

El conocimiento de Q expresado en m/s y de la velocidad deducida de la Figura 6.2 en función de la presión permite calcular la sección útil de la tubería de conexión. La consulta de un manual o normas de tubos permite seleccionar el tamaño comercial que cumple con el requisito de velocidad.

El conocimiento del trazado AB de la conexión y de sus accesorios tales como curvas, tes, válvulas, etc., permite determinar la longitud equivalente del circuito, L , en unidades de tubo recto. Para ello se consultan ábacos tales como el incluido en la Figura 6.3.

El siguiente paso estriba en calcular el número de Reynolds, Re , del fluido en circulación del que se conoce su densidad, viscosidad y velocidad, así como el diámetro del tubo por el que circula. El número de Reynolds:

$$R_e = \frac{\rho D v}{\mu} \quad (6.2)$$

es adimensional y para su cálculo se debe utilizar un sistema coherente de unidades de medida.

Del conocimiento del número de Reynolds y de la rugosidad de la tubería se desprende el valor, f , del factor de fricción mediante el empleo del ábaco de Moody que se incluye como Figura 6.4.

El paso final estriba en calcular la pérdida de presión entre los puntos A y B, Figura 6.1(a), que puede efectuarse por la ecuación:

$$\Delta p = 0,625 \frac{\rho f L q^2}{d^5} \quad (6.3)$$

en la que:

- Δp es la pérdida de presión en torr.
- ρ la densidad de los gases en lb/pie³
- f el factor de fricción adimensional.
- L la longitud equivalente de la conexión en pies.
- q el caudal volumétrico de gases en pies³/minuto.
- d el diámetro interior de la conexión en pulgadas.

En la práctica, la pérdida de presión, Δp , calculada según la ecuación (6.3), debe limitarse en función de p . Para presiones absolutas en los sistemas de vacío usuales (50-500 torr) conviene que se verifique:

$$\frac{\Delta p}{p} < 0,05 \quad (6.4)$$

El mantenimiento en el conducto de aspiración AB del sistema de vacío, Figura 6.1, de una ligera pérdida de presión, aunque dentro de los límites definidos por la ecuación (6.4), es un factor beneficioso que se traduce en la eliminación de condensaciones en el trayecto de los vapores arrastrados por el aire. Estas condensaciones se producirían en cualquier caso, de no existir una presión absoluta decreciente en el trayecto AB, siempre que la temperatura ambiente en el exterior resulte inferior a la existente en el sustrato.

En el sistema exhaustor, Figura 6.1(a), la presión P_1 de salida del aparato debe resultar ligeramente superior a la atmosférica y suficiente para compensar las pérdidas de carga del caudal polifásico $Q_m + Q_a$ en el conducto de conexión exhaustor -sistema de tratamiento y en el interior de este último.

En cuanto a la conexión entre la bomba y el exhaustor, para circular el fluido motor Q_m , el análisis se incluirá en el próximo epígrafe al tratar del funcionamiento eductor.

6.3. Dimensionamiento de componentes en la alternativa eductor

En el sistema eductor, Figura 6.1.(b), el fluido arrastrado o aspirado del sustrato está constituido por agua mezclada con proporciones de contaminante variables con el transcurso del proceso de depuración.

En los modelos matemáticos representativos de los sistemas físicos a tratar por técnicas de vacío se ha establecido como característica intrínseca del sistema físico la relación:

$$Q = f(\Delta) \quad (6.5)$$

La relación (6.5) expresa la dependencia del caudal de líquido aspirado, expresado en m^3/s , de la depresión Δ generada por el sistema de vacío, y medida en metros de columna de agua. La expresión explícita de la función (6.5) se ha deducido en las ecuaciones (5.32) y (5.41) del capítulo 5.

En el sistema eductor Figura 6.1(b), el caudal Q_a es el correspondiente al deducido de la ecuación (6.5). El conducto de conexión AB de la cámara de vacío con el eductor debe ofrecer una resistencia mínima y consecuentemente de pérdida de vacío, al paso del caudal Q_a .

La conexión AB se calculará siguiendo el método indicado en el epígrafe anterior. La velocidad del fluido, en este caso agua, se limitará a 1 m/s. Se determinará la longitud equivalente, L, del circuito con auxilio de la Figura 6.3. Se calculará el número de Reynolds por la fórmula (6.2) y se deducirá el factor de fricción con ayuda del ábaco de Moody de la Figura 6.4. La pérdida de

presión se calculará por la fórmula de Fanning:

$$d\Delta = \frac{fLv^2}{2 Dg} \quad (6.6)$$

en la que:

- $d\Delta$ es la pérdida de carga expresada en metros de columna de agua.
- f el factor de fricción adimensional.
- v la velocidad en m/s
- D el diámetro del tubo en m.
- g la aceleración de la gravedad, $9,81 \text{ m/s}^2$.

La pérdida de presión deducida de (6.6) deberá verificar la inecuación:

$$\frac{d\Delta}{\Delta} < 0,05 \quad (6.7)$$

En la mayoría de los casos, la pérdida de presión dinámica, calculada de acuerdo con el procedimiento indicado, y expresada en metros de columna de agua, resultará de un valor de orden inferior a la altura geométrica en metros que separa los puntos A y B. Por este motivo, cuando se pretenda aprovechar al máximo las posibilidades de vacío generado por el eductor, Figura 6.1(b), el aparato podrá colocarse en el interior de la cámara de vacío y operar en condición de inundado; en este último supuesto, las tubuladuras de paso de los caudales motor Q_m , y motor más arrastrado, Q_m+Q_a , atravesarán la tapa superior de la cámara de vacío debiendo ser herméticos los pasos.

El conducto BC de evacuación del eductor, Figura 6.1(b), se calculará siguiendo los procedimientos indicados en lo que precede. También en este cálculo se deducirá que la pérdida de carga dinámica expresada en metros de columna de agua resulta de un orden inferior a la altura geométrica de la elevación.

Los conductos de conexión entre bombas y exhaustor o eductor, Fig. 6.1, se dimensionarán siguiendo los principios expuestos reiteradamente en lo que antecede, es decir: limitación de la velocidad a 1 m/s, determinación de la longitud equivalente L, cálculo del número de Reynolds, determinación del factor de fricción, y aplicación de la fórmula de Fanning. Se comprobará que la pérdida de carga es inferior a 0,05 del valor de la presión en la impulsión de la bomba; en el caso contrario se elegirá un conducto de mayor diámetro.

6.4. Teoría general del eyector de agua

6.4.1. Descripción y principios de funcionamiento

El eyector alimentado por agua a presión, representado esquemáticamente en la Figura 6.5, se compone de los elementos coaxiales siguientes:

- Una tubería acabada en una boquilla convergente y llamada tubería motriz (TM) que se alimenta con agua a presión.
- Una segunda tubería, convergente y envolviendo la primera, que se denomina tubería de recarga (TR), por la que entra el fluido a aspirar.
- Una tubería cilíndrica llamada mezclador (M) en la que se mezclan los fluidos motor y aspirado.
- Una tubería divergente llamada difusor (DF).

El caudal motor, Q_m , corresponde al del agua a presión que alimenta el dispositivo. A su salida por la boquilla la energía de presión se transforma en cinética. Por intercambio de cantidad de movimiento el chorro de agua motriz arrastra una cierta cantidad de líquido que ocupa la tubería de recarga, dicha cantidad se denomina fluido aspirado y se designa por Q_a .

En el mezclador, Fig. 6.5, prosigue el intercambio de cantidad de movimiento entre ambos fluidos, motor y aspirado o arrastrado, y las velocidades de las dos corrientes se van progresivamente acercando hasta igualarse.

En el difusor (DF) una parte de la energía cinética del fluido de mezcla se convierte en energía de presión.

Las evoluciones de las presiones y velocidades de los fluidos motriz y aspirado, a su paso por las diferentes secciones del eyector, se ilustran en la Figura 6.5. En términos generales se puede definir el eyector como un intercambiador de energía de presión entre un fluido motor y otro arrastrado. La diferencia de presiones del fluido motor, entre la entrada y la salida del aparato, $P_m - P_r$, es siempre positiva; por el contrario dicha diferencia, $P_a - P_r$, para el fluido arrastrado es negativa. Se puede proyectar un eyector de modo que P_a presente valores muy reducidos, por debajo de la presión atmosférica, aunque su límite inferior estará limitado por la tensión de vapor del agua motriz a la temperatura de salida por la boquilla.

6.4.2. Características de funcionamiento de un eyector

La energía global de una masa unidad de fluido en un punto del eyector tendrá por expresión:

$$E = P/\rho + c^2/2 + gz \quad (6.8)$$

en la que:

- E es la energía total en Kp x m/Kg.
- P la presión en Kp/m²
- ρ la densidad del fluido en Kg/m³.
- c la velocidad en m/s
- g la aceleración de la gravedad: 9,81 m x s⁻²
- z la altura sobre un nivel de referencia en m.

Designaremos por a, m y r las secciones de entrada del fluido aspirado Q_a , del motor Q_m , y del total Q_a+Q_m , tal como se ilustra en las Figuras 6.2 y 6.5.

El efecto útil de un eyector se valora por la energía másica, E_r-E_a , ganada por el fluido aspirado Q_a . La potencia útil P_u del aparato será por consiguiente:

$$P_u = \rho_a Q_a (E_r - E_a) \quad (6.9)$$

Para producir este efecto útil, el caudal motor Q_m habrá cedido, a su vez, una energía másica, E_m-E_r . La potencia motriz cedida será pues:

$$P_m = \rho_m Q_m (E_m - E_r) \quad (6.10)$$

El rendimiento mecánico del eyector η será, en el supuesto de que el agua sea el fluido motor y el arrastrado ($\rho_a = \rho_m$):

$$\eta = P_u/P_m = Q_a(E_r - E_a) / Q_m(E_m - E_r) \quad (6.11)$$

El funcionamiento del eyector estará completamente definido cuando se conozca la ley de variación de la energía másica útil, E_r-E_a , y del rendimiento en función del caudal arrastrado, Q_a , para cada valor del caudal motriz Q_m .

Las características de funcionamiento de un eyector se pueden presentar de forma adimensional si se utilizan las variables reducidas siguientes:

$$M = Q_a / Q_m \quad (6.12)$$

$$N = (E_r - E_a) / (E_m - E_r) \quad (6.13)$$

La característica energética reducida N es una función lineal de M como se pone de manifiesto en la Figura 6.4. Si M_0 y N_0 designan la abscisa y la ordenada en el origen, la citada recta tendrá por ecuación:

$$N/N_0 + M/M_0 = 1 \quad (6.14)$$

La ecuación del rendimiento mecánico η , definida por (6.11) podrá expresarse asimismo por la siguiente:

$$\eta = MN \quad (6.15)$$

que es una parábola tal como se ilustra en la Figura 6.6. El valor máximo del rendimiento (6.16) se obtiene para:

$$M = M_0/2 \quad (6.16)$$

$$N = N_0/2 \quad (6.17)$$

por lo que el rendimiento máximo será:

$$\text{máx} = \frac{M_0 N_0}{4} \quad (6.18)$$

En el caso más favorable, Figura 6.6, el rendimiento máximo del eyector apenas alcanza un valor del 35%. Estos bajos rendimientos son inherentes al principio de funcionamiento del dispositivo.

Todos los eyectores geoméricamente semejantes presentan las mismas características de $N=f(M)$ y de $\eta = MN$ de la Figura 6.6 con independencia del caudal motor Q_m . En la Figura 6.6 se ha señalado un ángulo α cuya tangente tendrá por valor:

$$\text{Tgx} = \frac{N_0}{M_0} \quad (6.19)$$

El valor de $\text{tg}\alpha$ para una determinada familia de eyectores semejantes geoméricamente es siempre constante, con independencia de Q_m . El valor de $\text{tg}\alpha$ es únicamente función de la relación R entre áreas de las secciones de la salida de la boquilla y de la garganta o cuello de entrada al mezclador. La relación entre $\text{tg}\alpha$ y R , es decir, la función:

$$\text{tg}\alpha = f(R) \quad (6.20)$$

se representa en la Figura 6.6 para valores usuales de R .

6.4.3. Elección o diseño de eductores.

La investigación hidrogeológica y química de un espacio contaminado permite establecer un modelo físico de dicho espacio y elaborar un modelo matemático para el diseño del equipo capaz de resolver el problema. Como se ha visto en el Capítulo 5, la aplicación del sistema de vacío conduce en todos los casos, ecuaciones (5.32) y (5.41), a diseñar y elegir un eductor que de acuerdo con la característica intrínseca del sistema físico:

$$\Delta = Q/4Kr \quad (6.21)$$

pueda aspirar un caudal Q de líquido (agua más contaminante) manteniendo una depresión Δ en el medio líquido.

En hidrogeología conviene expresar las magnitudes de las variables de la ecuación (6.21) en las unidades siguientes:

- Δ en metros de columna de agua.
- Q en m^3/s
- K en m/s
- r en m .

Dado que K , conductividad hidráulica, es una constante del sistema físico y que r , radio del círculo de aspiración, es una constante del sistema de vacío, la relación entre Δ y Q será una función lineal:

$$\Delta = f(Q) \quad (6.22)$$

Una vez conocido el esquema de instalación del eductor, Figura 6.1(b), y determinadas las pérdidas de carga en los conductos AB de aspiración y BC de impulsión para el caudal Q se podrán determinar las energías másicas del fluido arrastrado E_a y E_r a la entrada y salida del eductor. Se aplicará la fórmula (6.8) simplificada a:

$$E_a = \frac{P_a}{\rho} = \Delta \quad (6.23)$$

$$E_r = \frac{P_r}{\rho} = h \quad (6.24)$$

por tener en cuenta que las velocidades de entrada y salida del eductor son muy reducidas y el término gz resulta depreciable dada la escasa altura del aparato.

Para elegir o diseñar un eductor se deberá partir de la base de que Q y Q son conocidos. Asimismo se admitirá que el eductor a diseñar o elegir deberá funcionar en condiciones de máximo rendimiento mecánico. Como es obvio y se demuestra en lo que sigue existen infinitas soluciones del problema.

El sistema físico, Figura 6.7(a) se caracteriza por los valores de Q , h y Δ . Esta última magnitud es la presión de descarga equivalente, en una primera aproximación (6.24) a la altura de elevación del fluido motor. Existen infinitas soluciones de operar con los valores Q, Δ y h para ello a cada valor de H , o altura de impulsión del fluido, se encontrará un solo valor de Q_m . En cualquier caso, el producto $H_m Q_m$ que representa la potencia de bombeo permanece constante dentro de ciertos límites.

Si se fija un valor de H (por ejemplo de tres veces el de la suma $h + \Delta$) se determinará el de Q_m , así como el de las dimensiones fundamentales del eductor, operando como se indica a continuación.

La curva característica del eductor, Figura 6.7(b), se puede construir, suponiendo que P es el punto de funcionamiento, como sigue:

$$PA = \frac{h + \Delta}{H - h} ; N_o = 2 \frac{h + \Delta}{H - h} \quad (6.25)$$

y ya que el eductor debe operar a eficiencia máxima, se verificará asimismo:

$$\frac{M_o N_o}{4} = 0,30 \quad (6.26)$$

lo que permite conocer M_o y la abscisa de A ya que $OA = M_o / 2$.

Por otra parte dado que:

$$\frac{Q}{Q_m} = \frac{M_o}{2} \quad (6.27)$$

la ecuación (6.27) permite calcular Q_m .

Una vez calculado Q_m y conocido H se determinará la sección de salida S_m de la boquilla. Previamente se determina la velocidad V_m de acuerdo con la ecuación:

$$V_m = C \sqrt{2gH} \quad (6.28)$$

en la que C es un coeficiente de contracción de la vena líquida. En la boquillas cónicas convergentes empleadas en los eductores puede aceptarse para C un valor de 0,90.

La sección de salida de la boquilla se calculará finalmente por la fórmula:

$$S_m V_m = Q_m \quad (6.29)$$

La sección S_g de la garganta o cuello del eductor se calculará una vez conocida S_m y $\text{tg} \alpha = N_o/M_o$, determinando R con ayuda de la figura 6, y por la ecuación:

$$R = \frac{S_m}{S_o} \quad (6.30)$$

6.4.4. Elección o diseño de exhaustores

La alternativa exhaustor se ilustra esquemáticamente en la Figura 6.1(a). Como se aprecia, el dispositivo se instala en este supuesto en el exterior, sobre la superficie del terreno. Este tipo de emplazamiento se justifica, en primer lugar, por razones económicas ya que en esta solución se pueden realizar importantes economías al reducir a un mínimo las conducciones del fluido motor Q_m y del evacuado, $Q_a + Q_m$. Por otra parte, las pérdidas de carga en los conductos de vacío se pueden reducir fácilmente a valores muy por debajo del generado por el aparato.

No obstante lo indicado en lo que antecede, la razón fundamental del tipo de emplazamiento del exhaustor es de carácter mecánico y tiene por finalidad, como se expondrá mas adelante, incrementar la eficiencia y rendimiento del aparato.

En el Capítulo 5, se ha puesto de manifiesto que el sistema físico a tratar por técnicas de vacío presenta unas características intrínsecas propias que se representan por una ecuación del tipo:

$$q = f(p) \quad (6.31)$$

en la que, q, es el caudal en $m^3/\text{día}$ y, p, la presión absoluta en torr referida al punto de aspiración de aire y vapores en el subsuelo.

La ecuación (6.31) puede transformarse en la siguiente:

$$Q_a = f(\Delta) \quad (6.32)$$

en la que Q_a es el caudal de gases-aire+vapores- a la entrada del exhaustor y Δ la presión absoluta en el sistema de aspiración expresada en metros de columna de agua.

Las condiciones operativas del exhaustor se reflejan en la Figura 6.7(a) debiendo señalarse que H , h y Δ se expresan en metros de columna de agua sobre el vacío absoluto.

La curva característica N del exhaustor se traza en la Figura 6.7(b) y tiene por expresión:

$$N = \frac{\Delta+h}{H-h} \quad (6.33)$$

si el exhaustor funciona en condiciones de rendimiento mecánico máximo se tendrá:

$$N_o = 2 \frac{\Delta+h}{H-h} \quad (6.34)$$

al mismo tiempo, la abscisa OA de P será $M_o/2$ y se verificará:

$$\frac{M_o N_o}{4} = 0,30 \quad (6.35)$$

Dado que:

$$M_o = \frac{Q_a}{Q_m} \quad (6.36)$$

la extracción de un caudal máximo, Q_a , de gases con vapores de contaminantes obliga a que M_o presente el mayor valor posible; para ello, según (6.35), N_o , debe adquirir un valor mínimo. Para que N_o tenga un valor muy reducido será necesario, según (6.34) que H sea elevado y h mínimo. Se justifica así, lo ya apuntado en lo que precede, de que el exhaustor se instale en superficie para aminorar, en la medida de lo posible, el valor de h .

Conocidos los valores de h y de Δ , y fijada la altura de impulsión H del fluido motriz, se podrán determinar los valores de M_o y las secciones de salida de la boquilla y del cuello del exhaustor, siguiendo el procedimiento expuesto en el epígrafe anterior.

6.4.5. Elección de bombas

El diseño o elección del eyector más apropiado para la resolución de un problema de contaminación por las técnicas de vacío lleva implícito, como se ha expuesto en los epígrafes anteriores, el cálculo de la altura H ó presión de impulsión del fluido motriz, así como su caudal Q_m .

En función de estas características, caudal y presión de impulsión, puede elegirse la bomba más apropiada consultando los catálogos de los fabricantes de estos equipos.

BIBLIOGRAFIA

1. Crane, "Flow of Fluids", Crane Ltd, 1969.
2. Carl L. Yaws, "Physical Properties", Mc Graw-Hill Publishing Co, 1977.
3. P. Wuithier, "El Petróleo. Refino y Tratamiento Químico", Ediciones CEFSA, Tomo I, 1971.
4. R.C. Reid, J.M. Fraunsnitz y B.E. Poling, "The Properties of Gases & Liquids", Mc Graw Hill Book Co, 1987.
5. R.H. Perry y C. Chilton, "Manual del Ingeniero Químico", Mc Graw Hill de México, 1985.
6. CRC, "Handbook of Chemistry and Physics", CRC Press, 1974.
7. A. Dascalescu, "Le séchage et ses applications industrielles", Dunod, 1969.
8. J. Guillemot, "Geología del Petróleo", Paraninfo, 1982.
9. L.M. Prince, "Microemulsions", Academic Press Inc, 1977.
10. F. Kreith y W.Z. Black, "Transmisión del Calor", Alambra Universidad, 1983.
11. K. Metz, "Manual de Geología Tectónica", Ediciones Omega, 1963.
12. C. Castany, "Traité pratique des eaux souterraines", Dunod, 1963.
13. P. Forchheimer, "Tratado de Hidráulica", Editorial Labor, 1950.
14. G.P. Tschebotarioff, "Mecánica del Suelo", Aguilar, 1958.
15. K. Terzaghi, "Theoretical Soil Mechanichs", Wiley and Sons, 1942.
16. K. Terzaghi y R.B. Peck, "Mecánica de Suelos en la Ingeniería Práctica", Editorial "El Ateneo", 1963.
17. B.C. Craff y M.F. Hawkins, "Ingeniería aplicada de yacimientos petrolíferos", Editorial Tecnos, 1977
18. G. Chiesa, "Inquinamento delle acque soterranee", Hoepli, 1988.
19. M.King Hubbert, "Entrapment of petroleum under hydrodynamic conditions", Bull of the American Ass of Petr. Geologists, Vol. 37, No. 8, 1953.
20. F. Schwille, "Groundwater pollution by mineral oil products", IAHS - AISH Publ. No. 103, 1975.
21. S. B. Blakc & R. W. Lewis, "Underground oil recovery", GMWR, Spring 1983.

22. J.J. Fried y otros, "Groundwater Pollution by Transfer of Oil Hydrocarbons", Groundwater, Nov. Dic. 1973.
23. Wilson, J.L. and P.J. Miller, "Two dimensional plume in uniform groundwater flow", J.Hydr. Div. Proc. Am. Soc. Eng. V.104, 1978.
24. Hunt, B. "Dispersive sources in uniform groundwater flow", J.Hydr. Div. Proc. Am. Soc. Civ. Eng. V.104, 1978.
25. Domenico, P.A. and V.V. Palcianskas, "Alternative boundaries in solid waste management", Ground Water, vol. 20, 1982.
26. Domenico, P.A. and Robbins, G.A. "A new method of contaminant plume analysis", Ground Water, July - August, 1985.
27. Armstrong, N.E., "Biological Measures", Hazardous Materials Spills Handbook, Mc Graw-Hill Book Co., 1982.
28. Mc Cabe W.L. and Smith J.L., "Unit Operations of Chemical Engineering", Mc Graw Hill, 1976.
29. P.Wuithier, "El petróleo. Refino y tratamiento Químico", Ediciones CEPISA. Tomo II, 1973.
30. Gross, R.L. y otros, "Packed Tower Aeration Strips Tricloroethylene from Groundwater", Environmental Progress, Vol.4, Nº.2, May 1985.
31. Mc Kinnon, R.J. and Dyksen, J.E.", Removing Organics From groundwater Through Aeration Plus GAC", Journal AWWA, 1984.
32. Degremont, "Manual Técnico del Agua", 1989.
33. Althoff y otros, "Aquifer Decontamination for Volatile organics. A Case History", Ground Water, Vol.19, nº.5, 1981.
34. Yazicigil, H. and Sendlein, L.V.A., "Management of Ground Water Contaminated by Aromatic Hydrocarbons in the Aquifer Suppling Ames, Iowa", Ground Water, Vol. 19, nº.6, 1981.
35. Patton, D.W., "Vacuum Systems in the CPI", CEP, December 1983.
36. Minton, D.E., "Handbook of Evaporation Technology", Noyes Publications, 1986.
37. Ryans, J.L. and Roper, D.L., "Process Vacuum System. Design & Operation", Mc Graw-Hill, 1986.
38. Pipko, A. y otros, "Fundamentals of Vacuum Techniques", Mir Publishers, 1984.
39. Guthrie, A, "Vacuum Technology", Wiley, 1963.
40. Vener, R.E., "Liquid-Gas Contacting", C.E., August 1956.

ANEJO 1.- TABLAS

Tabla 1.1

PRODUCTOS QUIMICOS ORGANICOS CONTAMINANTES DEL SUSTRATO	
PRODUCTOS	CONSUMO NACIONAL EN T (1989)
<u>Mezclas de hidrocarburos:</u>	
Gasolinas auto	7.435.264
Queroseno (1)	122.538
Gasóleos	12.461.216
Fuelóleos	5.648.758
<u>Sustancias puras:</u>	
Benceno	286.420
Xilenos	296.326
Estireno	180.450
Ciclohexano	45.273
Tolueno	84.033

Fuentes:

- Memoria de CAMPSA, 1989
- La Industria Química en España, 1989, MIE

Nota:

(1) Excluidos los suministros de otras compañías.

Tabla 1.2

DENSIDADES DE PRODUCTOS ORGANICOS CONTAMINADORES		
<u>Productos</u>	<u>Temperaturas</u>	<u>Densidades (Kg/l)</u>
<u>Mezclas de hidrocarburos:</u>		
Gasolinas auto	15°C	0,74 - 0,76
Querosenos	15°C	0,76 - 0,83
Gasóleos	15°C	0,83 - 0,86
Fuelóleos	15°C	0,94 - 0,98
<u>Sustancias puras:</u>		
Benceno	15°C	0,88
Xilenos	15°C	0,86
Estireno	15°C	0,90
Ciclohexano	15°C	0,78
Tolueno	15°C	0,87

Fuentes:

- CAMPSA, Catálogo de productos.
- P. Wuithier, Refino y Tratamiento Químico, Ediciones CEPISA, 1971.
- Carl L. Yaws, Physical Properties, Mc Graw-Hill, 1977.

Tabla 1.3

FORMULA DE CORRELACION DE LAS VISCOSIDADES DE LIQUIDOS PUROS						
Log $\mu_L = A + B/T + CT + DT^2$						
<u>Sustancias</u>	<u>A</u>	<u>B</u>	<u>C × 10²</u>	<u>D × 10²</u>	<u>μ a 25°C Cp</u>	<u>Rango °C</u>
Benceno	2,003	64,66	-1,105	9,648	0,61	5,5 a 289
O-Xileno	-1,447	451,1	-0,07678	0,4675	0,76	-25 a 358
m-Xileno	-1,659	446,1	-0,02770	0,1963	0,60	-48 a 344
p-Xileno	-3,383	686,0	-0,3792	-2,925	0,61	13 a 344
Estireno	-1,181	410,9	-0,1378	0,7310	0,71	-31 a 369
Ciclohexano	-1,910	599,2	-0,06749	0,5026	0,88	6,5 a 280
Tolueno	-2,553	559,1	0,1987	-1,954	0,55	-40 a 319
Agua	-10,73	1,828	1,966	-14,66	0,90	0 a 374

Notas:

- μ_L es la viscosidad del líquido saturado en Cp
- T es la temperatura absoluta en °K.

Tabla 1.4

FORMULA DE CORRELACION DE LAS VISCOSIDADES DE GASES PUROS					
$\mu_g = A + BT + CT^2$					
<u>Sustancias</u>	<u>A</u>	<u>Bx10²</u>	<u>Cx10⁶</u>	<u>μ_g a 25°C</u> <u>Micropoises</u>	<u>Rango °C</u>
Benceno	-15,76	32,45	-72,32	75	0 a 1000
O-xileno	1,776	21,74	-20,57	65	0 a 1000
m-xileno	-15,27	25,44	-43,43	57	0 a 1000
p-xileno	-13,90	25,57	-44,57	58	0 a 1000
Estireno	-5,683	23,68	-32,68	62	0 a 1000
Ciclohexano	-4,705	26,32	-44,10	70	0 a 1000
Tolueno	-8,421	27,11	-40,18	69	0 a 1000
Agua	-31,89	41,45	-8,272	90	0 a 1000
Nitrógeno	30,43	49,89	-109,3	170	-160 a 1200
Oxigeno	18,11	66,32	187,9	200	-160 a 1000

Notas:

- μ_g es la viscosidad del gas en micropoises.
- T es la temperatura absoluta en °K.

Tabla 1.5

PROPIEDADES FISICAS DE LAS SUSTANCIAS QUE INTERVIENEN EN LA FORMULA DE LUCAS								
Sustancias	Fórmula	M g/mol	T _b K	T _c K	P _c bar	V _c cm ³ /mol	Z _c	μ debye
Nitrógeno	N ₂	28,013	77,4	126,2	33,9	89,8	0,290	0,0
Oxígeno	O ₂	32,000	90,2	154,6	50,4	73,4	0,288	0,0
Agua	H ₂ O	18,015	373,2	647,3	221,2	57,1	0,235	1,8
Propano	C ₃ H ₈	44,094	231,1	369,8	42,5	203,0	0,281	0,0
n-Butano	C ₄ H ₁₀	58,124	272,7	425,2	38,0	255,0	0,274	0,0
Isobutano	C ₄ H ₁₀	58,124	261,4	408,2	36,5	263,0	0,283	0,1
Pentano	C ₅ H ₁₂	72,151	309,2	469,7	33,7	304,0	0,263	0,0
Benceno	C ₆ H ₆	78,114	353,2	562,2	48,9	259,0	0,271	0,0
Ciclohexano	C ₆ H ₁₂	84,162	353,8	553,5	40,7	308,0	0,273	0,3
Hexano	C ₆ H ₁₄	86,178	341,9	507,5	30,1	370,0	0,264	0,0
Tolueno	C ₇ H ₈	92,141	383,8	591,8	41,0	316,0	0,263	0,4
Heptano	C ₇ H ₁₆	100,205	371,6	540,3	27,4	432,0	0,263	0,0
Estireno	C ₈ H ₈	104,152	418,3	647,0	39,9	369,7	0,264	0,1
O-Xileno	C ₈ H ₁₀	106,168	417,6	630,3	37,3	369,0	0,262	0,5
m-Xileno	C ₈ H ₁₀	106,168	412,3	617,1	35,4	376,0	0,259	0,3
p-Xileno	C ₈ H ₁₀	106,168	411,5	616,2	35,1	379,0	0,260	0,1
Octano	C ₈ H ₁₈	114,232	398,8	568,8	24,9	492,0	0,259	0,0
Nonano	C ₉ H ₂₀	128,259	424,0	594,6	22,9	548,0	0,260	0,0
Decano	C ₁₀ H ₂₂	142,286	447,3	617,7	21,2	603,0	0,249	0,0

Nota: T_b es la temperatura de ebullición a presión atmosférica.

Tabla 1.6

FORMULA DE CORRELACION DE LAS PRESIONES DE VAPOR DE SUSTANCIAS PURAS							
Log P _v = A + B/T + ClogT + DT + ET ²							
<u>Sustancias</u>	<u>A</u>	<u>B</u>	<u>C</u>	<u>D × 10²</u>	<u>E × 10⁶</u>	<u>Rango (°C)</u>	<u>Precisión (%)</u>
Benceno	51,204	-3.245,7	-16,403	7,540	-	7,6 a 289,4	0,65
O-xileno	56,025	-3.955,6	-17,831	7,3259	-	-20 a 358	0,27
m-xileno	58,530	-3.990,2	-18,835	7,9678	-	-30 a 246	0,47
p-xileno	57,096	-3.923,6	-18,309	7,7401	-	20 a 345	0,16
Estireno	768,68	-20.562,6	-318,53	340,22	-136,67	-27 a 369	3,01
Ciclohexano	64,753	-3.619,2	-21,753	10,742	-	-25 a 280	0,82
Tolueno	115,21	-4.918,1	-43,467	38,548	-13,496	-60 a 320	0,63
Agua	16,373	-2.816,6	-1,6908	-5,7546	4.0073	0 a 374	0,09

Notas:

- P_v es la presión de vapor en mmHg ó torr
- T es la temperatura absoluta en °K

Tabla 1.7

FORMULA DE CORRELACION DE LA TENSION SUPERFICIAL DE SUSTANCIAS PURAS					
$\delta = \delta_1 \left[\frac{T_c - T}{T_c - T_1} \right]^n$					
<u>Sustancias</u>	<u>δ_1 dinas/cm</u>	<u>T_1 °C</u>	<u>T_c °C</u>	<u>n</u>	<u>Rango °C</u>
Benceno	28,88	20	288,94	1,2243	5,53 a 288,94
O-Xileno	30,10	20	357,80	1,2111	-25,2 a 357,80
m-Xileno	28,90	20	343,80	1,2629	-47,9 a 343,80
p-Xileno	28,31	20	344,00	1,2182	13,3 a 344,00
Estireno	29,01	60	369,00	0,4828	-30,6 a 369,00
Ciclohexano	25,24	20	280,30	1,4246	6,55 a 280,30
Tolueno	28,52	20	318,80	1,2364	-95,0 a 318,80
Agua	71,97	25	374,20	0,8105	0 a 100,00

NOTAS:

- Las tensiones superficiales se miden en contacto líquido-aire.
- δ se expresa en dinas/cm.
- δ_1 es la tensión superficial a la temperatura T_1 .

Tabla 1.8

TENSIONES INTERFACIALES ENTRE HIDROCARBUROS Y EL AGUA			
<u>Sustancia pura o compuesto</u>	<u>T</u> <u>°C</u>	<u>δ</u> <u>dinas/cm</u>	<u>Referencias</u>
Benceno	20	35,00	(6) Pág F-39
n-Hexano	20	51,10	(6) Pág F-39
n-Octano	20	50,80	(6) Pág F-39
Benceno	20	35,00	(7) Pág 24
Hexano	20	51,11	(7) Pág 24
Aceite de parafina	20	55,32	(7) Pág 24
Petróleo crudo	sd	30,00	(8) Pág 276
n-Parafinas	sd	50,00	(9) Pág 105
Benceno	sd	35,00	(9) Pág 105

Tabla 1.9

COEFICIENTE DE DIFUSION EN FASE GASEOSA (1 atm)					
Unidad: cm ² /s					
<u>Sustancias</u>	<u>T</u> <u>°C</u>	<u>Aire</u>	<u>O₂</u>	<u>N₂</u>	<u>Referencias</u>
Benceno	0	0,077	0,0797	-	(5) 3 -282
Ciclohexano	15	-	0,0744	0,0760	"
Ciclohexano	45	0,086	-	-	"
m-Decano	90	-	-	0,0841	"
m-Hexano	15	-	0,0753	0,0757	"
n-Octano	0	0,0505	-	-	"
Tolueno	0	0,076	-	-	"
Agua	0	0,220	-	-	"
Ciclohexano	16	0,076	-	-	(4) Pág. 591
Agua	40	0,292	-	-	(4) Pág. 590
n-Hexano	20	0,081	-	-	"
Tolueno	25	0,084	-	-	(10) Pág. 525
Agua	25	0,260	-	-	"

Tabla 1.10

SOLUBILIDAD DE HIDROCARBUROS EN AGUA		
Unidad: g/100 gH ₂ O		
<u>Sustancia</u>	<u>T (°C)</u>	<u>Solubilidad</u>
Benceno	22	0,07
Ciclohexano	-	Insoluble
n-Óctano	-	Insoluble
n-Dodecano	-	Insoluble
Estireno	-	Casi insoluble
n-Hexano	15	0,014
n-Octano	16	0,002
n-Pentano	16	0,036
Tolueno	16	0,050
Xilenos	-	Insolubles

Tabla 2.1

CLASIFICACION DE LAS ROCAS DETRITICAS POR SU GRANULOMETRIA

	BOURCART 1951	U. S. Bur. of Soil	WENTWORTH 1922	mm
100	Guijarros		Bloques	256
			(cobbles)	128
			64	64
10	Gravas		Guijarros (Pebbles)	32
	20		16	16
	5		4	8
	Gránulos		Gránulos	4
1	2	2	2	2
	gruesas	Gravas finas	muy gruesas	1
	1	1	gruesas	1
	medias	gruesas	1/2	1/2
	0,5	medias	1/4	1/4
	finas	0,25	finas	1/8
	0,1	finas	1/8	1/8
0,1	0,1	muy finas	muy finas	1/16
	muy finas (arenilla)	0,05	1/16	1/16
	0,02		Silts	1/32
0,01		Silts	Silts	1/64
	Polvos	0,005	1/256	1/128
		Arcillas		1/256
0,001	0,001	0,001	Arcillas	

Tabla 2.2

POROSIDADES TOTALES DE AGRUPACIONES DE ESFERAS SEGUN FIG.2.1			
<u>Tipo de Agrupamiento</u>	<u>Volumen total</u>	<u>Volumen de poros</u>	<u>Porosidad (%)</u>
1	8 R ³	3,81 R ³	47,64
2	6,93 R ³	2,74 R ³	39,54
3	5,66 R ³	1,47 R ³	25,95
4	6,93 R ³	2,74 R ³	39,54
5	6 R ³	1,81 R ³	30,19
6	5,66 R ³	1,47 R ³	25,95

Fuente: Referencia (12), Pág. 119

Tabla 2.3

PRESIONES CAPILARES EN DIFERENTES TIPOS DE SUELOS		
<u>Tipos de suelos</u>	<u>Radio de los poros (cm)</u>	<u>Presion capilar (dinas/cm²)</u>
Arena muy gruesa	0,02	3.000
Arena gruesa	0,01	6.000
Arena media	0,005	12.000
Arena fina	0,002	30.000
Arena muy fina	0,001	60.000

NOTA: 1 atm. = $1,01325 \times 10^6$ dinas/cm² = 760 mm Hg

Tabla 2.4

PRESIONES DE DESPLAZAMIENTO AGUA-PETROLEO DE DIFERENTES SUELOS		
<u>Tipos de suelos</u>	<u>Diámetros de granos (mm)</u>	<u>Presiones de desplazamiento (atm)</u>
Arcillas	Inferiores a 1/256	Mayor de 1
Limos	1/256 a 1/16	De 1 a 1/16
Arenas	1/16 a 2	De a/16 a 1/500
Gránulos	2 a 4	De 1/500 a 1/1000

NOTAS:

- El valor de 1/256 tomado para las arcillas es un máximo.
- La escala granulométrica de la Tabla es la de Wentworth.

Tabla 3.1

RANGOS DE CONDUCTIVIDAD HIDRAULICA DE DISTINTOS SUELOS	
<u>Tipos de suelos</u>	<u>Rangos de conductividad hidráulica (m/s)</u>
Guijarros y gravas sin finos	10 - 10 ⁻²
Gravillas y arenas sin finos	10 ⁻² - 10 ⁻⁵
Arenas finas. Limos. Arena con arcilla.	10 ⁻⁵ - 10 ⁻⁸
Arcillas homogéneas	(10 ⁻⁸

Tabla 3.2.

COMPOSICIONES DE GASOLINAS TIPICAS			
	PORCENTAJES MOLARES		
	Gasolina A	Gasolina B	Gasolina C
<u>Hidrocarburos</u>			
Isobutano	0.51	0.92	0.49
n-Butano & Neopentano	6.83	17.49	6.27
Isopentano	11.07	0.73	0.74
2,3 Dimetilbutano	1.77	0.73	0.74
n-pentano	7.16	7.05	6.13
2-Metilpentano	3.17	3.73	3.81
3-Metilpentano	2.41	2.54	2.35
n-Hexano	4.24	4.56	3.95
Metilciclopentano & 2,2,3-Dimetilpentano	1.59	2.85	2.43
2,3-Dimetilpentano & 2,2,3-Trimetilbutano	1.22	0.47	0.26
2,3-Dimetilpentano & 2-Metilhexano.	3.23	2.53	1.80
3-Metilhexano.	1.97	2.80	2.15
n-Heptano	2.15	1.65	1.79
3-Etilpentano & iso-octano	7.08	1.00	0.54
<u>Total Parafinas</u>	<u>71.10</u>	<u>66.04</u>	<u>51.55</u>
Benceno	2.68	1.99	2.08
Tolueno	5.94	7.52	6.30
Etilbenceno	1.13	1.29	1.50
m-and p-Xyleno	3.75	1.45	4.51
o-Xyleno	1.40	1.73	2.21
3 y 4-Metiletil-benceno	1.18	1.39	1.41
t-Butilbenceno & 1,2,4-Trimetilbenceno	1.31.	1.51.	1.40
<u>Total Aromaticos</u>	<u>20.00</u>	<u>20.44</u>	<u>24.25</u>
trans-2-Buteno	0.17	0.49	0.56
cis-2-buteno	0.10	0.36	0.55
1-penteno	0.30	0.32	1.12
2-Metil-buteno	1.09	0.53	1.77
2-Metil-1-penteno & 3-Hexeno	0.33	0.45	0.72
2-Metil-2-penteno	0.58	0.64	1.36
3-Metil-cis-s-penteno	0.35	0.71	0.66
Ciclohexeno	0.14	0.32	0.55
1-Hepteno	0.09	0.20	0.66
cis-and trans-3-Hepteno	0.59	0.95	1.16
1-Octano & 2-etil-1-hexeno	0.00	0.25	0.64
2,3-Dimetil-2-hexeno & trans-2-octano.	0.00	0.56	0.82
<u>Total Olefinas</u>	<u>6.90</u>	<u>13.52</u>	<u>24.21</u>
<u>TOTAL HIDROCARBUROS</u>	<u>100.00</u>	<u>100.00</u>	<u>100.00</u>

Tabla 3.3.

VALORES DE LA FUNCION DE ERROR Y DE LA COMPLEMENTARIA											
x	erfx	erfcx	x	erfx	erfcx	x	erfx	erfcx	x	erfx	erfcx
0,00	0,00000	1,0000	0,63	0,6270	0,3730	1,26	0,9252	0,07477	1,89	0,99247	0,007521
0,01	0,01128	0,9887	0,64	0,6346	0,3654	1,27	0,9275	0,07249			
0,02	0,02256	0,9774				1,28	0,9297	0,07027	1,90	0,99270	0,007210
0,03	0,03384	0,9662	0,65	0,6420	0,3580	1,29	0,9319	0,06811	1,91	0,99308	0,006910
0,04	0,04511	0,9549	0,66	0,6494	0,3596				1,92	0,99337	0,006622
			0,67	0,6566	0,3434	1,30	0,9340	0,06600	1,93	0,99365	0,006344
0,05	0,05637	0,9436	0,68	0,6638	0,3362	1,31	0,9361	0,06394	1,94	0,99392	0,006077
0,06	0,06762	0,9324	0,69	0,6708	0,3292	1,32	0,9381	0,06194			
0,07	0,07885	0,9212				1,33	0,9400	0,05998	1,95	0,99417	0,005821
0,08	0,09007	0,9099	0,70	0,6778	0,3222	1,34	0,9419	0,05809	1,96	0,99442	0,005574
0,09	0,10128	0,8987	0,71	0,6847	0,3153				1,97	0,99466	0,005336
			0,72	0,6914	0,3086	1,35	0,9438	0,05624	1,98	0,99489	0,005108
0,10	0,1125	0,8875	0,73	0,6981	0,3019	1,36	0,9456	0,05444	1,99	0,99511	0,004888
0,11	0,1236	0,8764	0,74	0,7047	0,2953	1,37	0,9473	0,05269			
0,12	0,1347	0,8653				1,38	0,9490	0,05099	2,00	0,99532	0,004678
0,13	0,1459	0,8541	0,75	0,7111	0,2889	1,39	0,9507	0,04933	2,01	0,99552	0,005575
0,14	0,1569	0,8431	0,76	0,7175	0,2825				2,02	0,99572	0,004281
			0,77	0,7238	0,2762	1,40	0,9523	0,04772	2,03	0,99591	0,004094
0,15	0,1680	0,8320	0,78	0,7300	0,2700	1,41	0,9538	0,04616	2,04	0,99608	0,003915
0,16	0,1790	0,8210	0,79	0,7361	0,2639	1,42	0,9554	0,04463			
0,17	0,1900	0,8100				1,43	0,9568	0,04315	2,05	0,99626	0,003742
0,18	0,2009	0,7991	0,80	0,7421	0,2579	1,44	0,9583	0,04171	2,06	0,99642	0,003577
0,19	0,2118	0,7882	0,81	0,7480	0,2520				2,07	0,99658	0,003418
			0,82	0,7538	0,2462	1,45	0,9597	0,04031	2,08	0,99673	0,003266
0,20	0,2227	0,7773	0,83	0,7595	0,2405	1,46	0,9610	0,03895	2,09	0,99688	0,003120
0,21	0,2335	0,7665	0,84	0,7651	0,2349	1,47	0,9624	0,03763			
0,22	0,2443	0,7557	0,85	0,7707	0,2293	1,48	0,9636	0,03635	2,10	0,99702	0,002980
0,23	0,2550	0,7450	0,86	0,7761	0,2239	1,49	0,9649	0,03511	2,11	0,99715	0,002845
0,24	0,2657	0,7343	0,87	0,7814	0,2186				2,12	0,99728	0,002716
			0,88	0,7867	0,2133	1,50	0,96610	0,03390	2,13	0,99741	0,002593
0,25	0,2763	0,7237	0,89	0,7918	0,2082	1,51	0,96727	0,03273	2,14	0,99752	0,002475
0,26	0,2869	0,7131				1,52	0,96841	0,03159			
0,27	0,2974	0,7026	0,90	0,7969	0,2031	1,53	0,96951	0,03049	2,15	0,99764	0,002361
0,28	0,3079	0,6921	0,91	0,8019	0,1981	1,54	0,97058	0,02942	2,16	0,99775	0,002253
0,29	0,3183	0,6817	0,92	0,8068	0,1932				2,17	0,99785	0,002149
			0,93	0,8116	0,1884	1,55	0,97162	0,02838	2,18	0,99795	0,002050
0,30	0,3286	0,6714	0,94	0,8163	0,1837	1,56	0,97262	0,02738	2,19	0,99805	0,001954
0,31	0,3389	0,6611				1,57	0,97360	0,02640			
0,32	0,3491	0,6509	0,95	0,8209	0,1791	1,58	0,97454	0,02546	2,20	0,99814	0,001863
0,33	0,3593	0,6407	0,96	0,8254	0,1746	1,59	0,97546	0,02454	2,21	0,99822	0,001776
0,34	0,3694	0,6306	0,97	0,8299	0,1701				2,22	0,99831	0,001692
			0,98	0,8342	0,1658	1,60	0,97634	0,02366	2,23	0,99839	0,001612
0,35	0,3794	0,6206	0,99	0,8385	0,1615	1,61	0,97720	0,02280	2,24	0,99846	0,001536
0,36	0,3893	0,6107				1,62	0,97803	0,02197			
0,37	0,3992	0,6008	1,00	0,8427	0,1573	1,63	0,97884	0,02116	2,25	0,99854	0,001463
0,38	0,4090	0,5910	1,01	0,8468	0,1532	1,64	0,97962	0,02038	2,26	0,99861	0,001393
0,39	0,4187	0,5813	1,02	0,8508	0,1492				2,27	0,99867	0,001326
			1,03	0,8548	0,1452	1,65	0,98037	0,01963	2,28	0,99874	0,001262
0,40	0,4284	0,5716	1,04	0,8586	0,1414	1,66	0,98110	0,01890	2,29	0,99880	0,001201
0,41	0,4380	0,5620				1,67	0,98181	0,01819			
0,42	0,4475	0,5525	1,05	0,8624	0,1376	1,68	0,98249	0,01751	2,30	0,99886	0,001143
0,43	0,4569	0,5431	1,06	0,8661	0,1449	1,69	0,98315	0,01685	2,31	0,99891	0,001088
0,44	0,4662	0,5338	1,07	0,8698	0,1302				2,32	0,99896	0,001035
			1,08	0,8733	0,1267	1,70	0,98379	0,01621	2,33	0,99902	9838(-7)
0,45	0,4755	0,5245	1,09	0,8768	0,1232	1,71	0,98440	0,01560	2,34	0,99906	9354(-7)
0,46	0,4846	0,5154				1,72	0,98500	0,01500			
0,47	0,4937	0,5063	1,10	0,8802	0,1192	1,73	0,98557	0,01443	2,35	0,99911	8893(-7)
0,48	0,5027	0,4973	1,11	0,8835	0,1165	1,74	0,98613	0,01387	2,36	0,99915	8452(-7)
0,49	0,5117	0,4883	1,12	0,8868	0,1132				2,37	0,99920	8032(-7)
			1,13	0,8900	0,1100	1,75	0,98667	0,01333	2,38	0,99924	7631(-7)
0,50	0,5205	0,4795	1,14	0,8931	0,1060	1,76	0,98719	0,01281	2,39	0,99927	7249(-7)
0,51	0,5292	0,4708				1,77	0,98769	0,01231			
0,52	0,5379	0,4621	1,15	0,8961	0,1039	1,78	0,98817	0,01193	2,40	0,99931	6885(-7)
0,53	0,5465	0,4535	1,16	0,8991	0,1009	1,79	0,98864	0,01136	2,41	0,99934	6538(-7)
0,54	0,5549	0,4451	1,17	0,9020	0,0980				2,42	0,99938	6207(-7)
			1,18	0,9048	0,0952	1,80	0,98909	0,01091	2,43	0,99941	5892(-7)
0,55	0,5633	0,4367	1,19	0,9076	0,0924	1,81	0,98952	0,01048	2,44	0,99944	5592(-7)

0,56	0,5716	0,4284				1,82	0,98994	0,01006		
0,57	0,5798	0,4202	1,20	0,9103	0,08969	1,83	0,99034	0,009653	2,45	0,99947 5306(-7)
0,58	0,5879	0,4121	1,21	0,9129	0,08705	1,84	0,99073	0,009264	2,46	0,99950 5034(-7)
0,59	0,5959	0,4041	1,22	0,9155	0,08447				2,47	0,99952 4774(-7)
			1,23	0,9180	0,08195	1,85	0,99111	0,008889	2,48	0,99955 4528(-7)
0,60	0,6038	0,3962	1,24	0,9205	0,07950	1,86	0,99147	0,008528	2,49	0,99957 4293(-7)
0,61	0,6117	0,3883				1,87	0,99182	0,008179		
0,62	0,6194	0,3806	1,25	0,9229	0,07710	1,88	0,99215	0,007844		

Tabl 3.4.

VALORES DE LA FUNCION W (u,a)

$u \backslash a$	0,01	0,015	0,03	0,05	0,075	0,10	0,15	0,2	0,3	0,4	0,5	0,6	0,7	0,8	0,9	1,0	1,5	2,0	2,5
0,000001																			
0,000005	9,4413																		
0,00001	9,4176	8,6313																	
0,00005	8,8827	8,4533	7,2450																
0,0001	8,3983	8,1414	7,2122	6,2282	5,4228														
0,0005	6,9750	6,9152	6,6219	6,0821	5,4062	4,8530													
0,001	6,3069	6,2765	6,1202	5,7965	5,3078	4,8292	4,0595	3,5054											
0,005	4,7212	4,7152	4,6829	4,6084	4,4713	4,2960	3,8821	3,4567	2,7428	2,2290									
0,01	4,0356	4,0326	4,0167	3,9795	3,9091	3,8150	3,5725	3,2875	2,7104	2,2253	1,8486	1,5550	1,3210	1,1307					
0,05	2,4675	2,4670	2,4642	2,4576	2,4448	2,4271	2,3776	2,3110	1,9283	1,7075	1,4927	1,2955	1,2955	1,1210	0,9700	0,8409			
0,1	1,8227	1,8225	1,8213	1,8184	1,8128	1,8050	1,7829	1,7527	1,6704	1,5644	1,4422	1,3115	1,1791	1,0505	0,9297	0,8190	0,4271	0,2278	
0,5	0,5598	0,5597	0,5596	0,5594	0,5588	0,5581	0,5561	0,5532	0,5453	0,5344	0,5206	0,5044	0,4860	0,4658	0,4440	0,4210	0,3007	0,1944	0,1174
1,0	0,2194	0,2194	0,2193	0,2193	0,2191	0,2190	0,2186	0,2179	0,2161	0,2135	0,2103	0,2065	0,2020	0,1970	0,1914	0,1855	0,1509	0,1139	0,0803
5,0	0,0011	0,0011	0,0011	0,0011	0,0011	0,0011	0,0011	0,0011	0,0011	0,0011	0,0011	0,0011	0,0011	0,0011	0,0011	0,0011	0,0010	0,0010	0,0009

Tabla 3.5.

VALORES DE LA FUNCION DE BESSEL							
X	$K_0(x)$	X	$K_0(x)$	X	$K_0(x)$	X	$K_0(x)$
0,00	∞	0,50	0,92442	1,00	0,42102	1,50	0,21381
0,01	4,72124	0,51	0,90806	1,01	0,41506	1,51	0,21105
0,02	4,02864	0,52	0,89212	1,02	0,40919	1,52	0,20834
0,03	3,62353	0,53	0,87656	1,03	0,40342	1,53	0,20566
0,04	3,33654	0,54	0,86138	1,04	0,39774	1,54	0,20302
0,05	3,11423	0,55	0,84657	1,05	0,39216	1,55	0,20042
0,06	2,93288	0,56	0,83210	1,06	0,38667	1,56	0,19786
0,07	2,77982	0,57	0,81798	1,07	0,38128	1,57	0,19533
0,08	2,64749	0,58	0,80418	1,08	0,37597	1,58	0,19284
0,09	2,53102	0,59	0,79070	1,09	0,37074	1,59	0,19038
0,10	2,42707	0,60	0,77752	1,10	0,36560	1,60	0,18795
0,11	2,38327	0,61	0,76464	1,11	0,36055	1,61	0,18557
0,12	2,24786	0,62	0,75204	1,12	0,35557	1,62	0,18321
0,13	2,16950	0,63	0,73972	1,13	0,35068	1,63	0,18089
0,14	2,09717	0,64	0,72767	1,14	0,34586	1,64	0,17859
0,15	2,03003	0,65	0,71587	1,15	0,34112	1,65	0,17633
0,16	1,96742	0,66	0,70433	1,16	0,33645	1,66	0,17411
0,17	1,90880	0,67	0,69303	1,17	0,33186	1,67	0,17191
0,18	1,85371	0,68	0,69197	1,18	0,32734	1,68	0,16974
0,19	1,80179	0,69	0,67113	1,19	0,32289	1,69	0,16760
0,20	1,75270	0,70	0,68052	1,20	0,31851	1,70	0,16550
0,21	1,70619	0,71	0,65012	1,21	0,31420	1,71	0,16342
0,22	1,66200	0,72	0,63994	1,22	0,30995	1,72	0,16137
0,23	1,61994	0,73	0,62996	1,23	0,30577	1,73	0,15934
0,24	1,57983	0,74	0,62017	1,24	0,30166	1,74	0,15735
0,25	1,54151	0,75	0,61058	1,25	0,29760	1,75	0,15538
0,26	1,50484	0,76	0,60118	1,26	0,29361	1,76	0,15344
0,27	1,46971	0,77	0,59196	1,27	0,28968	1,77	0,15152
0,28	1,43600	0,78	0,58292	1,28	0,28581	1,78	0,14963
0,29	1,40361	0,79	0,57405	1,29	0,28200	1,79	0,14777
0,30	1,37246	0,80	0,56535	1,30	0,27825	1,80	0,14593
0,31	1,34247	0,81	0,55681	1,31	0,27455	1,81	0,14412
0,32	1,31356	0,82	0,54843	1,32	0,27091	1,82	0,14233
0,33	1,28567	0,83	0,54021	1,33	0,26732	1,83	0,14056
0,34	1,25873	0,84	0,53215	1,34	0,26379	1,84	0,13882
0,35	1,23271	0,85	0,52423	1,35	0,26031	1,85	0,13710
0,36	1,20754	0,86	0,52645	1,36	0,25688	1,86	0,13541
0,37	1,18317	0,87	0,50882	1,37	0,25350	1,87	0,13373
0,38	1,15958	0,88	0,50132	1,38	0,25017	1,88	0,13208
0,39	1,13671	0,89	0,49396	1,39	0,24689	1,89	0,13045
0,40	1,11453	0,90	0,49673	1,40	0,24365	1,90	0,12885
0,41	1,09301	0,91	0,47963	1,41	0,24047	1,91	0,12726
0,42	1,07212	0,92	0,47265	1,42	0,23733	1,92	0,12569
0,43	1,05182	0,93	0,46580	1,43	0,23423	1,93	0,12415
0,44	1,03209	0,94	0,45906	1,44	0,23119	1,94	0,12263
0,45	1,01291	0,95	0,45245	1,45	0,22819	1,95	0,12112
0,46	0,99426	0,96	0,44594	1,46	0,22523	1,96	0,11964
0,47	0,97610	0,97	0,43955	1,47	0,22231	1,97	0,11817
0,48	0,95842	0,98	0,43327	1,48	0,21943	1,98	0,11673
0,49	0,94120	0,99	0,42710	1,49	0,21660	1,99	0,11530

X	$K_0(x)$	X	$K_0(x)$	X	$K_0(x)$	X	$K_0(x)$
2,00	0,11389	2,50	0,06235	3,00	0,03474	3,50	0,01960
2,01	0,11250	2,51	0,06161	3,01	0,03434	3,51	0,01938
2,02	0,11113	2,52	0,06089	3,02	0,03395	3,52	0,01916
2,03	0,10978	2,53	0,06917	3,03	0,03356	3,53	0,01894
2,04	0,10844	2,54	0,05046	3,04	0,03317	3,54	0,01873
2,05	0,10712	2,55	0,05877	3,05	0,03279	3,55	0,01852
2,06	0,10582	2,56	0,05808	3,06	0,03241	3,56	0,01831
2,07	0,10454	2,57	0,05739	3,07	0,03204	3,57	0,01810
2,08	0,10327	2,58	0,05672	3,08	0,03168	3,58	0,01790
2,09	0,10202	2,59	0,05606	3,09	0,03131	3,59	0,01770
2,10	0,10078	2,60	0,05540	3,10	0,03095	3,60	0,01750
2,11	0,09956	2,61	0,05475	3,11	0,03060	3,61	0,01730
2,12	0,9836	2,62	0,05411	3,12	0,03025	3,62	0,01711
2,13	0,09717	2,63	0,05348	3,13	0,02990	3,63	0,01692
2,14	0,09600	2,64	0,05285	3,14	0,02956	3,64	0,01673
2,15	0,09484	2,65	0,05223	3,15	0,02922	3,65	0,01654
2,16	0,09370	2,66	0,05163	3,16	0,02889	3,66	0,01635
2,17	0,09257	2,67	0,05102	3,17	0,02856	3,67	0,01617
2,18	0,09145	2,68	0,05042	3,18	0,02824	3,68	0,01599
2,19	0,09035	2,69	0,04984	3,19	0,02791	3,69	0,01581
2,20	0,08927	2,70	0,04926	3,20	0,02759	3,70	0,01563
2,21	0,08820	2,71	0,04868	3,21	0,02728	3,71	0,01546
2,22	0,08714	2,72	0,04811	3,22	0,02697	3,72	0,01528
2,23	0,08609	2,73	0,04755	3,23	0,02666	3,73	0,01511
2,24	0,08506	2,74	0,04700	3,24	0,02636	3,74	0,01494
2,25	0,08404	2,75	0,04645	3,25	0,02606	3,75	0,01477
2,26	0,08304	2,76	0,04592	3,26	0,02576	3,76	0,01461
2,27	0,08204	2,77	0,04538	3,27	0,02547	3,77	0,01445
2,28	0,08106	2,78	0,04485	3,28	0,02518	3,78	0,01428
2,29	0,08010	2,79	0,04433	3,29	0,02489	3,79	0,01412
2,30	0,07914	2,80	0,04382	3,30	0,02461	3,80	0,01397
2,31	0,07820	2,81	0,04331	3,31	0,02433	3,81	0,01381
2,32	0,07726	2,82	0,04281	3,32	0,02405	3,82	0,01366
2,33	0,07634	2,83	0,04231	3,33	0,02378	3,83	0,01350
2,34	0,07544	2,84	0,04182	3,34	0,02351	3,84	0,01335
2,35	0,07454	2,85	0,04134	3,35	0,02325	3,85	0,01321
2,36	0,07365	2,86	0,04086	3,36	0,02298	3,86	0,01306
2,37	0,07278	2,87	0,04039	3,37	0,02272	3,87	0,01291
2,38	0,07191	2,88	0,03992	3,38	0,02246	3,88	0,01277
2,39	0,07106	2,89	0,03946	3,39	0,02221	3,89	0,01262
2,40	0,07022	2,90	0,03901	3,40	0,02196	3,90	0,01248
2,41	0,06939	2,91	0,03856	3,41	0,02171	3,91	0,01234
2,42	0,06856	2,92	0,03811	3,42	0,02146	3,92	0,01221
2,43	0,06775	2,93	0,03767	3,43	0,02122	3,93	0,01207
2,44	0,06695	2,94	0,03724	3,44	0,02098	3,94	0,01194
2,45	0,06616	2,95	0,03681	3,45	0,02074	3,95	0,01180
2,46	0,06538	2,96	0,03638	3,46	0,02051	3,96	0,01167
2,47	0,06461	2,97	0,03597	3,47	0,02028	3,97	0,01154
2,48	0,06384	2,98	0,03555	3,48	0,02005	3,98	0,01141
2,49	0,06309	2,99	0,03514	3,49	0,01982	3,99	0,01129

$K_0(x)$	X	$K_0(x)$	X	$K_0(x)$	X	$K_0(x)$	X
0,000808	6,40	0,00480	4,76	0,00731	4,38	0,01116	4,00
0,000726	6,50	0,00475	4,77	0,00723	4,39	0,01104	4,01
0,000652	6,60	0,00470	4,78	0,00715	4,40	0,01091	4,02
0,000586	6,70	0,00465	4,79	0,00707	4,41	0,01079	4,03
0,000526	6,80	0,00460	4,80	0,00699	4,42	0,01067	4,04
0,000473	6,90	0,00455	4,81	0,00692	4,43	0,01055	4,05
0,000425	7,00	0,00450	4,82	0,00684	4,44	0,01044	4,06
0,000382	7,10	0,00445	4,83	0,00676	4,45	0,01032	4,07
0,000343	7,20	0,00440	4,84	0,00669	4,46	0,01021	4,08
0,000308	7,30	0,00435	4,85	0,00662	4,47	0,01009	4,09
0,000277	7,40	0,00430	4,86	0,00654	4,48	0,00998	4,10
0,000249	7,50	0,00426	4,87	0,00647	4,49	0,00987	4,11
0,000224	7,60	0,00421	4,88	0,00640	4,50	0,00976	4,12
0,000201	7,70	0,00416	4,89	0,00633	4,51	0,00965	4,13
0,000181	7,80	0,00412	4,90	0,00626	4,52	0,00954	4,14
0,000163	7,90	0,00407	4,91	0,00619	4,53	0,00944	4,15
0,000146	8,00	0,00403	4,92	0,00612	4,54	0,00933	4,16
0,000132	8,10	0,00399	4,93	0,00606	4,55	0,00923	4,17
0,000118	8,20	0,00394	4,94	0,00599	4,56	0,00913	4,18
0,000107	8,30	0,00390	4,95	0,00592	4,57	0,00903	4,19
0,000096	8,40	0,00386	4,96	0,00586	4,58	0,00893	4,20
0,000086	8,50	0,00381	4,97	0,00579	4,59	0,00883	4,21
0,000078	8,60	0,00377	4,98	0,00573	4,60	0,00873	4,22
0,000070	8,70	0,00373	4,99	0,00567	4,61	0,00863	4,23
0,000063	8,80	0,003691	5,00	0,00561	4,62	0,00854	4,24
0,000057	8,90	0,0036308	5,10	0,00554	4,63	0,00844	4,25
0,000051	9,00	0,002966	5,20	0,00548	4,64	0,00835	4,26
0,000046	9,10	0,002659	5,30	0,00542	4,65	0,00826	4,27
0,000041	9,20	0,002385	5,40	0,00536	4,66	0,00817	4,28
0,000037	9,30	0,002139	5,50	0,00530	4,67	0,00808	4,29
0,000033	9,40	0,001918	5,60	0,00525	4,68	0,00799	4,30
0,000030	9,50	0,001721	5,70	0,00519	4,69	0,00790	4,31
0,000027	9,60	0,001544	5,80	0,00513	4,70	0,00781	4,32
0,000024	9,70	0,001386	5,90	0,00508	4,71	0,00773	4,33
0,000022	9,80	0,001244	6,00	0,00502	4,72	0,00764	4,34
0,000020	9,90	0,001117	6,10	0,00497	4,73	0,00756	4,35
0,000018	10,0	0,001003	6,20	0,00491	4,74	0,00747	4,36
		0,000900	6,30	0,00486	4,75	0,00739	4,37

Tabla 4.1

VALORES DE LOS COEFICIENTES DE LA FORMULA DE LEVA					
<u>Tipos de rellenos</u>	<u>Dimensión (mm)</u>	<u>Superficie específica (m²/m³)</u>	<u>Indice de vacios (%)</u>	<u>α</u>	<u>β</u>
Raschig cerámicos	25	200	73	2,2	0,045
Raschig cerámicos	13	370	64	10	0,1
Berl porcelana	25	250	70	1,5	0,035
Berl porcelana	13	480	65	5	0,04
Pall acero	16	370	93	-	-

Tabla 4.2

RESULTADOS OPERATIVOS DE UN SISTEMA DE AERACION				
<u>Tipos de Contaminantes</u>	<u>Relación aire/aqua</u>	<u>Concentraciones ($\mu\text{g/l}$)</u>		<u>Reducción (%)</u>
		<u>Afluente</u>	<u>Efluente</u>	
Tricloroetileno	9,3	80	16	80
"	44	218	40	82
"	125	204	27	87
"	156	813	52	94
Tricloroetano	9,3	1200	460	62
"	156	1332	143	89
Dicloroetano	9,3	35	9	74
"	96,3	35	1	97

Tabla 4.3

RESULTADOS OPERATIVOS DE LA PLANTA DE AERACION DE OSCODA			
Relación volumé- trica(aire/aqua)	Caudal de aqua(l/min)	Eliminación del contaminante (%)	
		Conexión en paralelo	Conexión en serie
10	1.135	95	99,8
10	1.700	94	99,8
10	2.270	86	96
18	1.135	98	99,9
18	1.700	97	99,9
18	2.270	90	99,7
25	1.135	98	99,9
25	1.700	98	99,9
25	2.270	98	99,9

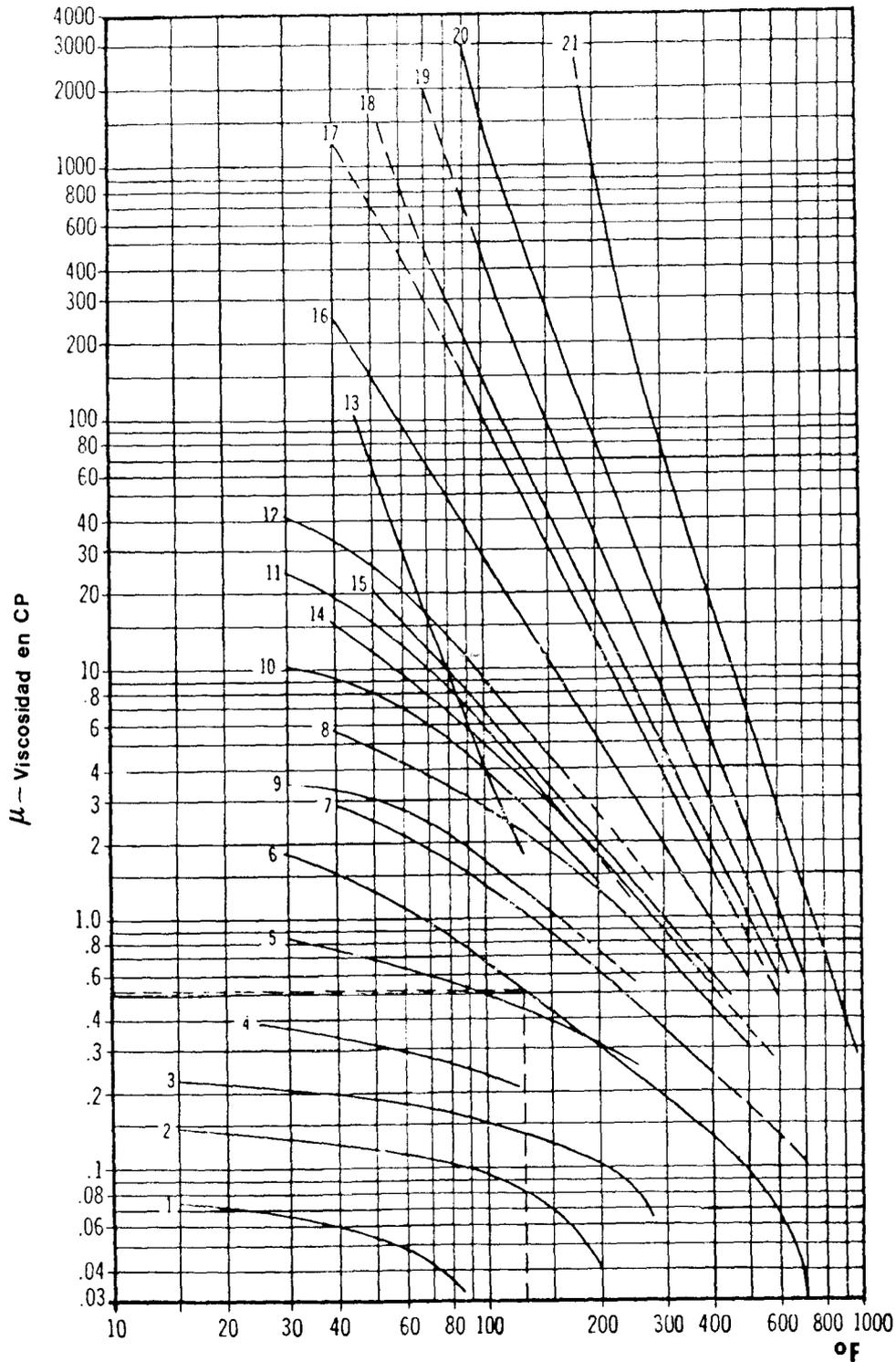
Nota: La concentración de contaminante TCE en el agua osciló entre 50 y 8.000 µg/l

Tabla 4.4

<u>Contaminantes</u>	<u>Concentraciones ($\mu\text{g/l}$)</u>	
	<u>Afluente</u>	<u>Efluente</u>
Fenol	63.100	100
Tetracloruro de carbono	130.000	1
Tetracloretano	80.000	10
Tetracloroetileno	44.000	12
Tricloroetano	143.000	1
Benceno	11.000	100

ANEJO 2.- FIGURAS

FIGURA 1.1



1. Etano
2. Propano
3. Butano
4. Gasolina natural
5. Gasolina
6. Agua
7. Queroseno
8. Gasoleo
9. Crudo 48 API
10. " 40 "
11. " 36 "
12. " 33 "
13. Crudo
14. Fuel 3
15. Fuel 5
16. Lube 10 SAE
17. Lube 30 SAE
18. Fuel 6
19. Lube 70 SAE
20. Bunker C
21. Asfalto

VISCOSIDADES DEL AGUA Y DE DERIVADOS DEL PETROLEO

FIGURA 1.2

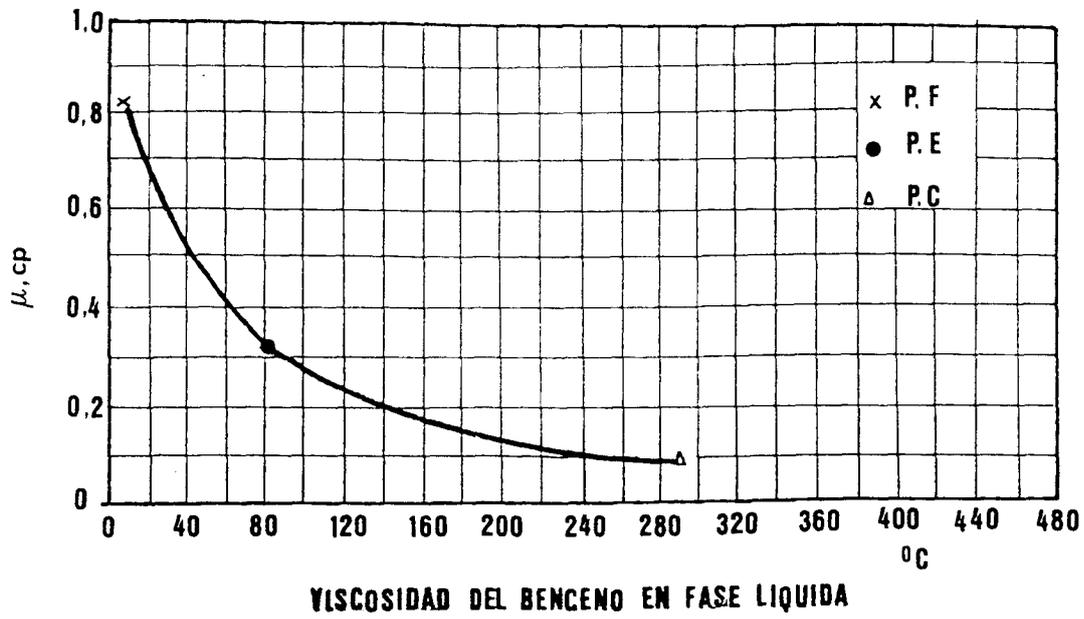


FIGURA 1.3

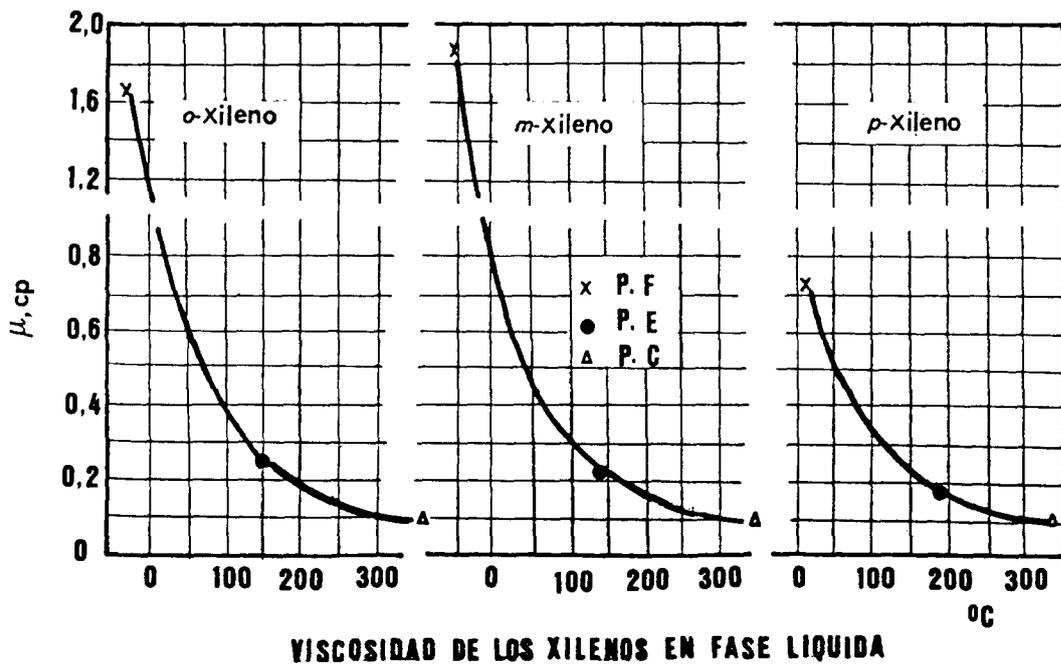
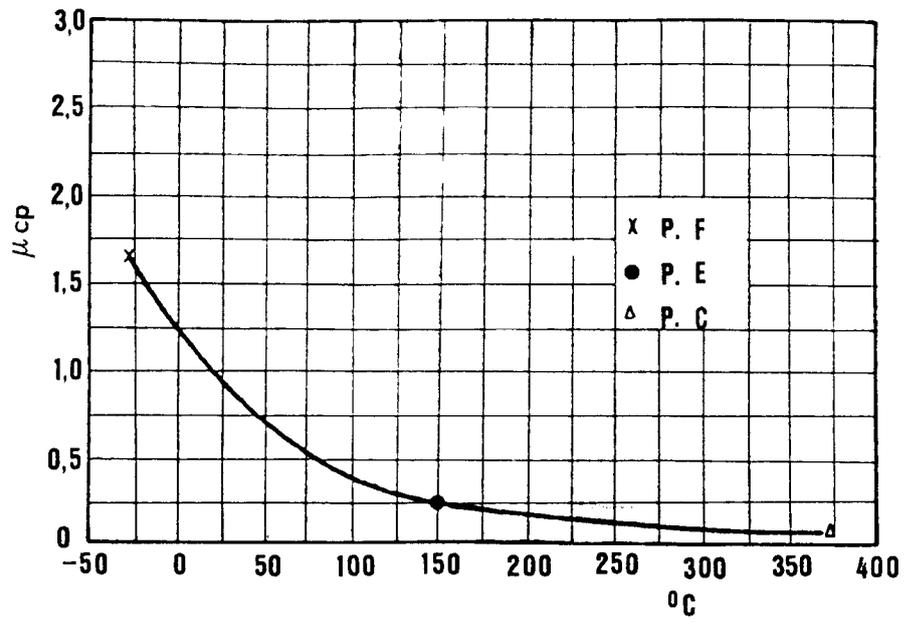
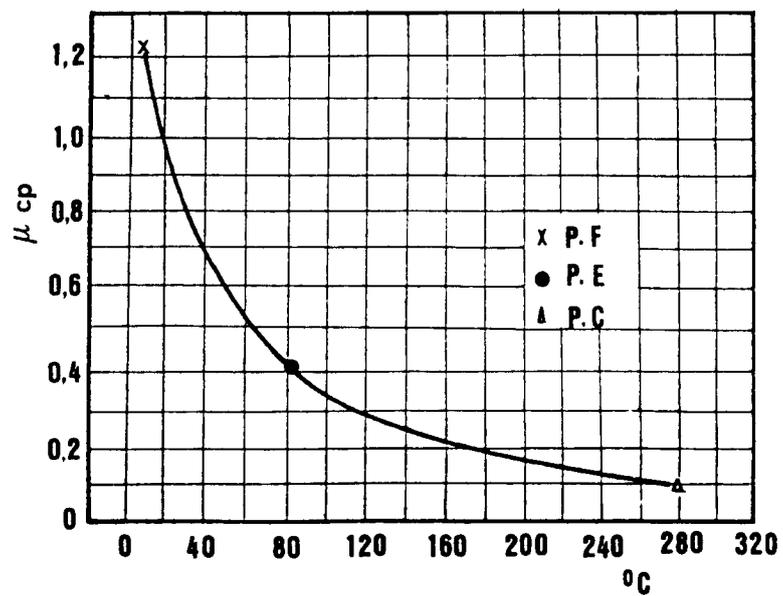


FIGURA 1.4



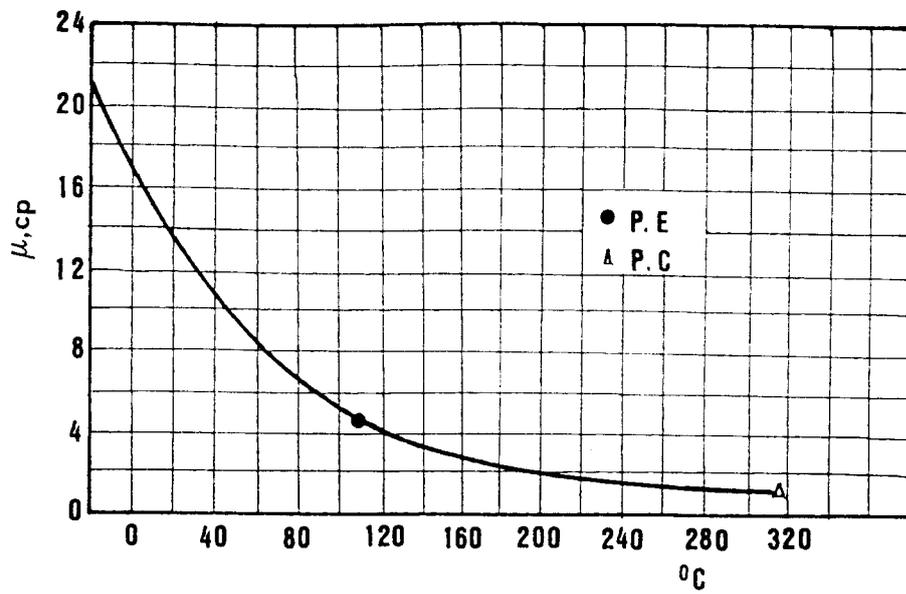
VISCOSIDAD DEL ESTIRENO EN FASE LIQUIDA

FIGURA 1.5



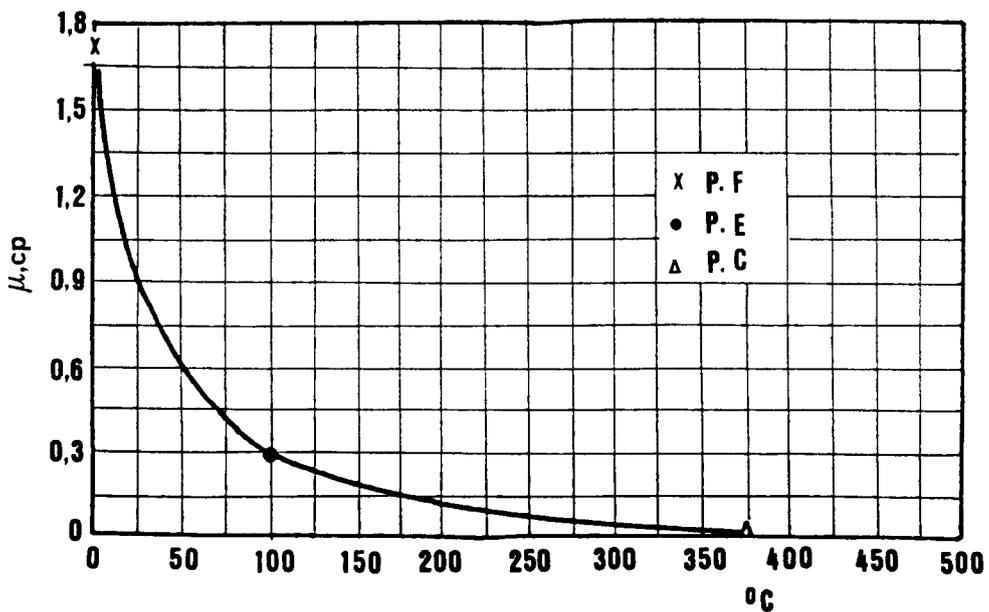
VISCOSIDAD DEL CICLOHEXANO EN FASE LIQUIDA

FIGURA 1.6



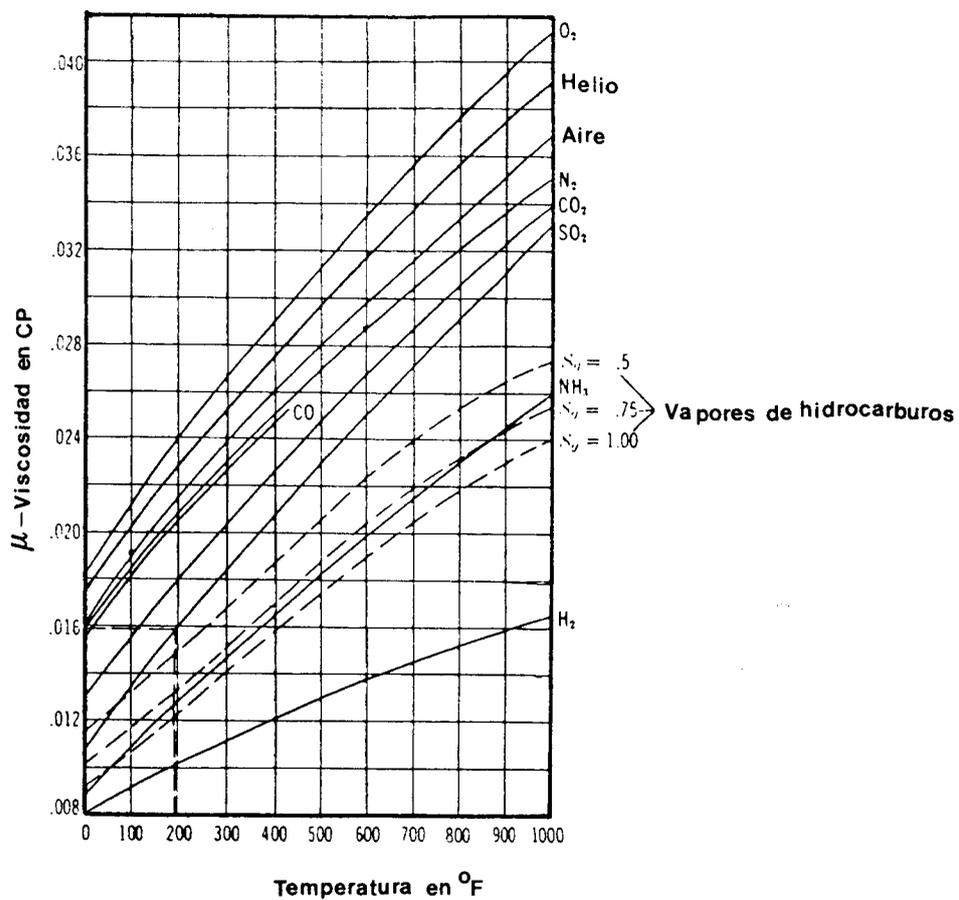
VISCOSIDAD DEL TOLUENO EN FASE LIQUIDA

FIGURA 1.7



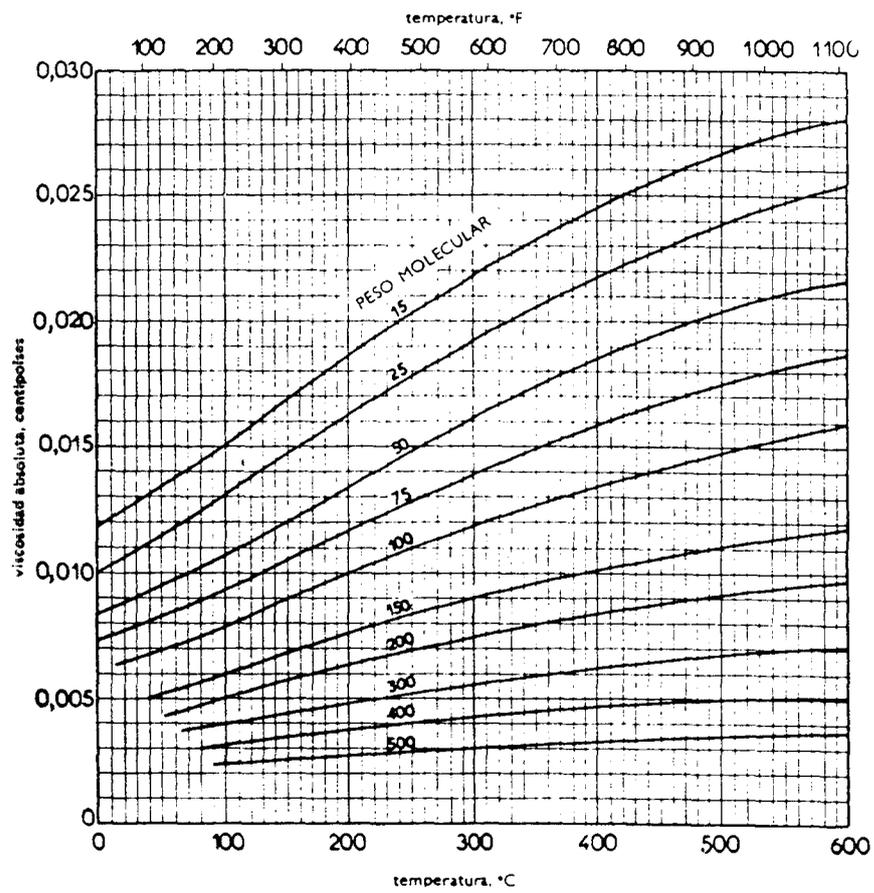
VISCOSIDAD DEL AGUA LIQUIDA

FIGURA 1.8



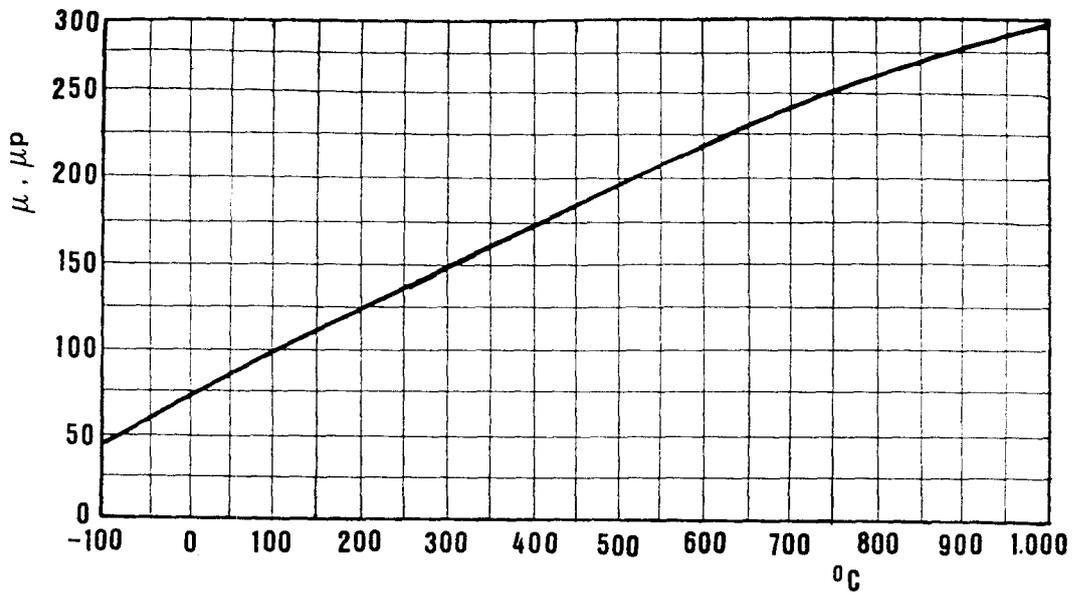
VISCOSIDADES DE DIVERSOS GASES

FIGURA 1.9



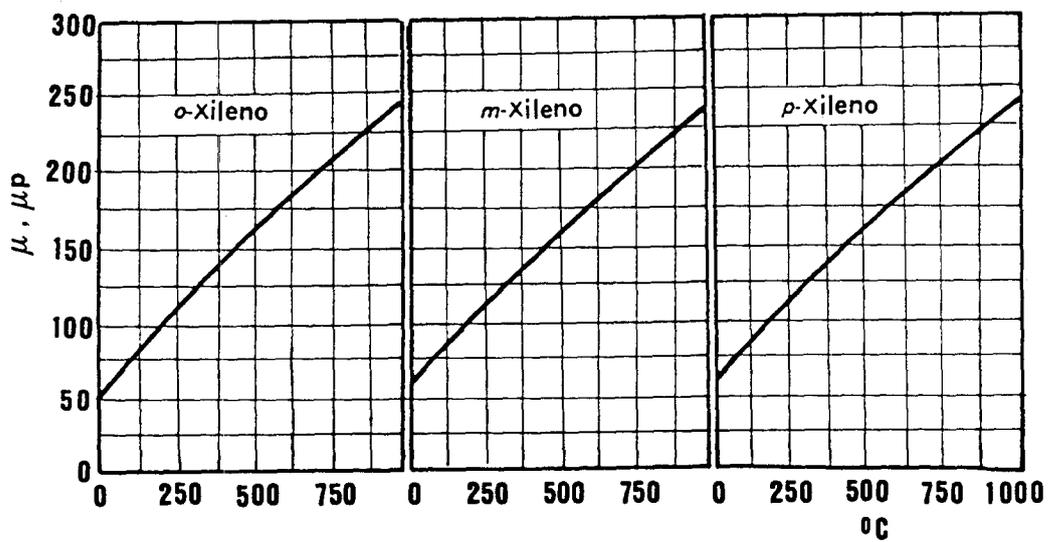
VISCOSIDAD DE LOS HIDROCARBUROS GASEOSOS A 1atm

FIGURA 1.10



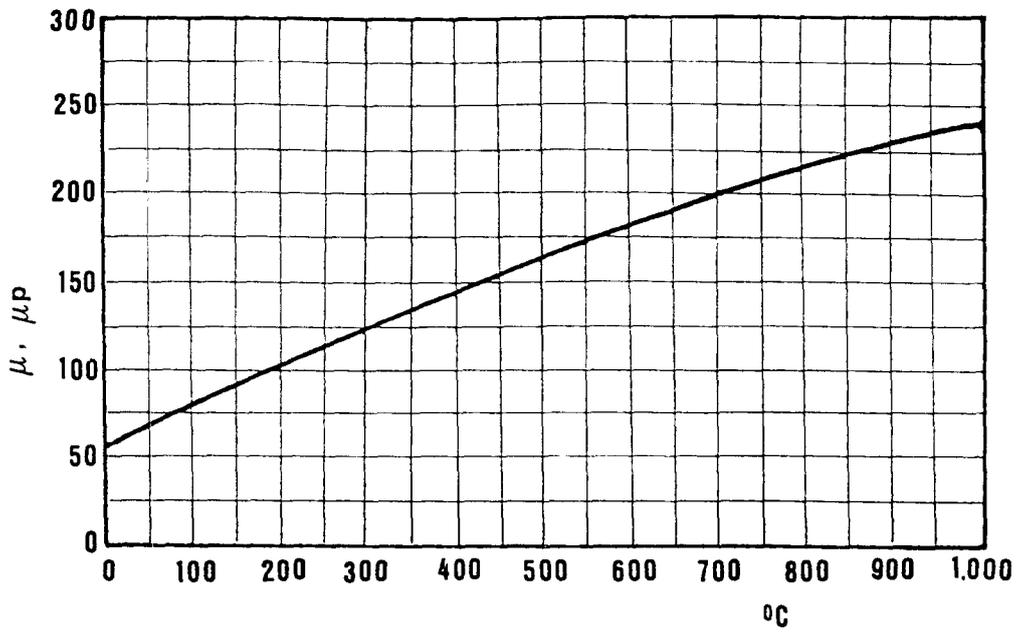
VISCOSIDAD DEL BENCENO EN FASE GAS

FIGURA 1.11



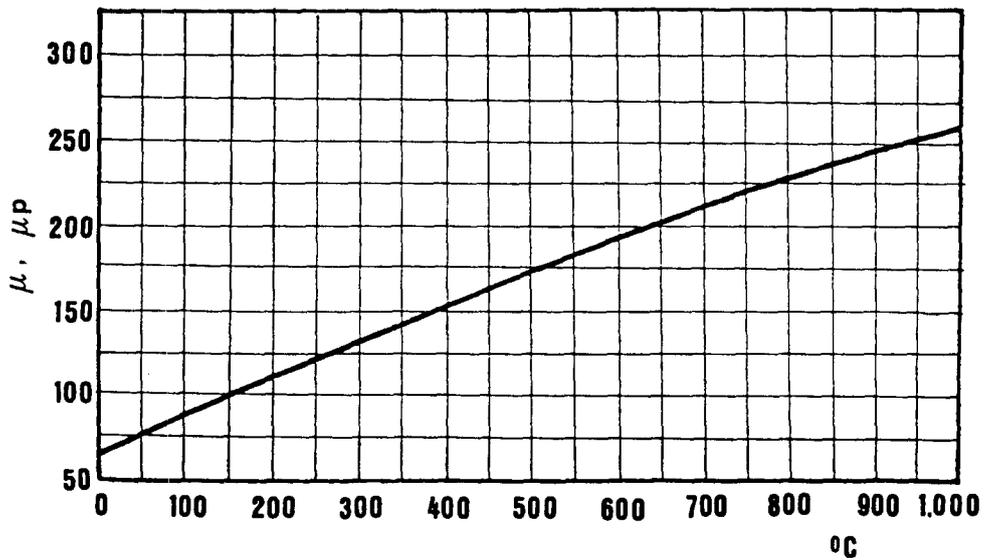
VISCOSIDAD DE LOS XILENOS EN FASE GAS

FIGURA 1.12



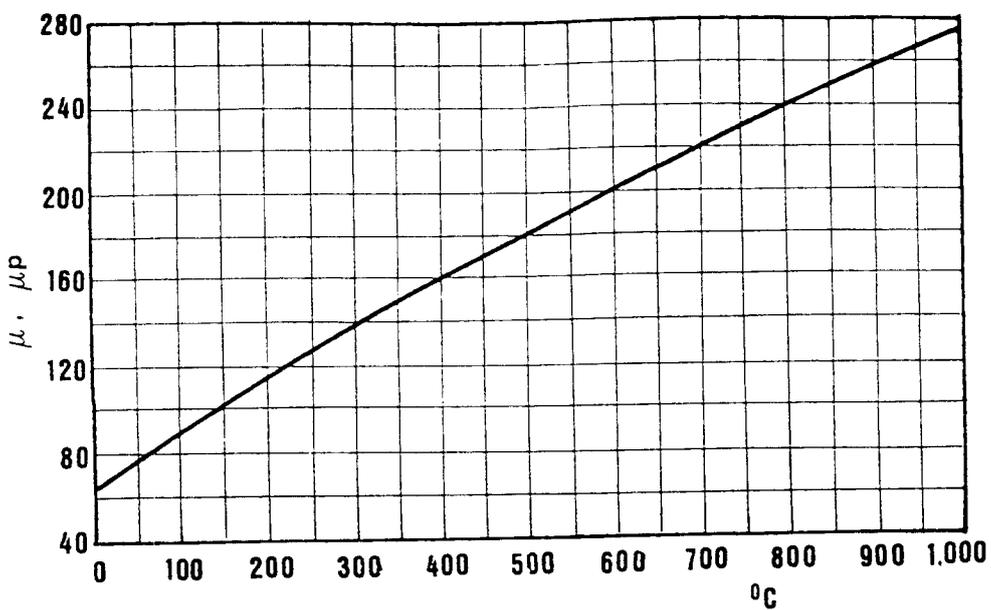
VISCOSIDAD DEL ESTIRENO EN FASE GAS

FIGURA 1.13



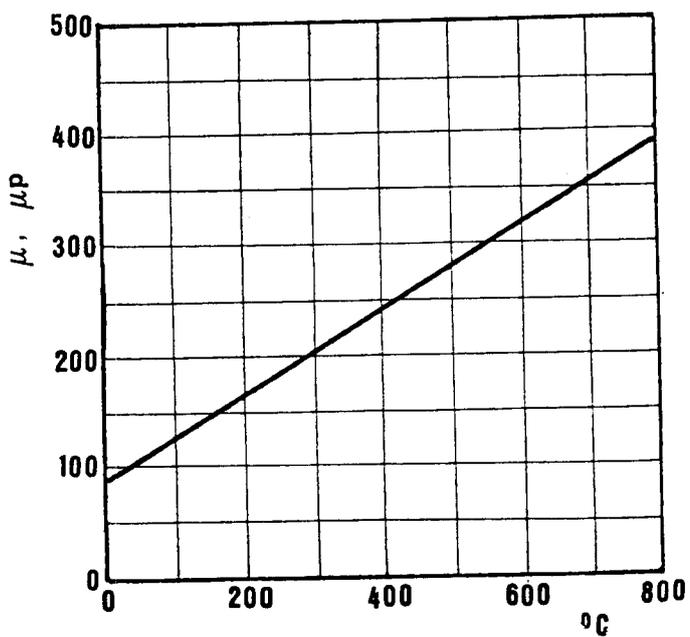
VISCOSIDAD DEL CICLOHEXANO EN FASE GAS

FIGURA 1. 14



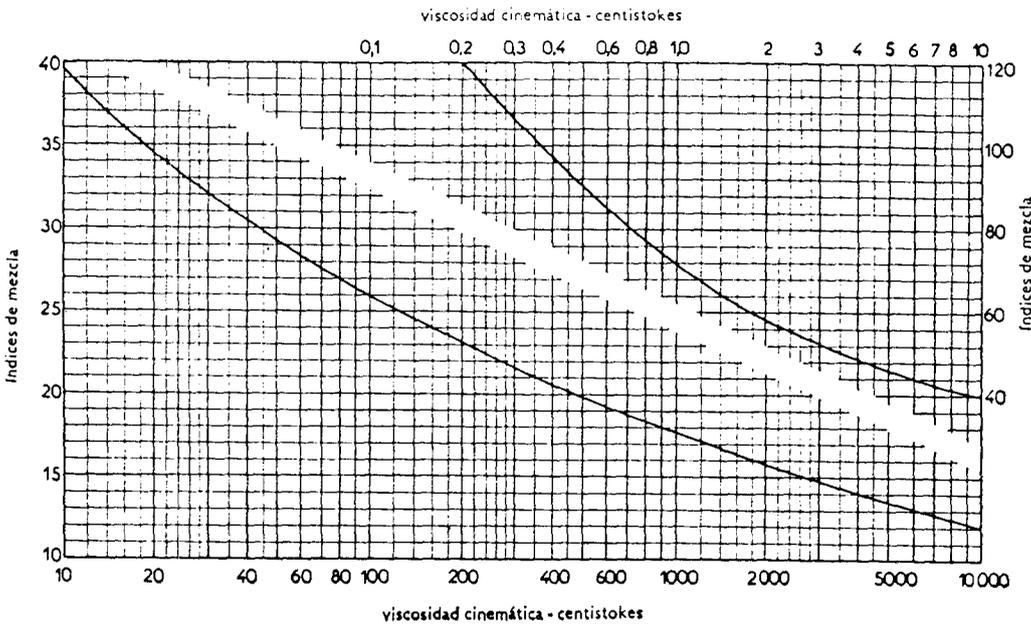
VISCOSIDAD DEL TOLUENO EN FASE GAS

FIGURA 1. 15



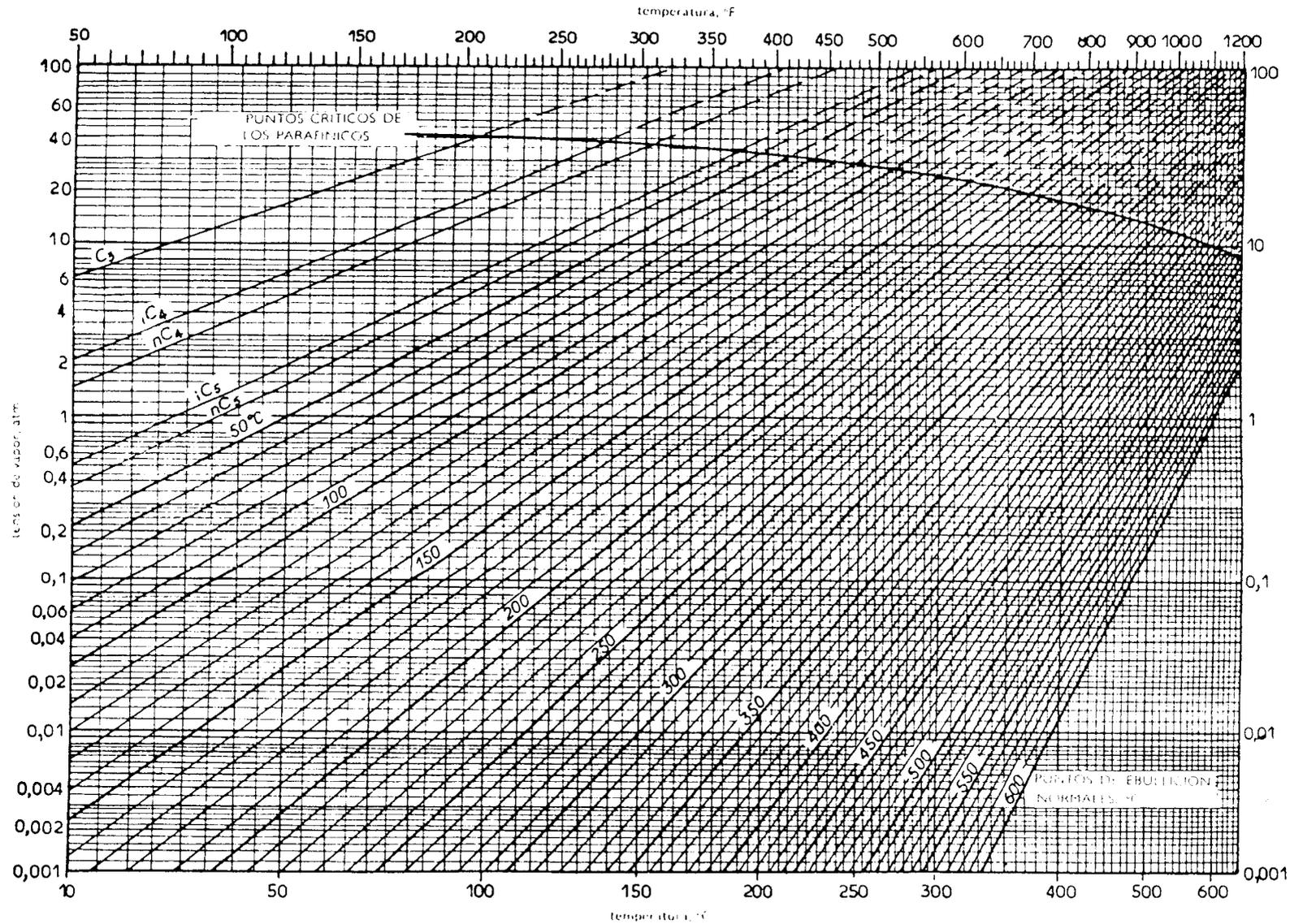
VISCOSIDAD DEL VAPOR DE AGUA

FIGURA 1.16



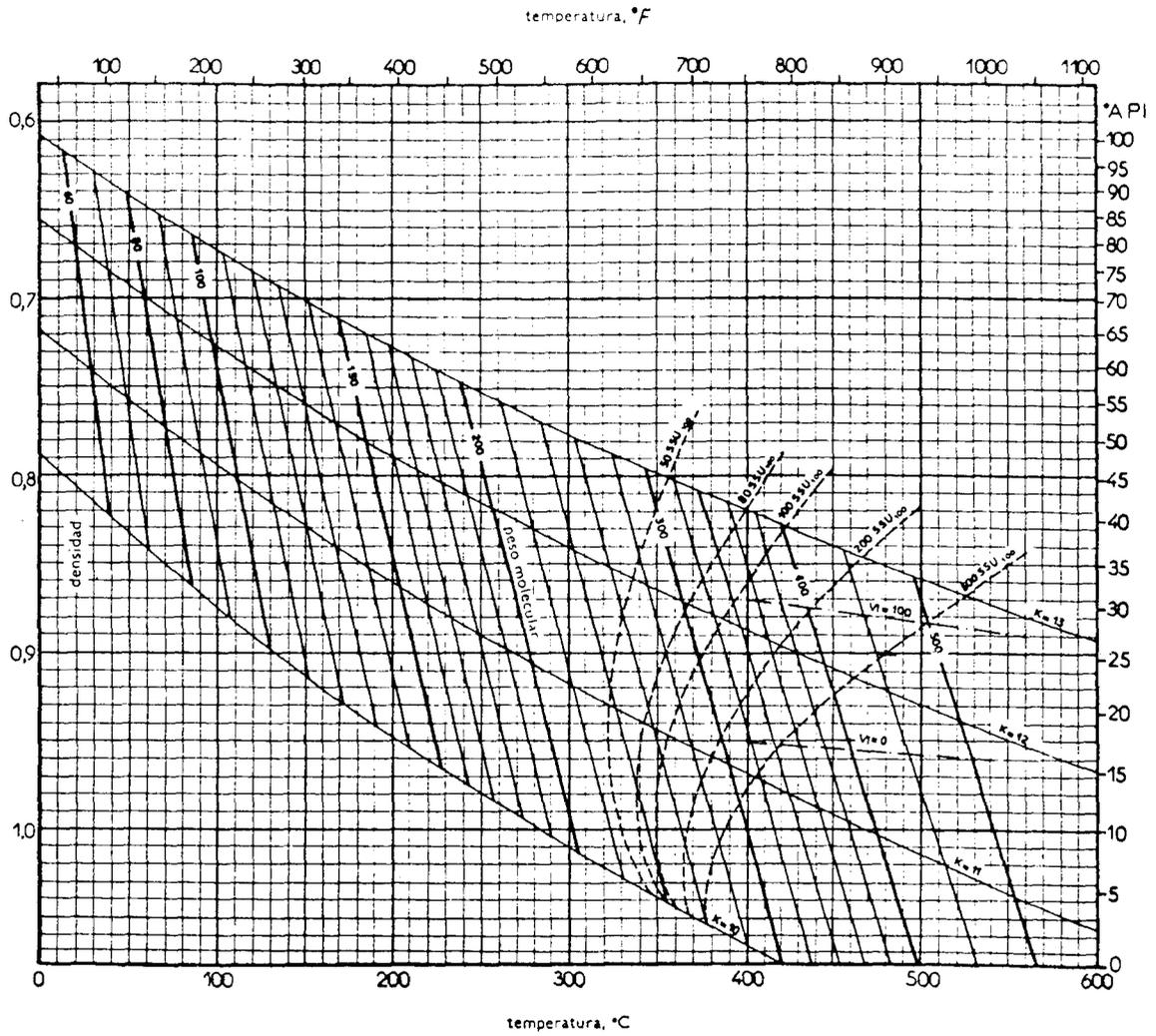
INDICES DE MEZCLA DE LA VISCOSIDAD CINEMATICA

FIGURA 1.17



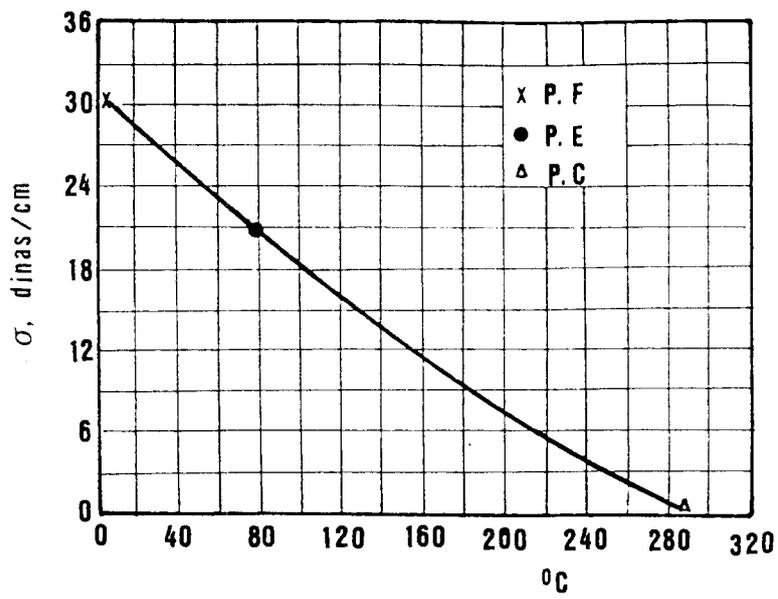
**CURVAS DE PRESION DE VAPOR DE LOS HIDROCARBUROS PARAFINICOS
(CARTA DE COX)**

FIGURA 1.19



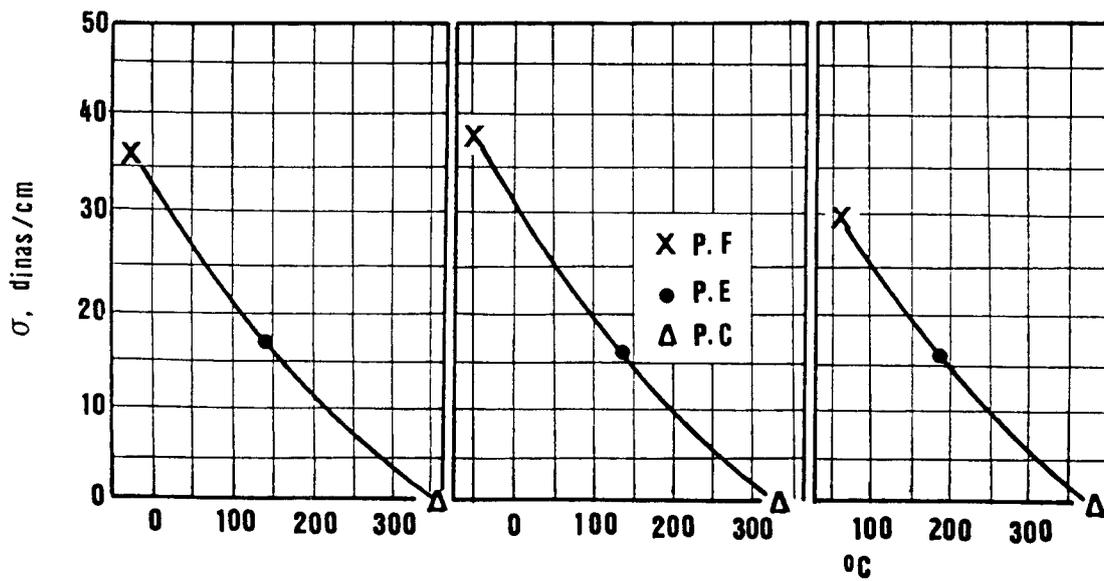
CURVAS ISOPROPIEDADES DEL DIAGRAMA DEL FACTOR DE CARACTERIZACION (Kuop)

FIGURA 1.21



TENSION SUPERFICIAL DEL BENCENO

FIGURA 1.22



TENSION SUPERFICIAL DE LOS XILENOS

FIGURA 1.23

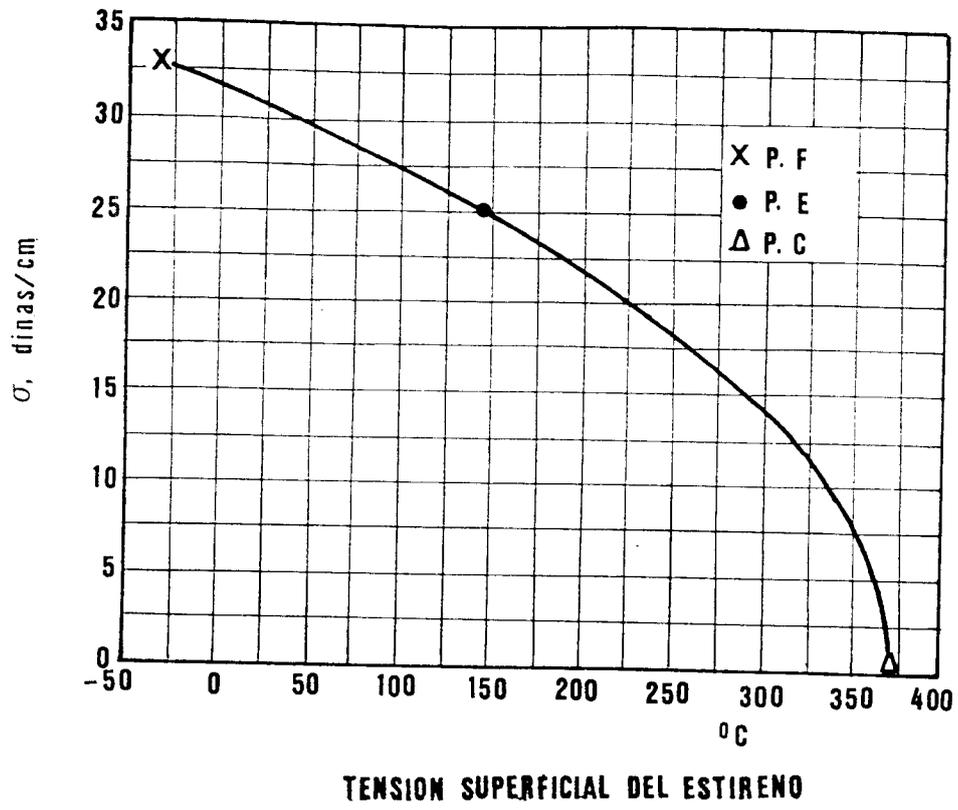


FIGURA 1.24

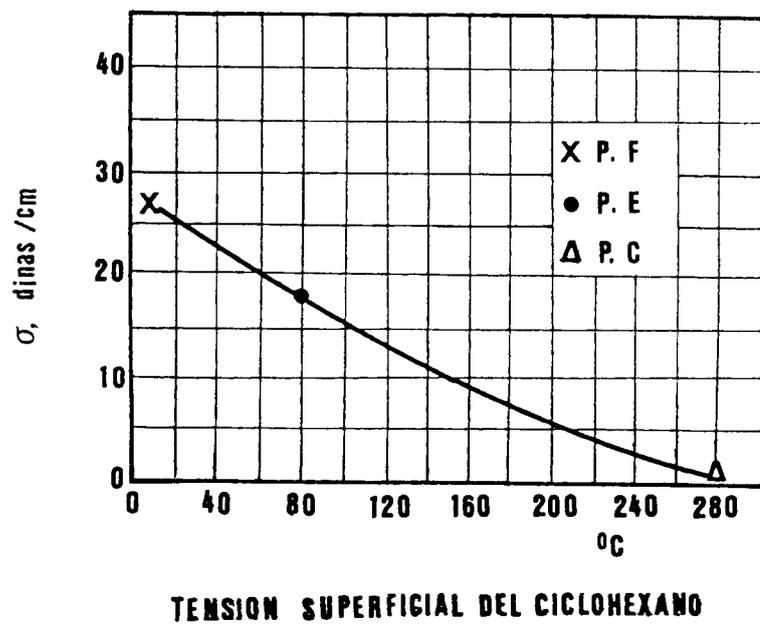


FIGURA 1.25

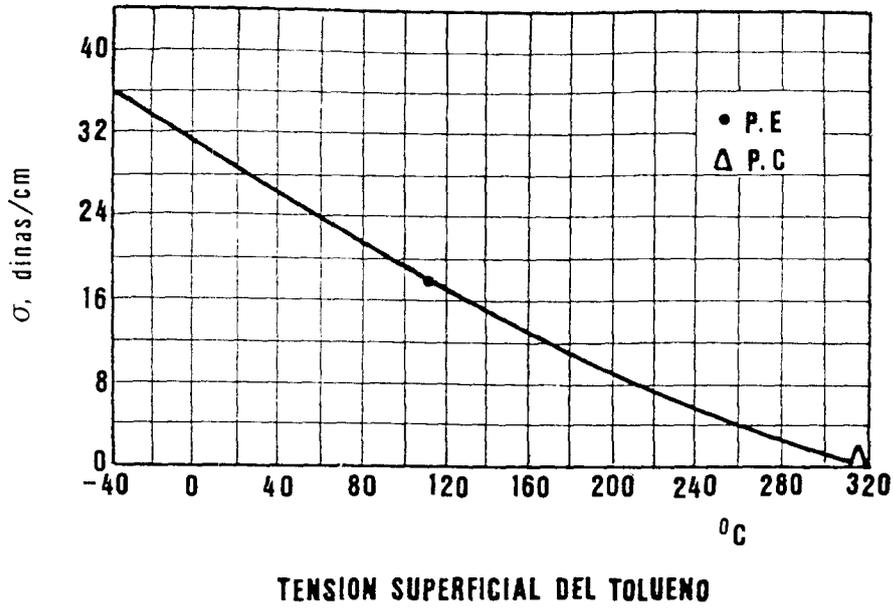


FIGURA 1.26

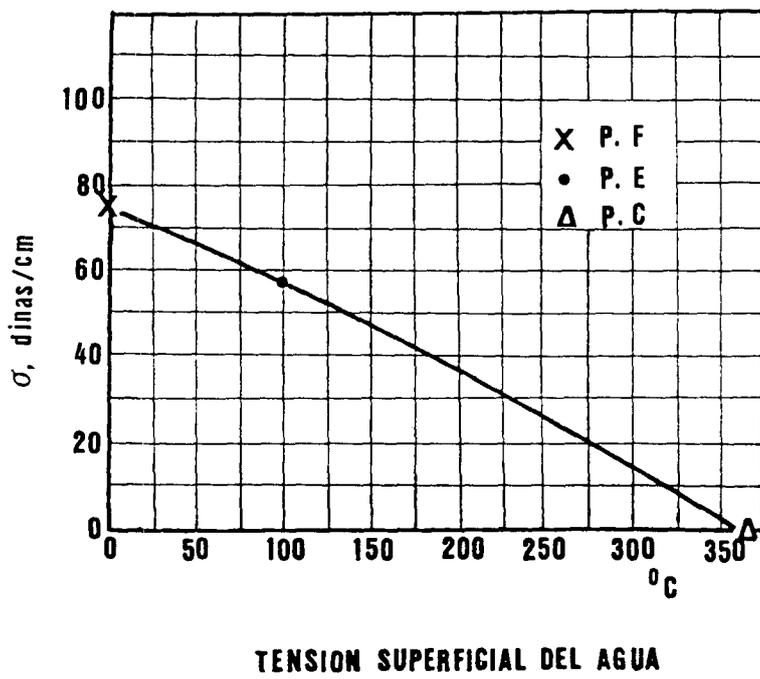
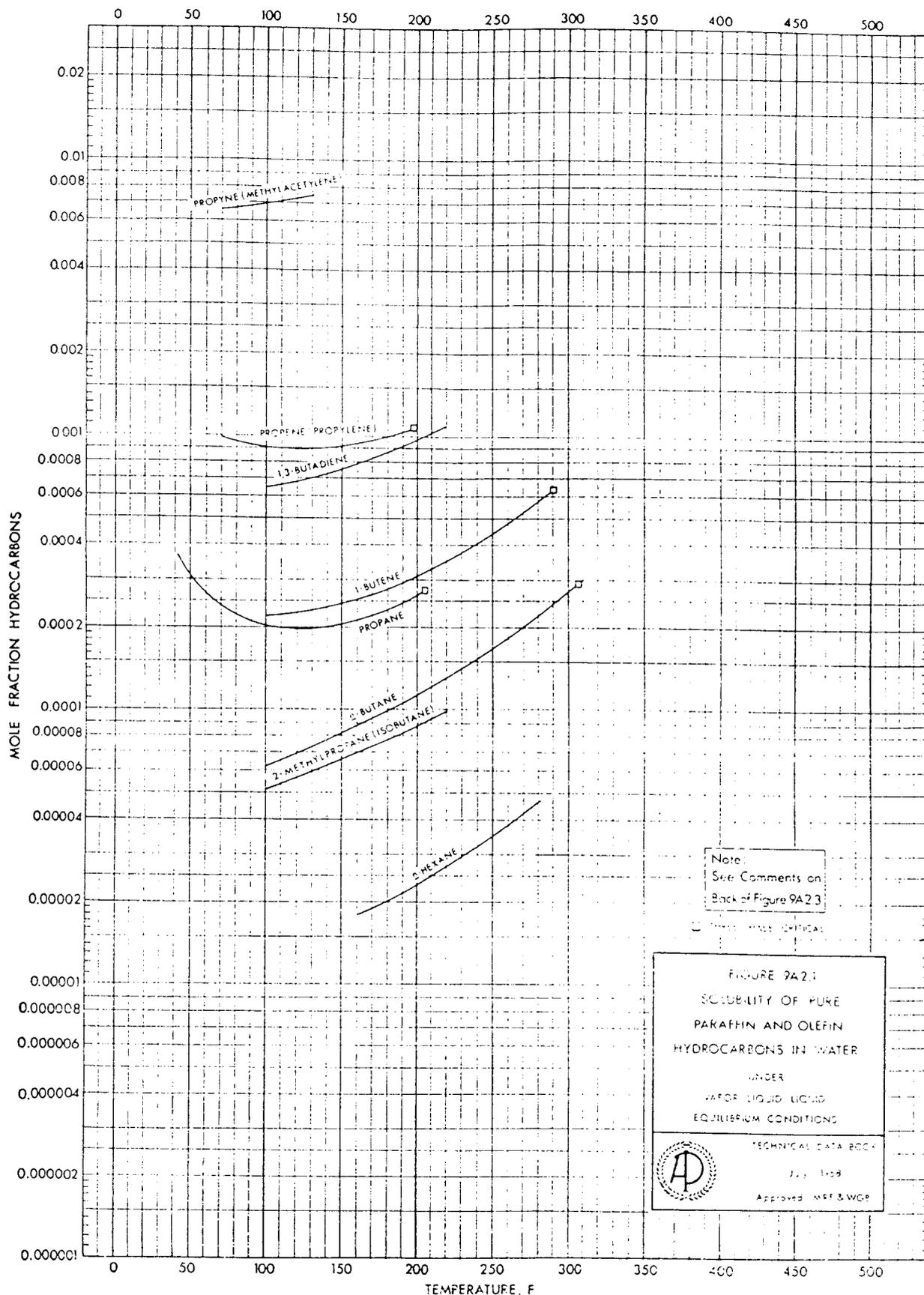


FIGURA 1.27



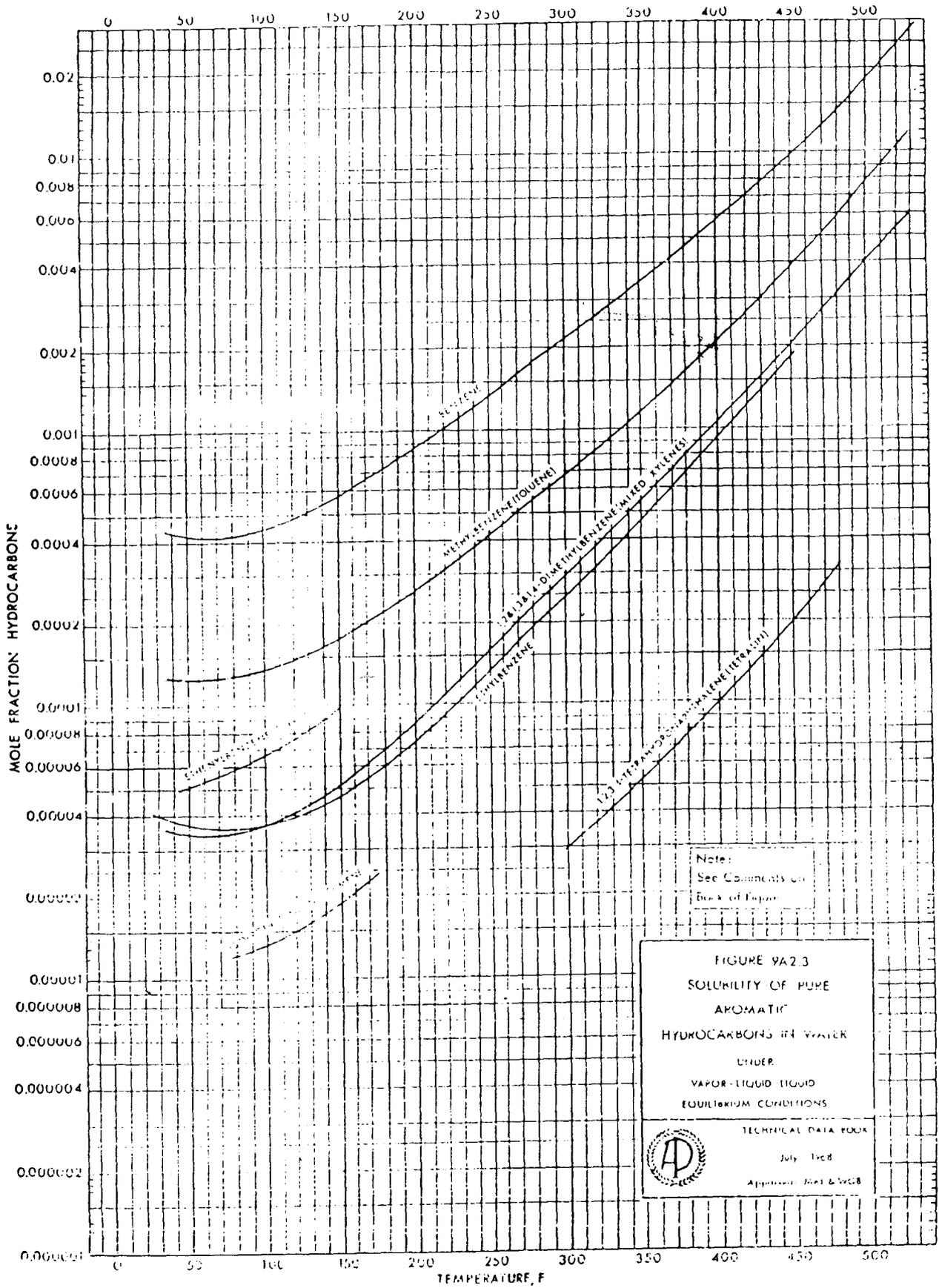
Note:
See Comments on
Back of Figure 9A2.3

FIGURE 9A2.1
SOLUBILITY OF PURE
PARAFFIN AND OLEFIN
HYDROCARBONS IN WATER
UNDER
VAPOR LIQUID LIQUID
EQUILIBRIUM CONDITIONS

TECHNICAL DATA BOOK
July 1958
Approved: M&T & W&P

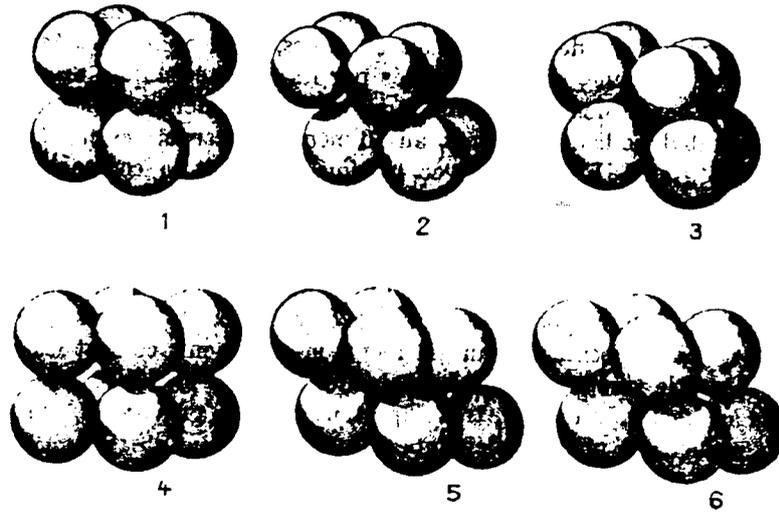
SOLUBILIDAD DE HIDROCARBUROS PARAFINICOS Y OLEFINICOS EN EL AGUA

FIGURA 1.28



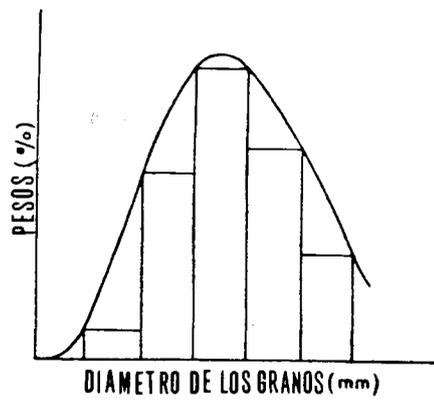
SOLUBILIDAD DE HIDROCARBUROS AROMATICOS EN EL AGUA

FIGURA 2.1



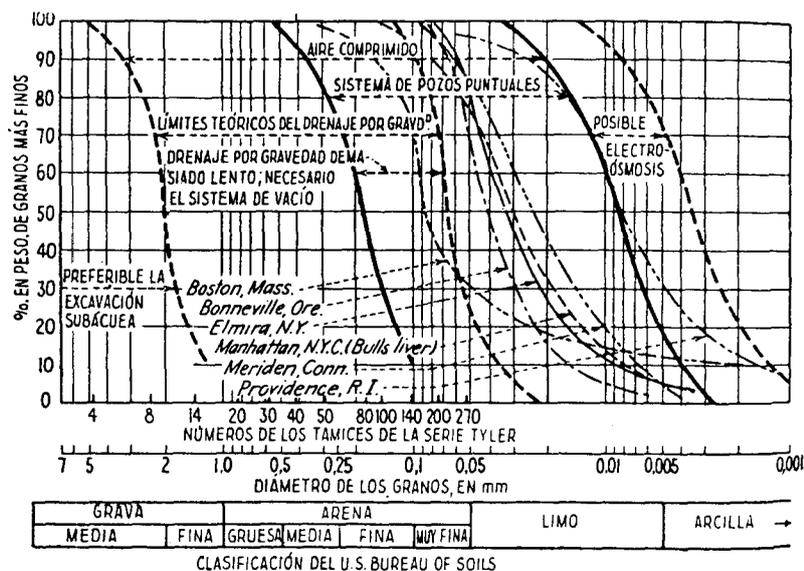
LOS 6 TIPOS POSIBLES DE AGRUPAMIENTO ENTRE 8 ESFERAS

FIGURA 2.2



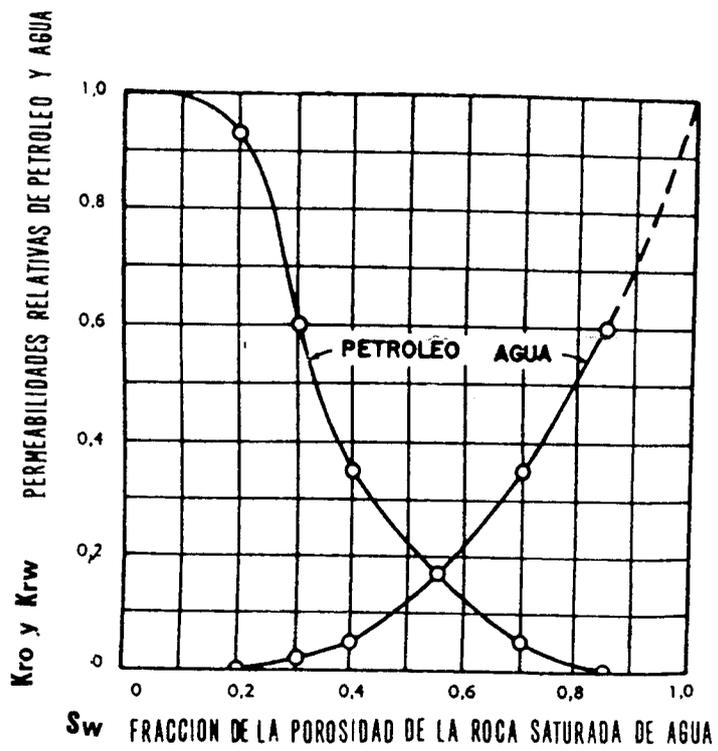
**CURVA GRANULOMETRICA DE FRECUENCIAS
(HISTOGRAMA)**

FIGURA 2.3



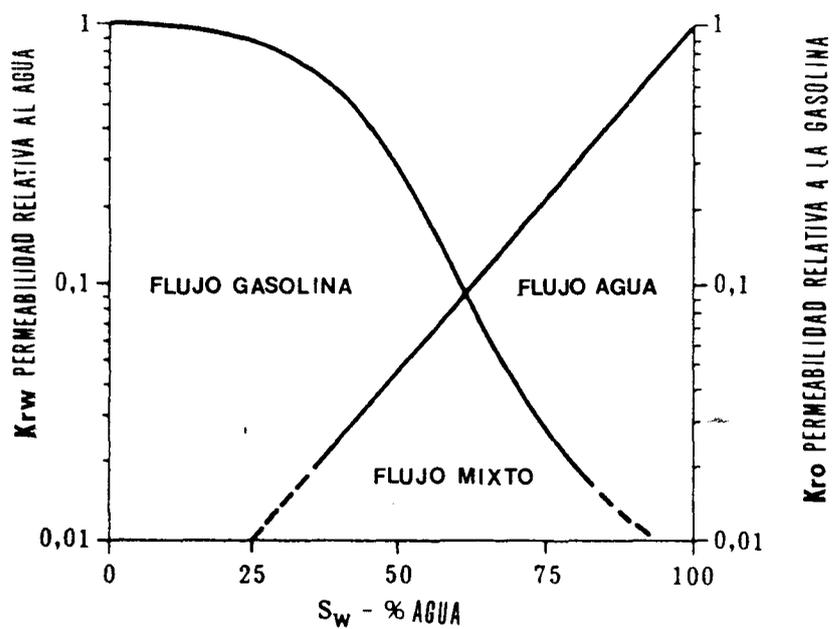
CURVAS GRANULOMETRICAS ACUMULATIVAS

FIGURA 2.4



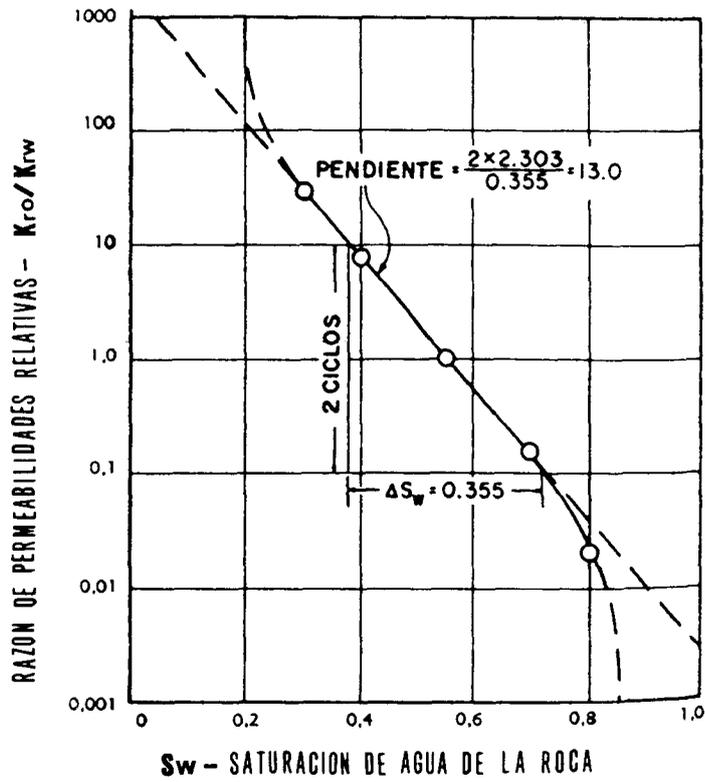
PERMEABILIDADES RELATIVAS

FIGURA 2.5



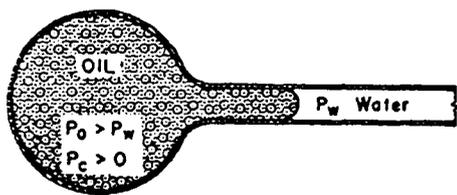
PERMEABILIDADES RELATIVAS A LA GASOLINA Y AL AGUA

FIGURA 2.6

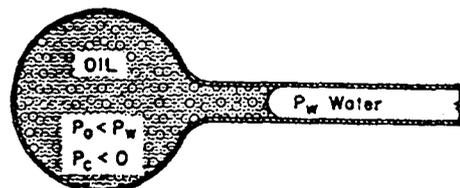


RAZON ENTRE LAS PERMEABILIDADES RELATIVAS PETROLEO - AGUA

FIGURA 2.7



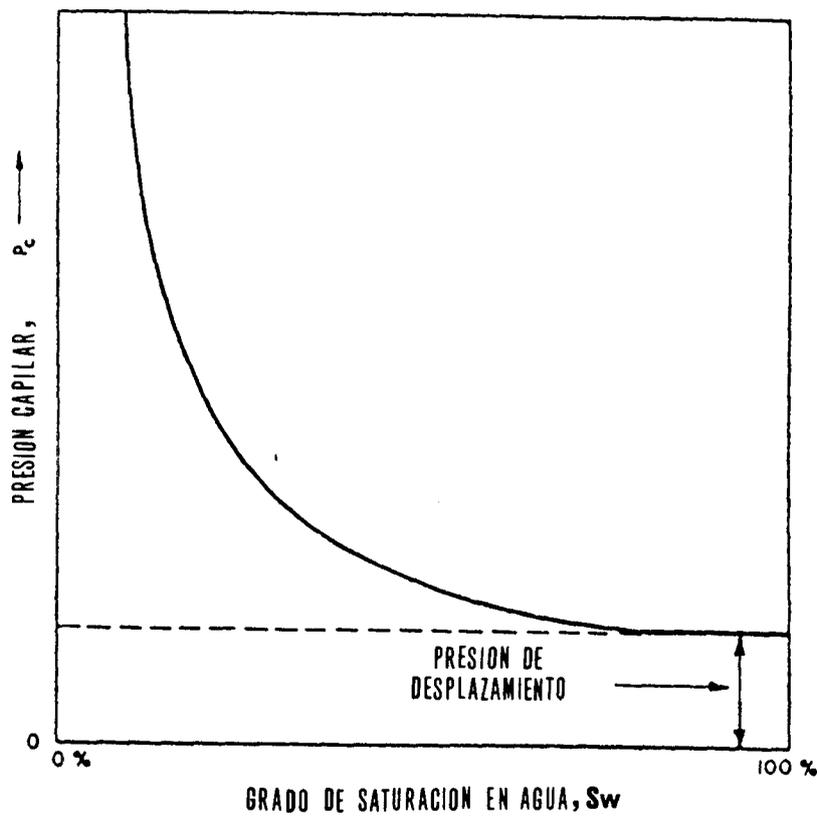
ROCA MOJADA PREFERENTEMENTE POR AGUA



ROCA MOJADA PREFERENTEMENTE POR PETROLEO

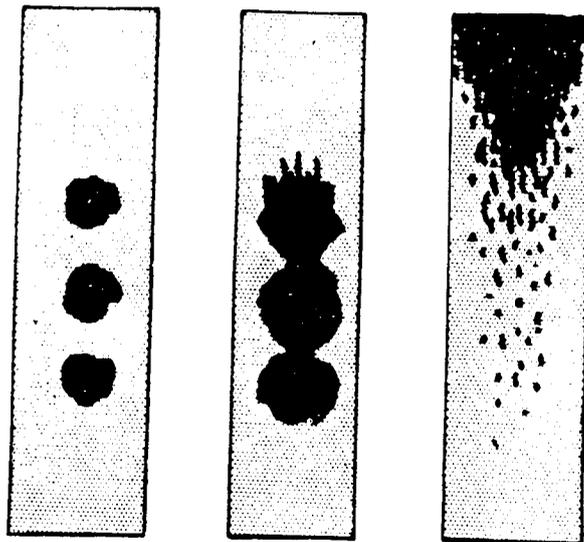
VARIACION DE LA PRESION CAPILAR CON LA HUMECTABILIDAD

FIGURA 2.8



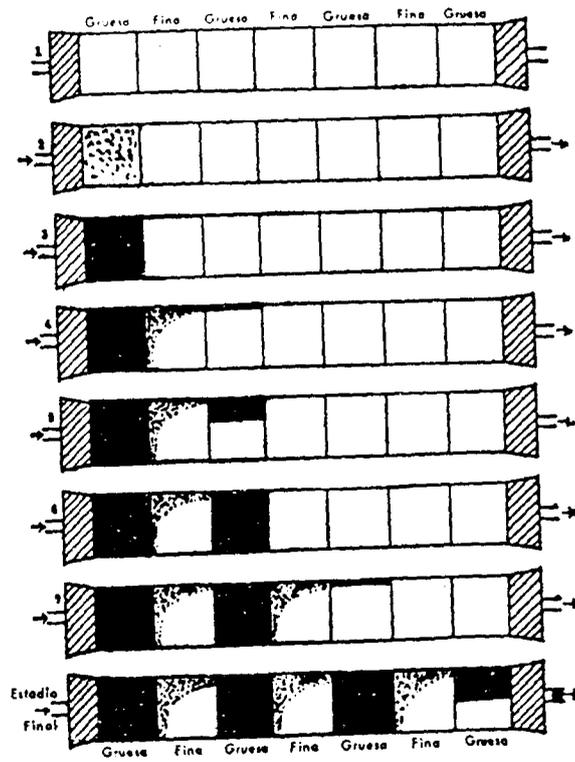
PRESIONES CAPILAR Y DE DESPLAZAMIENTO DE PETROLEO Y GAS EN ARENAS

FIGURA 2.9



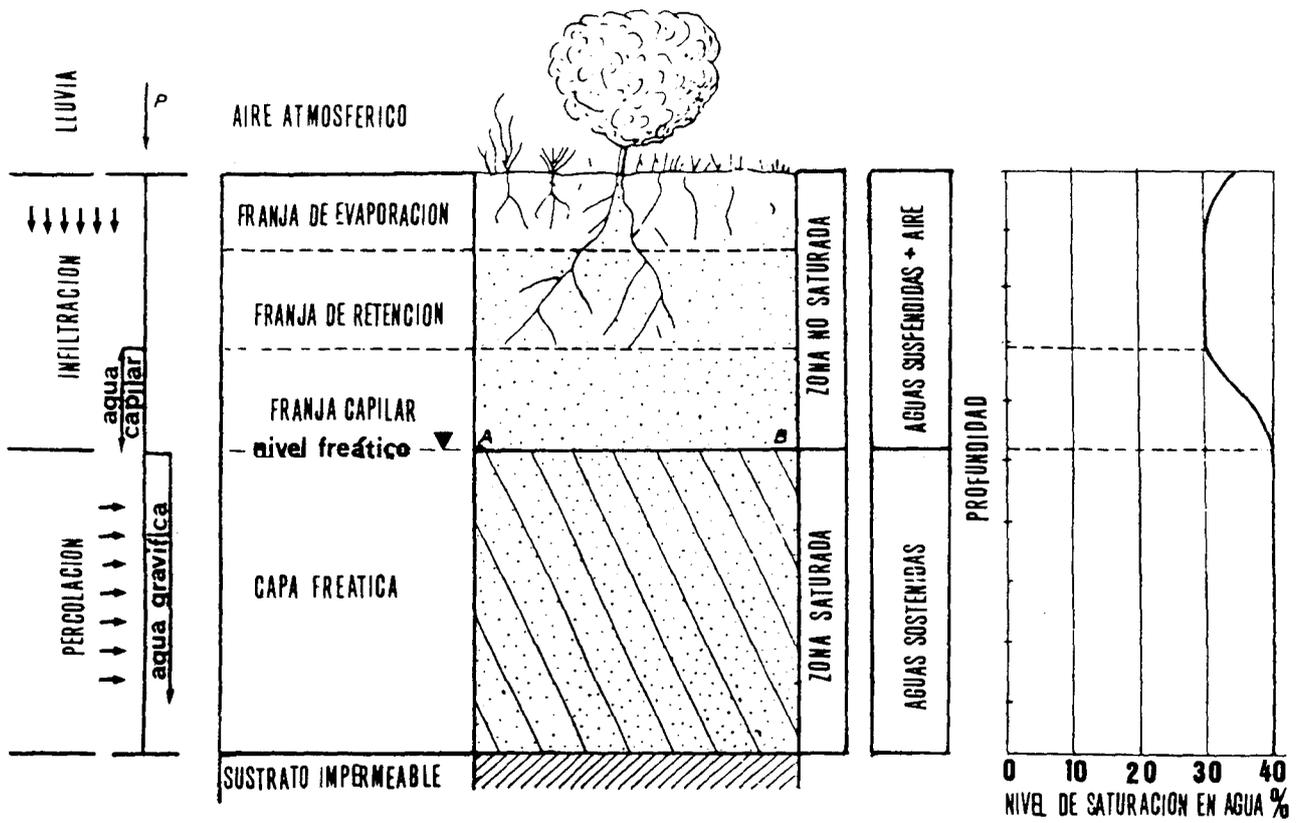
ESQUEMA DEL EXPERIMENTO DE GILLMAN HILL

FIGURA 2.10



EXPERIMENTO DE ILLING

FIGURA 3.1



MODELO TEORICO DEL SUBSUELO Y REPARTO DEL AGUA

FIGURA 3.3

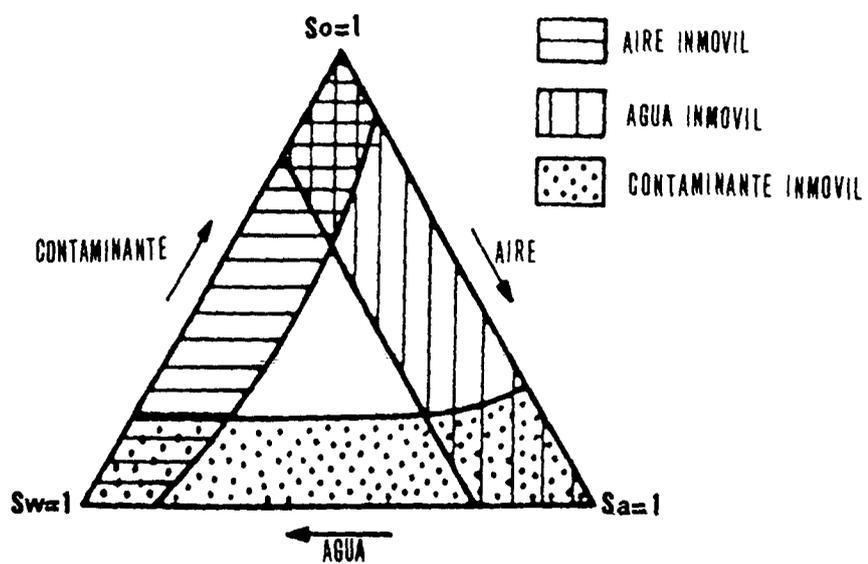
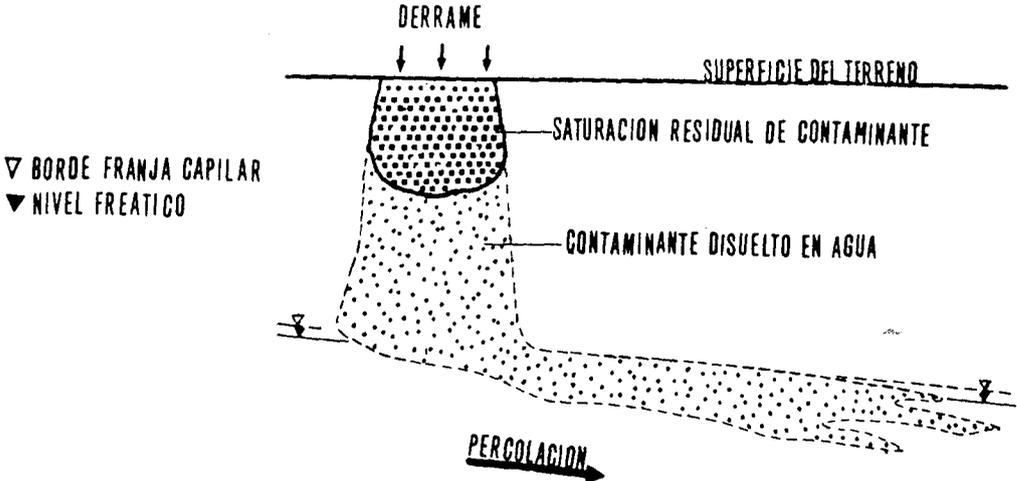


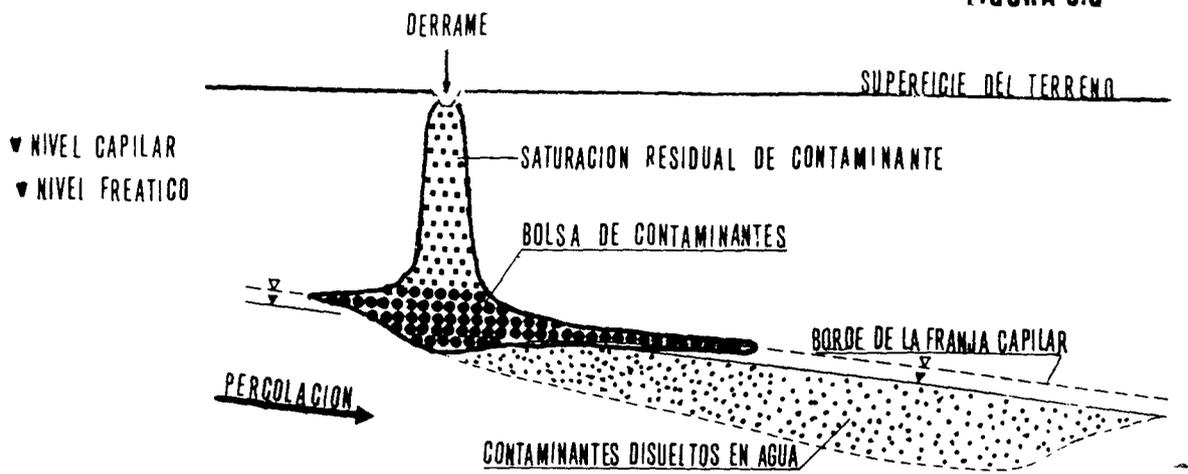
DIAGRAMA DE SATURACIONES RESIDUALES

FIGURA 3.4



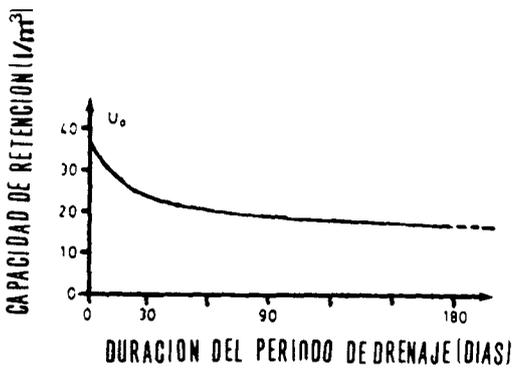
DERRAME RETENIDO EN LA ZONA NO SATURADA

FIGURA 3.5



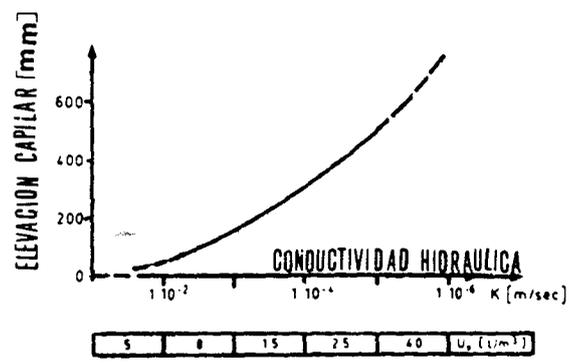
DERRAME DESBORDANDO LA ZONA NO SATURADA

FIGURA 3.6



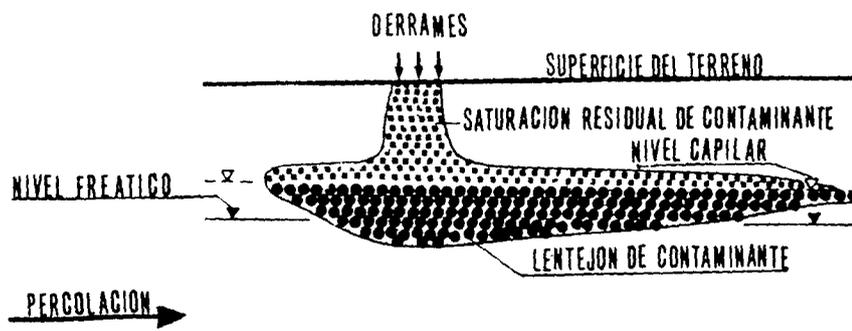
CAPACIDAD DE RETENCION DEL GASOLEO POR UN SUELO ARENOSO

FIGURA 3.7



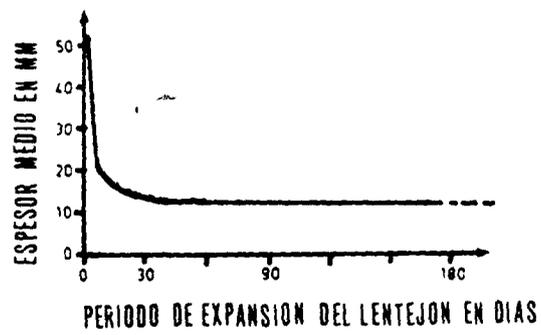
PROPIEDADES HIDROLOGICAS Y DE RETENCION DE LOS SUELOS

FIGURA 3.8



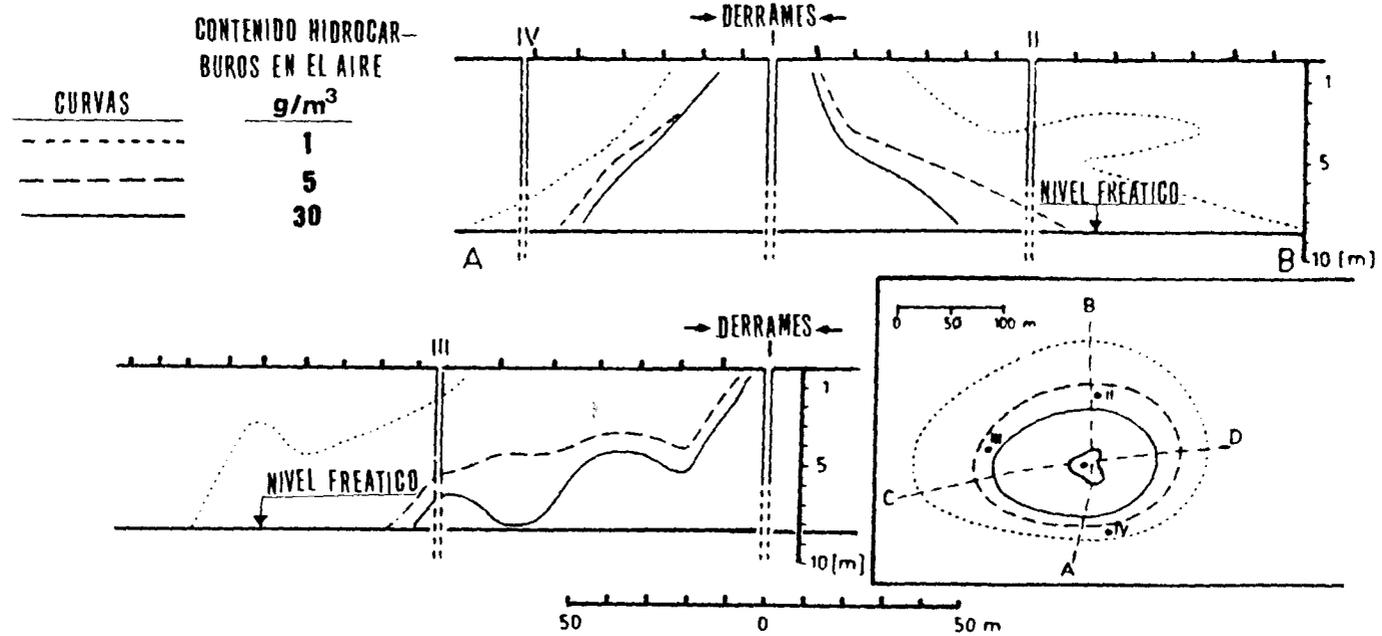
DISTRIBUCION DEL CONTAMINANTE TRAS LA INFILTRACION

FIGURA 3.9



RELACION ENTRE ESPESOR DEL LENTEJON Y EL TIEMPO DE EXPANSION

FIGURA 3.10



DISTRIBUCION DE LOS CONTAMINANTES GASEOSOS EN EL AIRE DE LA ZONA NO SATURADA

VARIACION DEL NIVEL PIEZOMETRICO CON LA PUVIOMETRIA

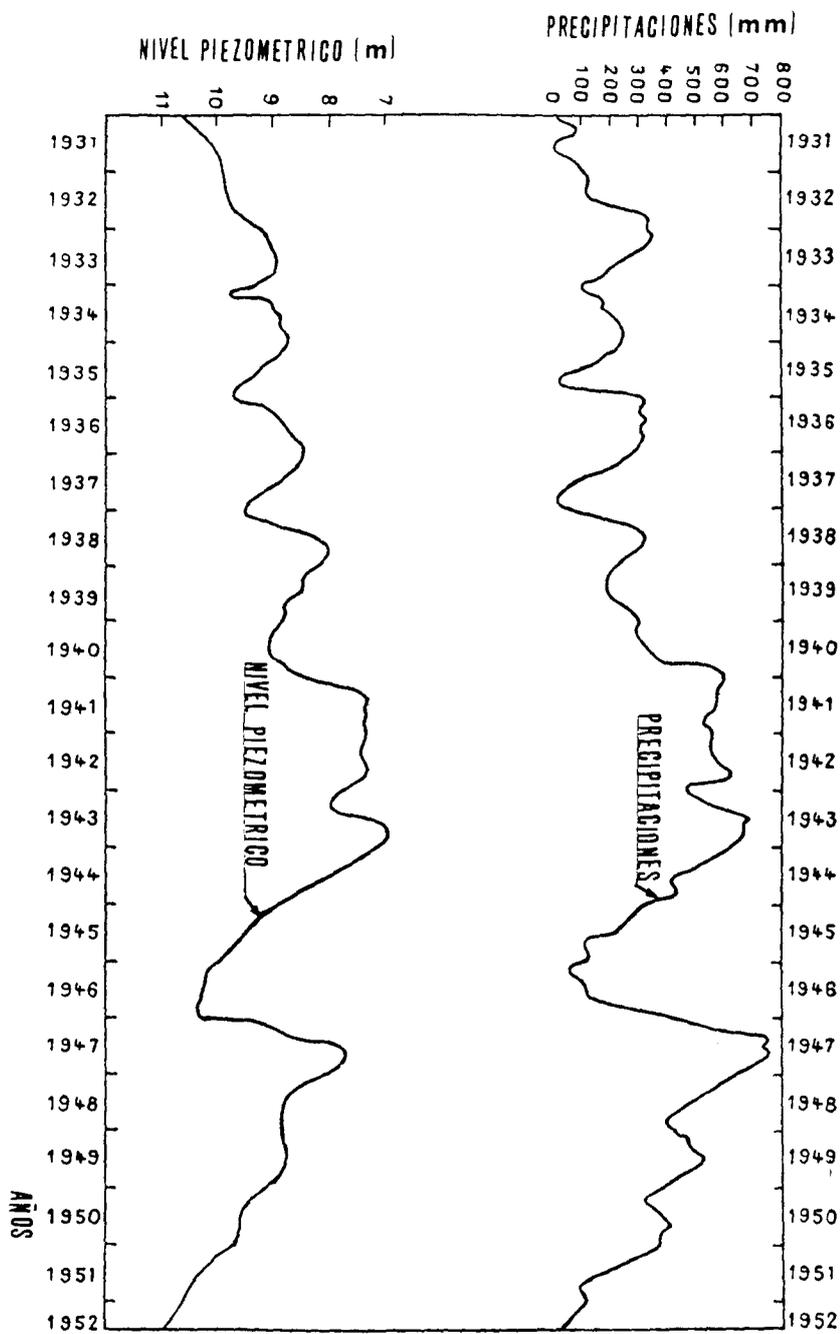
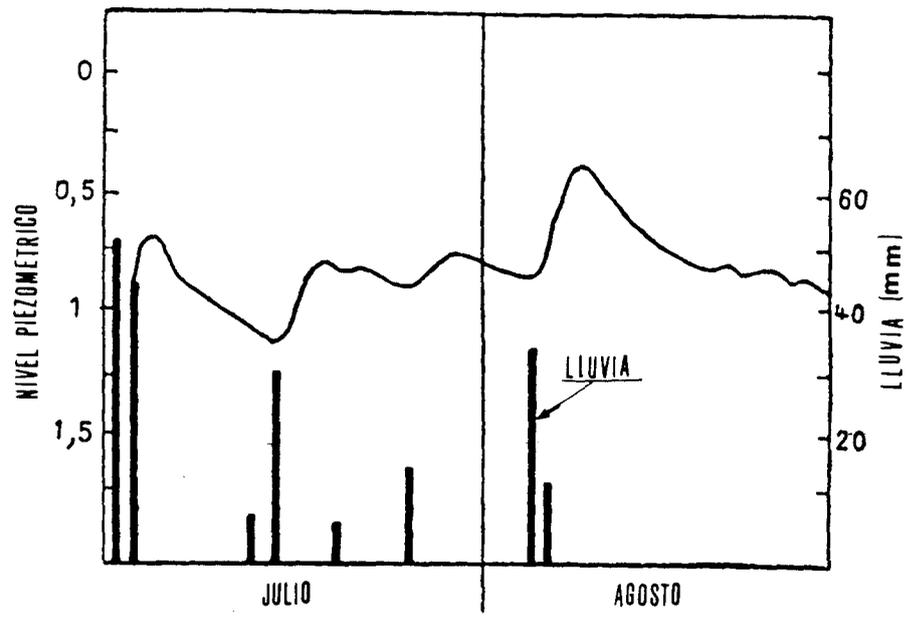


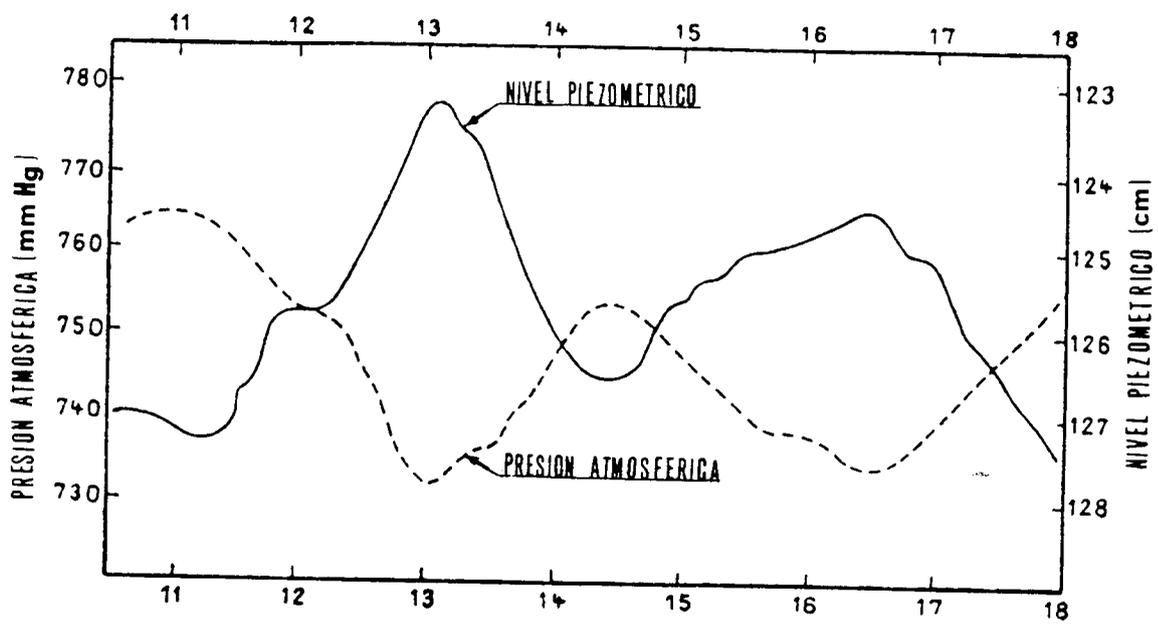
FIGURA 3.11

FIGURA 3.12



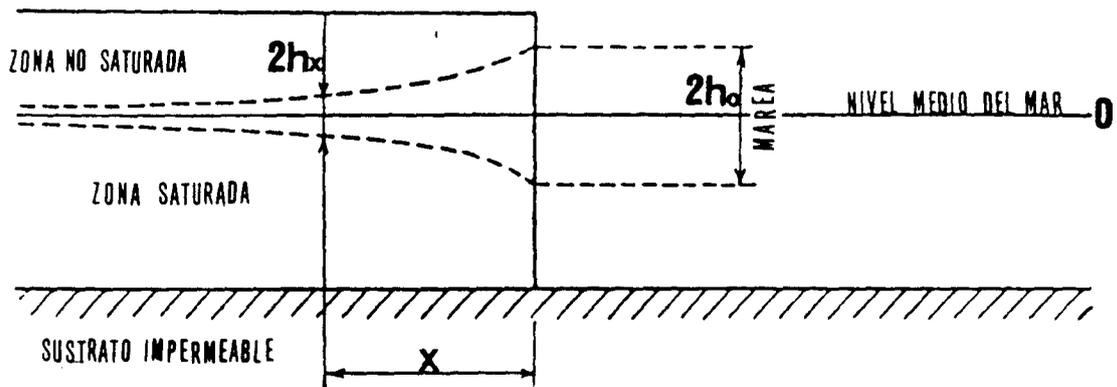
CORRELACION ENTRE LLUVIA Y NIVEL PIEZOMETRICO

FIGURA 3.13



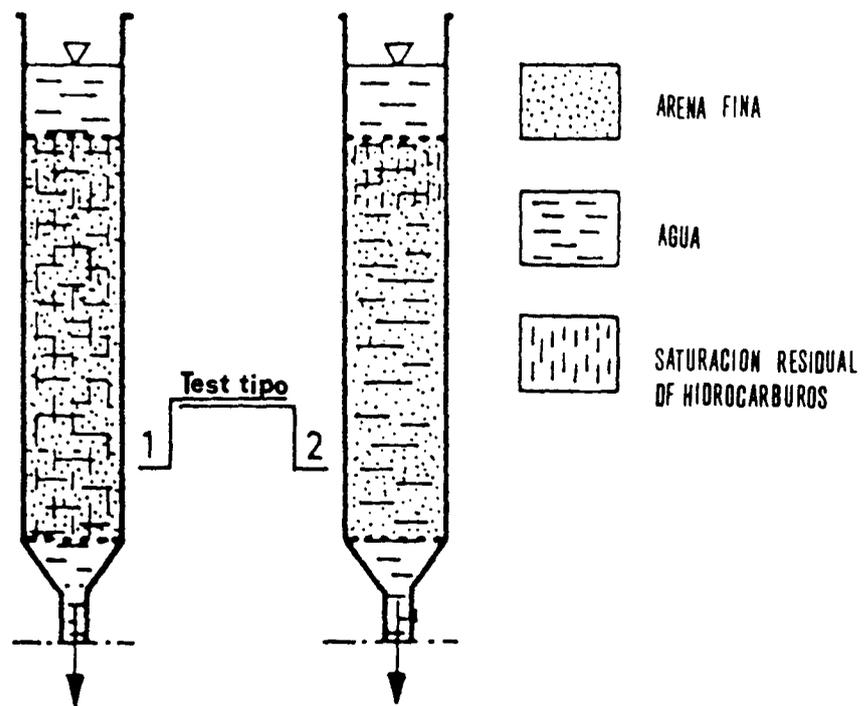
VARIACION DEL NIVEL PIEZOMETRICO CON LA PRESION ATMOSFERICA

FIGURA 3.14



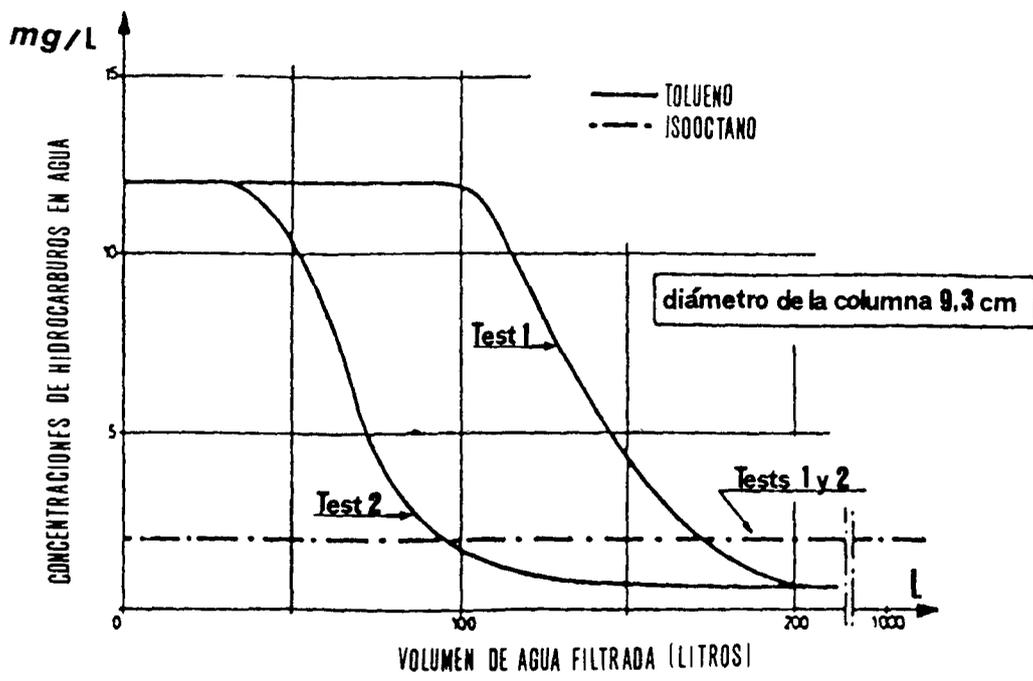
INFLUENCIA DE LAS MAREAS SOBRE EL NIVEL PIEZOMETRICO

FIGURA 3. 15



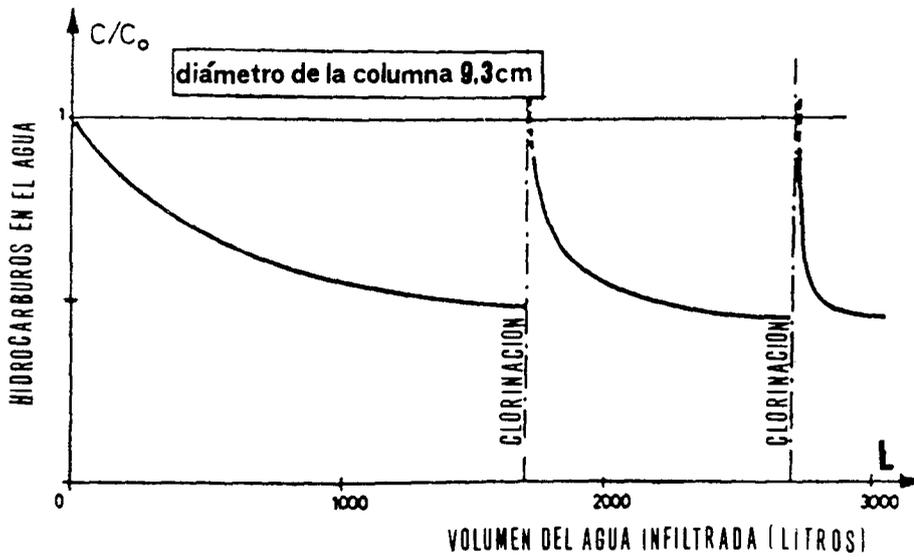
ESQUEMA EXPERIMENTAL DE LOS DOS TIPOS DE TESTS

FIGURA 3.16



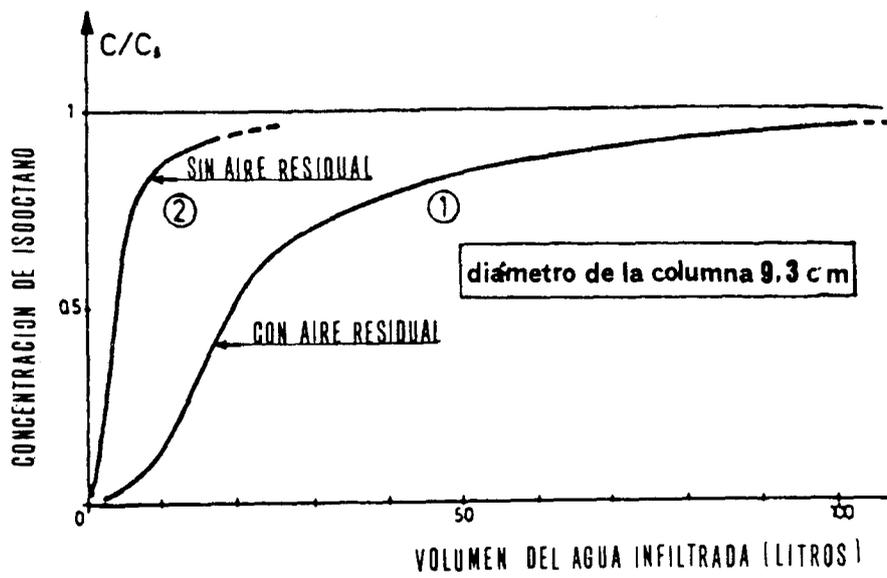
CONTENIDO DE HIDROCARBUROS EN EL AGUA FILTRADA

FIGURA 3.18



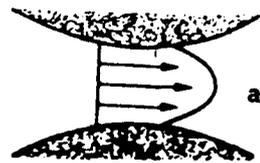
RESULTADOS DE LOS ENSAYOS CON GASOLEO

FIGURA 3.19

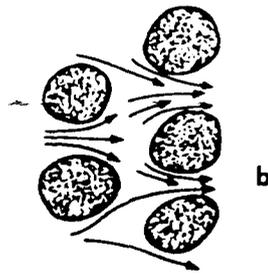


INFLUENCIA DEL AIRE RESIDUAL SOBRE LA CONCENTRACION

FIGURA 3. 20



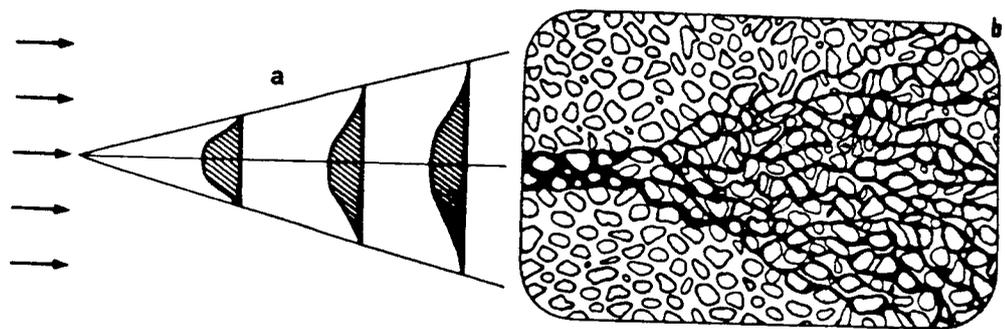
EFEECTO DE LA VISCOSIDAD



EFEECTO DE LA TORTUOSIDAD

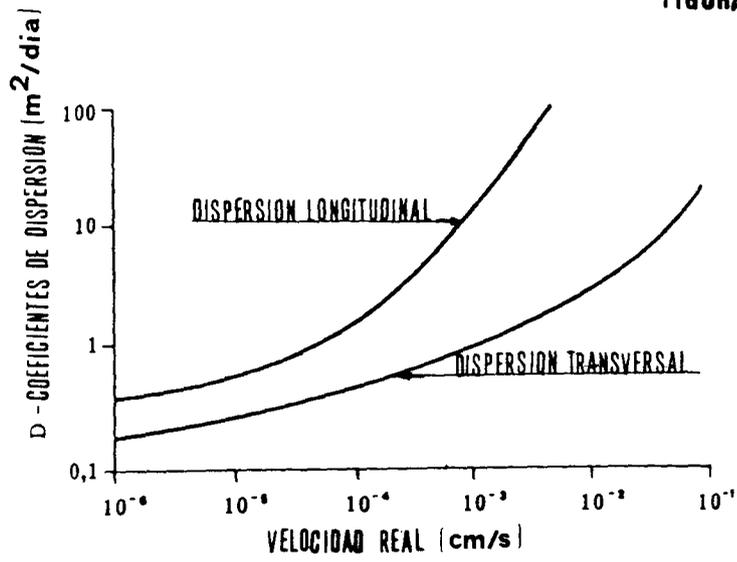
CORRIENTES DEL AGUA ENTRE LOS GRANOS DEL TERRENO

FIGURA 3. 21



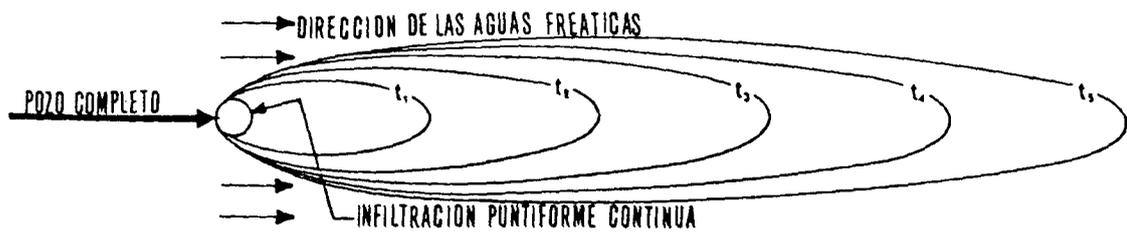
DISPERSION DE LOS FILETES LIQUIDOS EN SUELO GRANULAR

FIGURA 3. 22



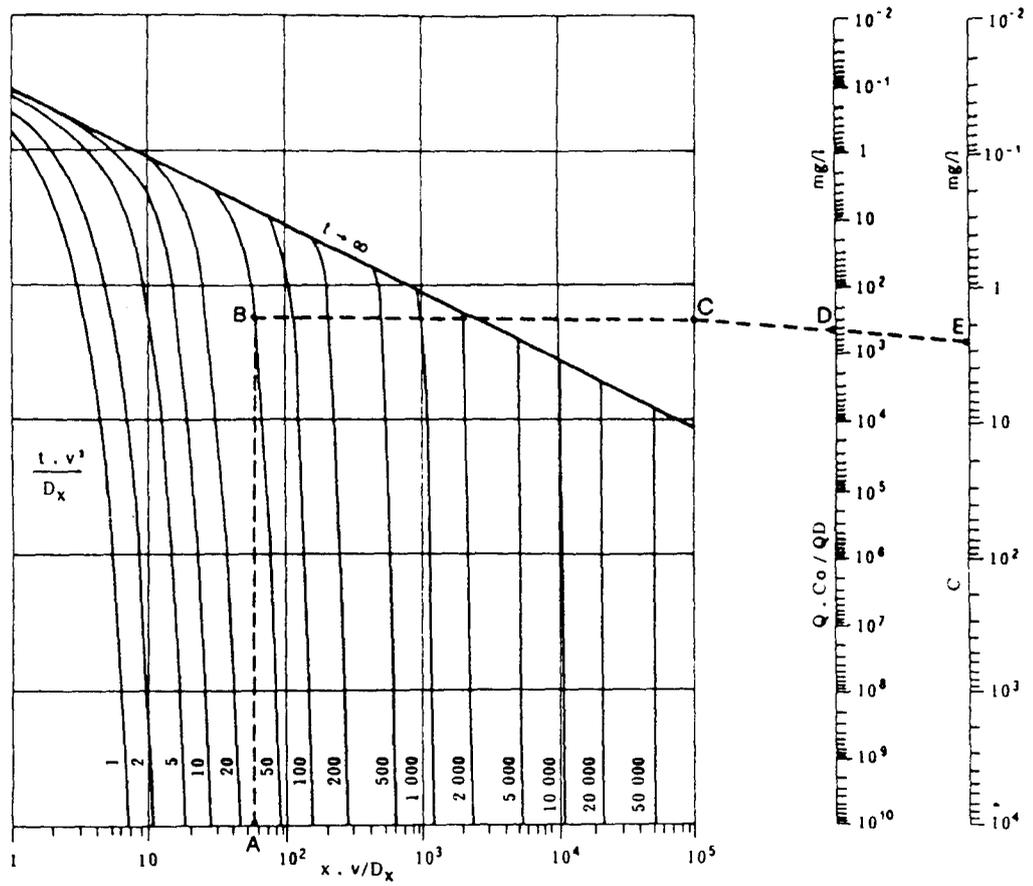
DISPERSIONES HIDRODINAMICAS EN FUNCION DE LA VELOCIDAD

FIGURA 3.23



EVOLUCION DE LA CONTAMINACION POR FUENTE PUNTIFORME CONTINUA Y COMPLETA

FIGURA 3.24



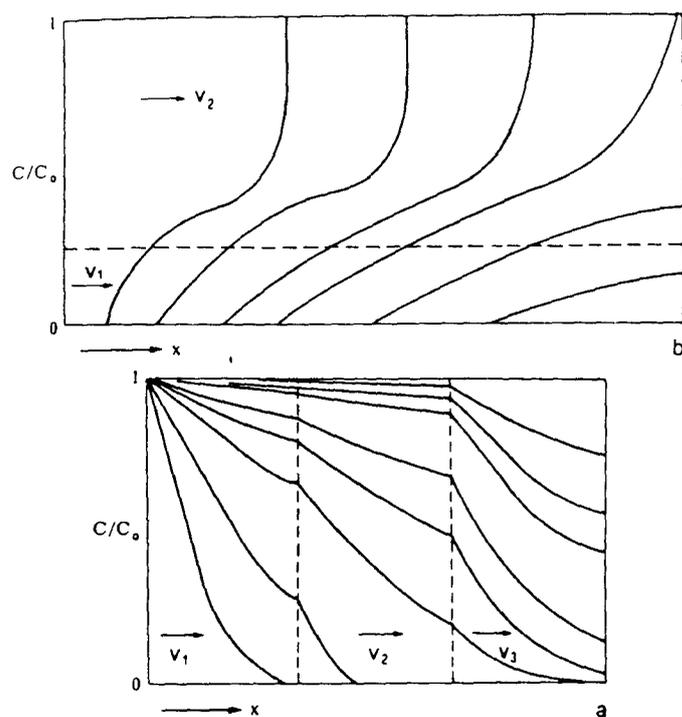
NOMOGRAMA PARA CALCULAR LA CONTAMINACION POR UNA FUENTE PUNTUAL Y CONTINUA

FIGURA 3. 25



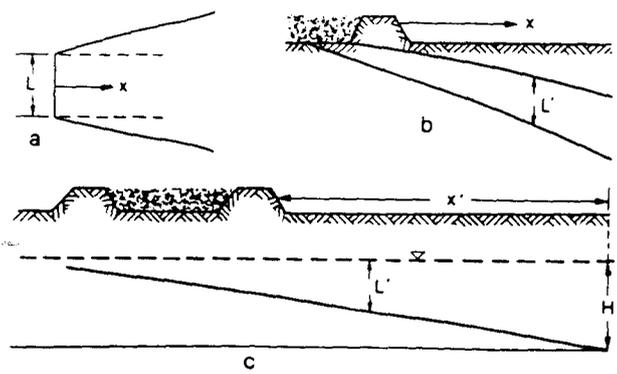
EVOLUCION DE LA CONTAMINACION POR FUENTE PUNIFORME DISCONTINUA

FIGURA 3. 26



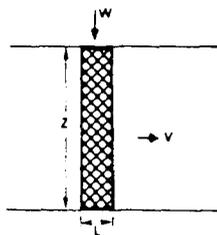
EVOLUCION DEL CONTAMINANTE EN SUELOS ANISOTROPOS

FIGURA 3.27



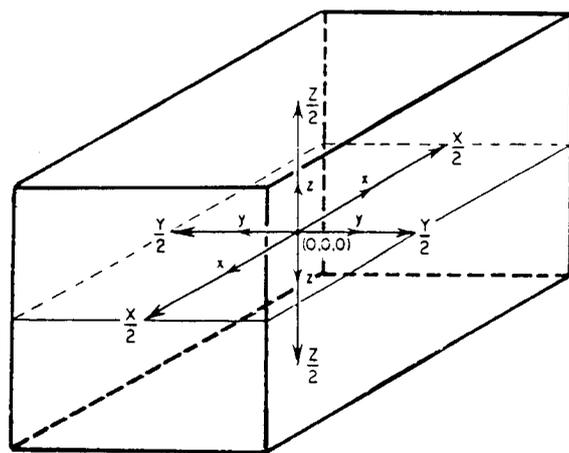
CONTAMINACION POR FUENTES CONTINUAS NO PUNTIFORMES

FIGURA 3. 28



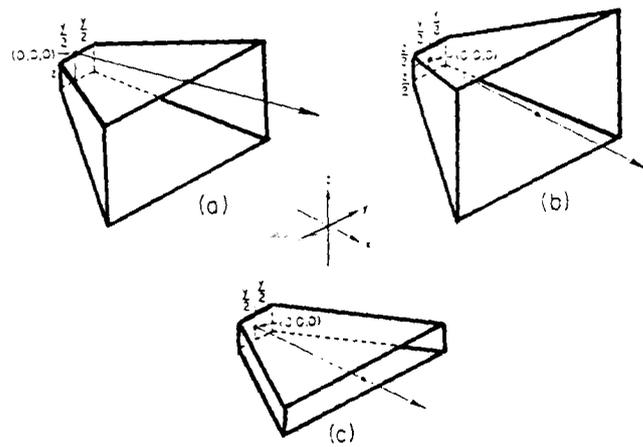
VARIACION DE LA CONTAMINACION POR LA LLUVIA O EL RIEGO

FIGURA 3.29



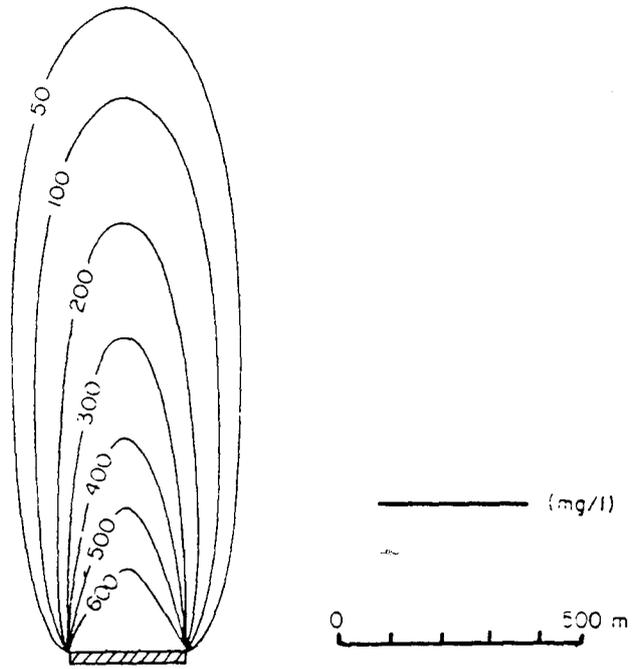
FUENTE DE CONTAMINACION PARALELEPIPEDICA

FIGURA 3.30



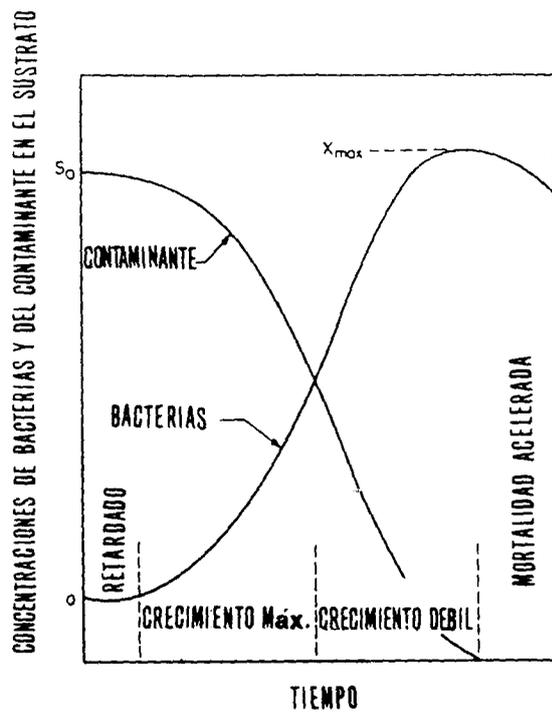
FORMAS GEOMETRICAS DE DISPERSION DEL CONTAMINANTE

FIGURA 3.31



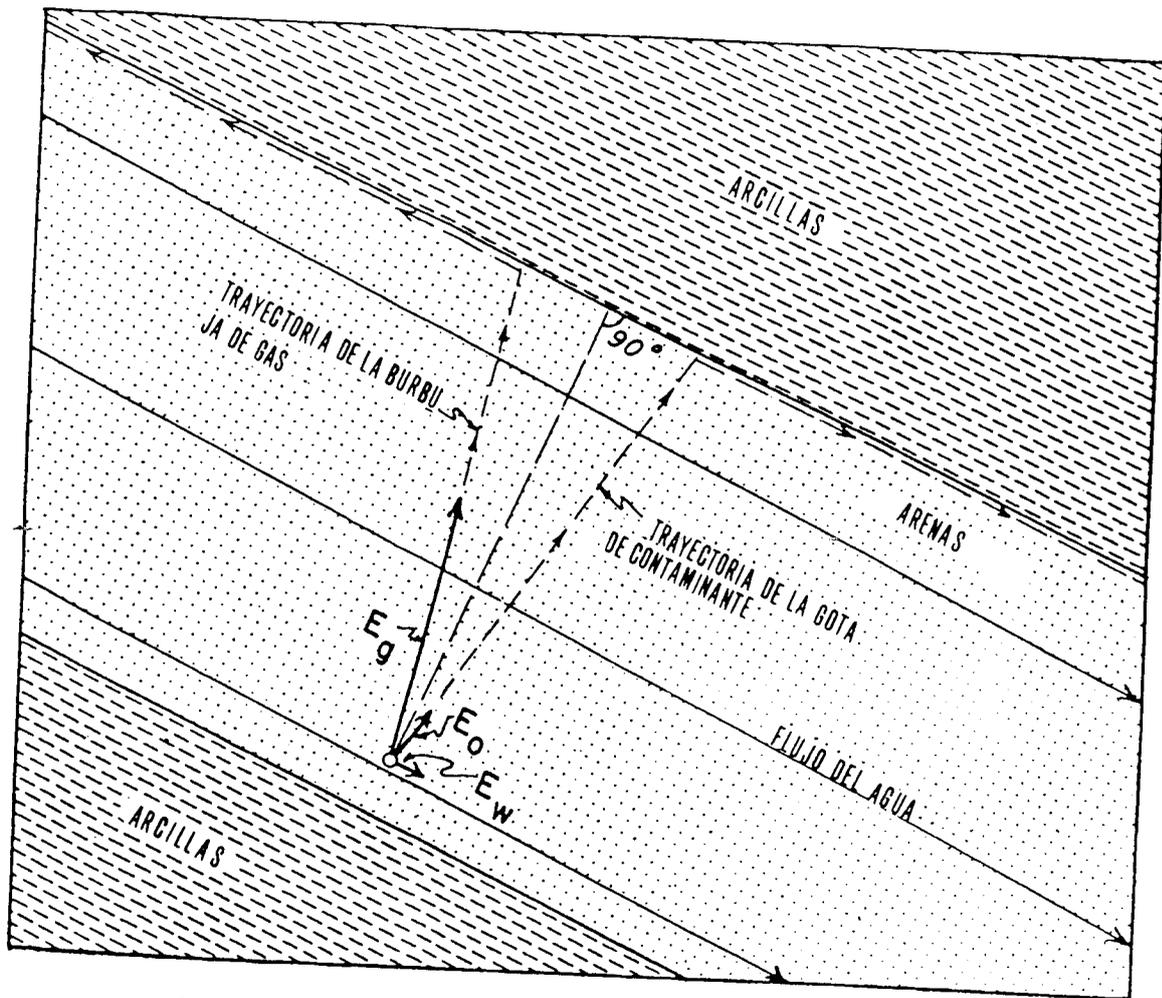
DISPERSION DE UN CONTAMINANTE EN UN ACUIFERO

FIGURA 3.32



EVOLUCION DE LA POBLACION BACTERIANA Y DE LA CONCENTRACION EN CONTAMINANTES

FIGURA 3.33



AMBIENTE HIDRODINAMICO DE UN ACUIFERO CAUTIVO CONTAMINADO

FIGURA 3.34

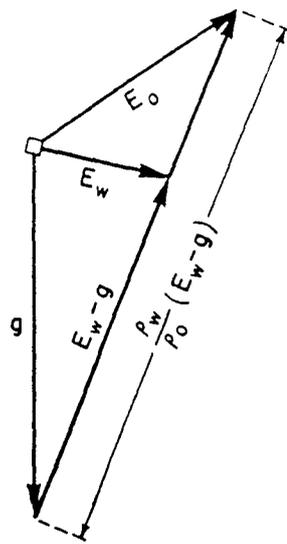
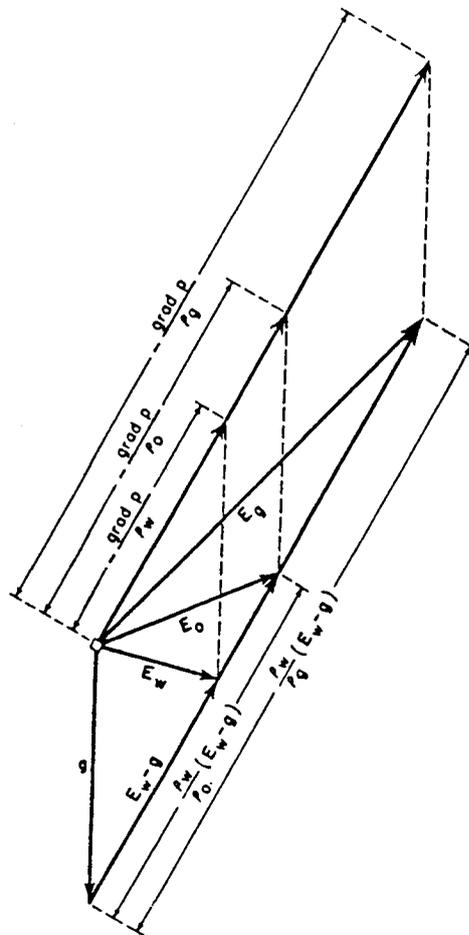


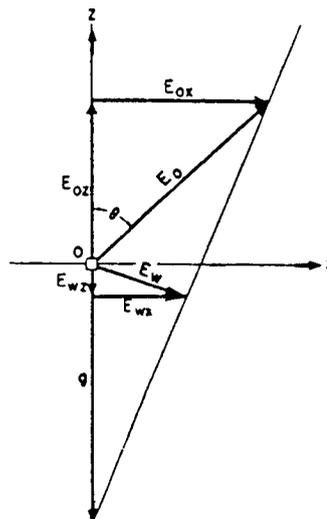
DIAGRAMA DE FUERZAS ACTUANTES SOBRE EL CONTAMINANTE EN ACUIFEROS CAUTIVOS

FIGURA 3.35



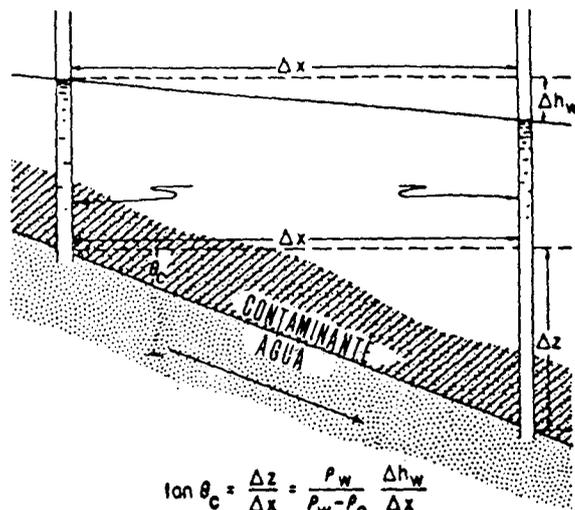
FUERZAS ACTUANTES SOBRE EL AGUA Y DOS CONTAMINANTES EN ACUIFERO CAUTIVO

FIGURA 3.36



ANGULO DE INCLINACION DEL VECTOR DE FUERZAS SOBRE EL CONTAMINANTE

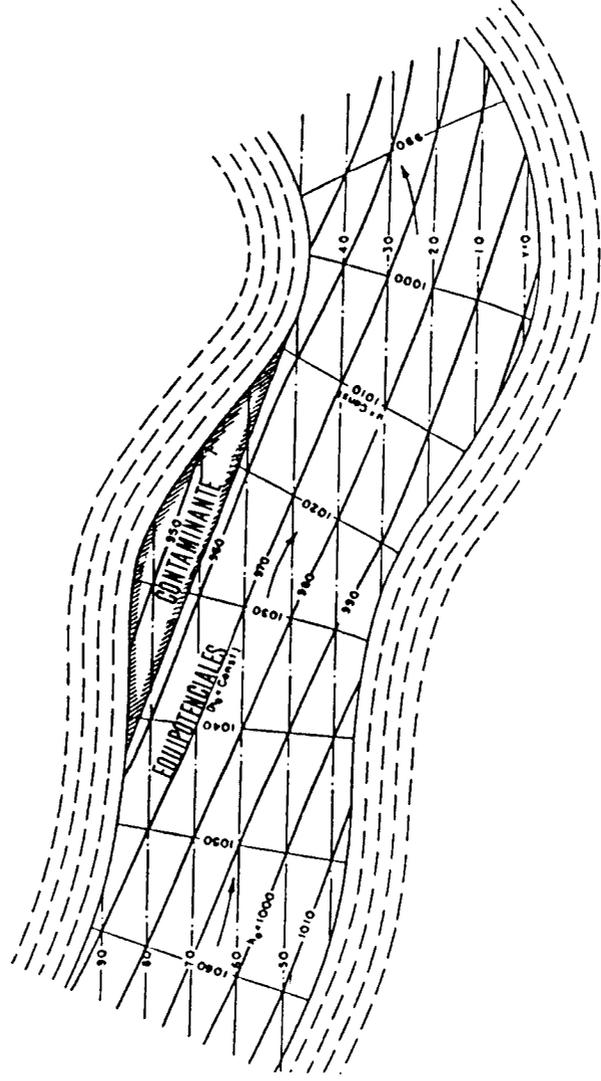
FIGURA 3.37



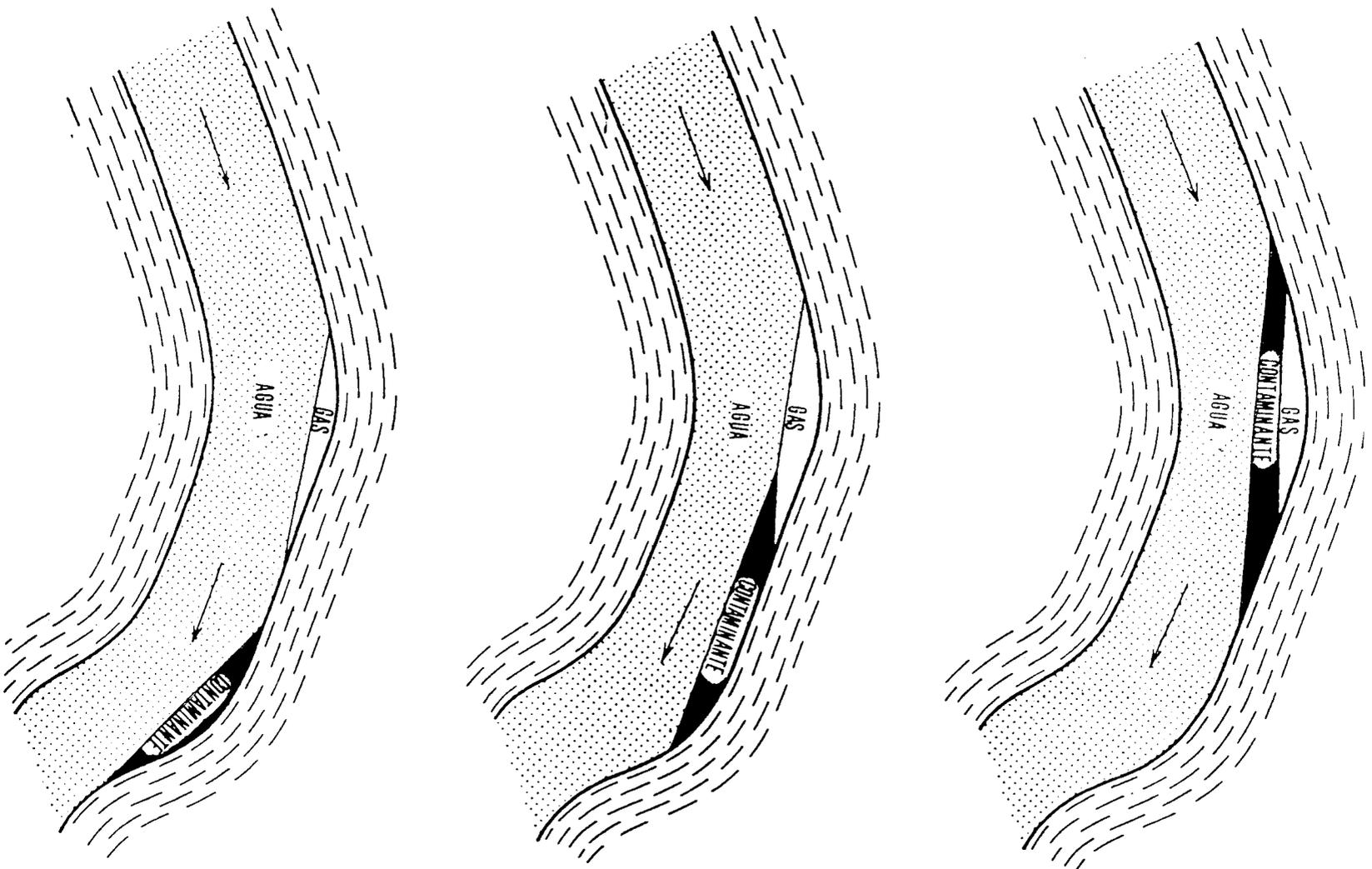
$$\tan \theta_c = \frac{\Delta z}{\Delta x} = \frac{\rho_w}{\rho_w - \rho_o} \frac{\Delta h_w}{\Delta x}$$

TRAMPA HIDRODINAMICA DEL CONTAMINANTE

FIGURA 3.38



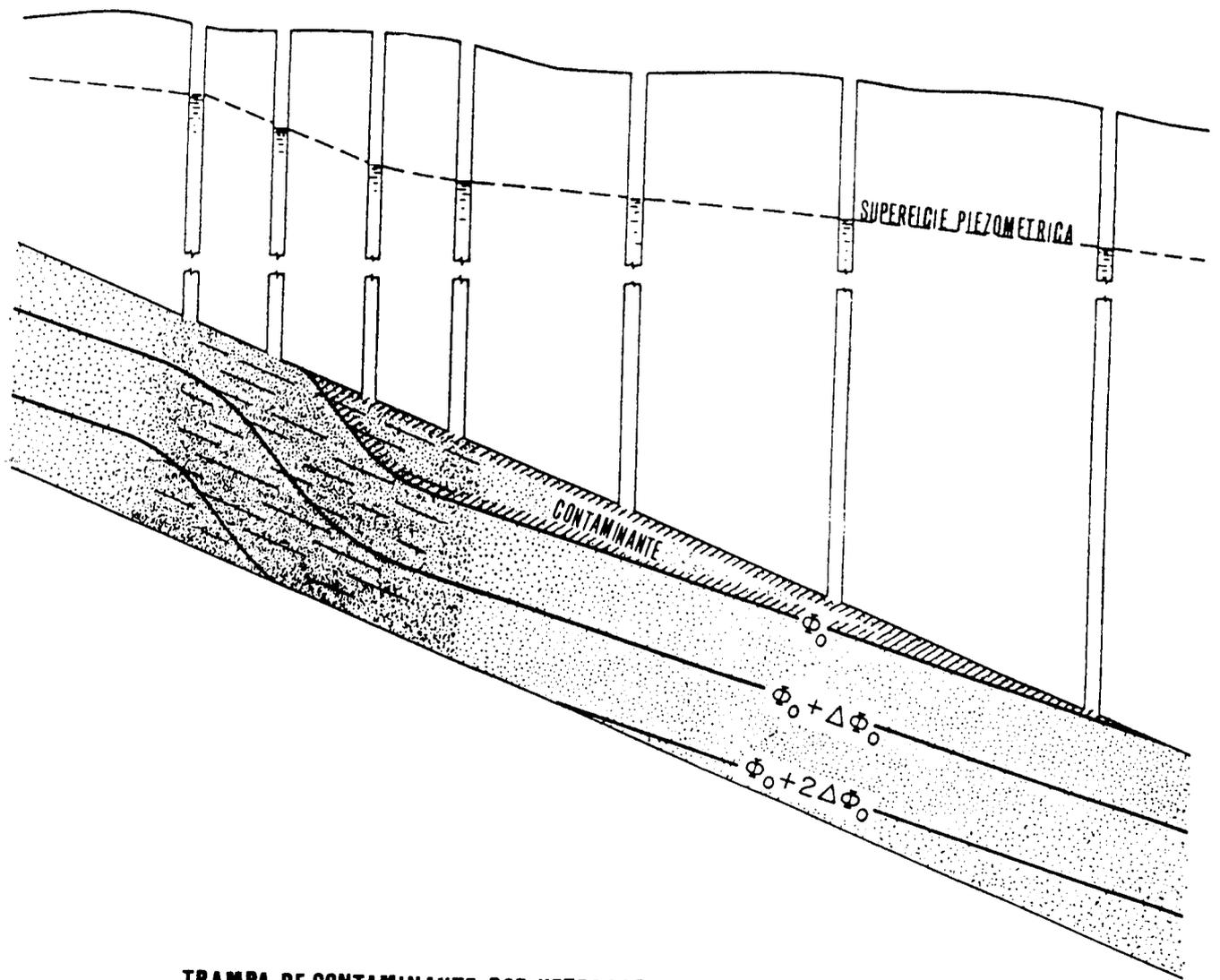
TRAMPA DE CONTAMINANTE POR ABOLLAMIENTO DEL TECHO DEL ACUIFERO



TIPOS DE TRAMPAS DE GAS Y CONTAMINANTE EN UN ACUIFERO CAUTIVO

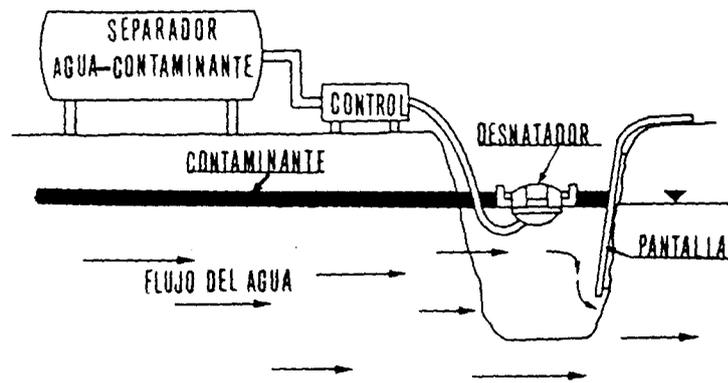
FIGURA. 3.39

FIGURA 3.40



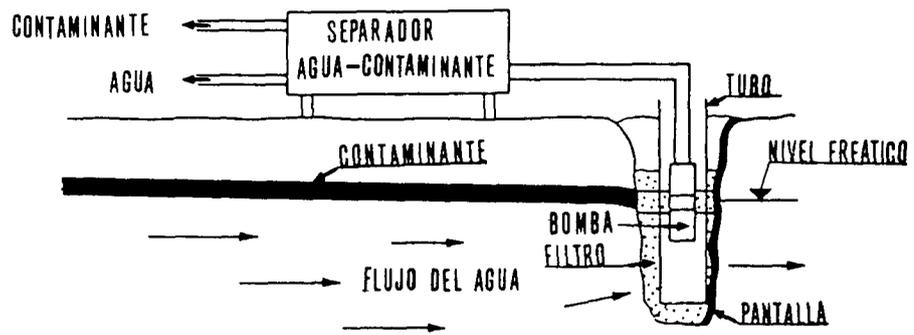
TRAMPA DE CONTAMINANTE POR HETEROGENEIDAD DEL ACUIFERO

FIGURA 4.1



ZANJA DE INTERCEPCION Y RECUPERACION CON DESNATADOR

FIGURA 4.2



ZANJA DE INTERCEPCION Y RECUPERACION CON BOMBA

FIGURA 4.3

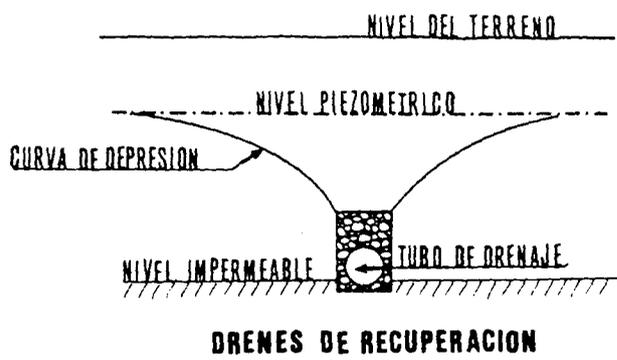
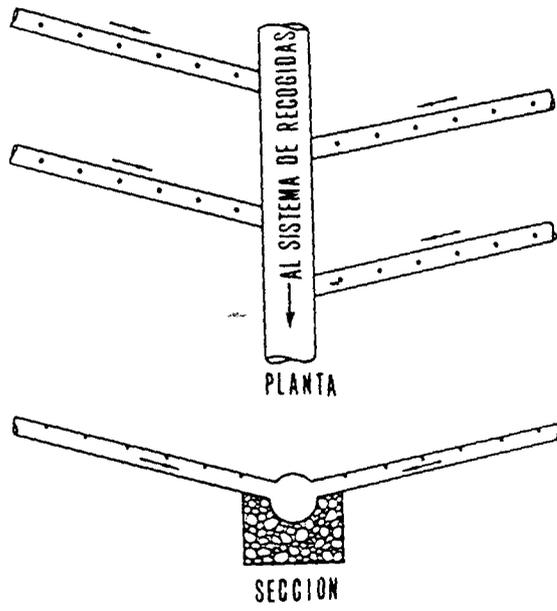


FIGURA 4 4



DRENES RAMIFICADOS

FIGURA 4.5

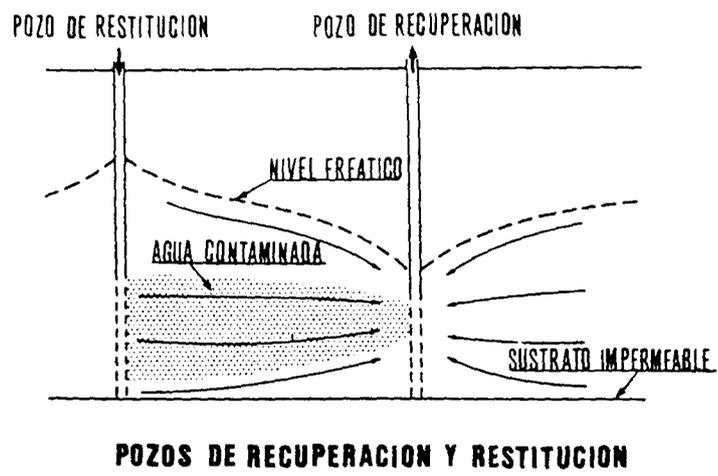
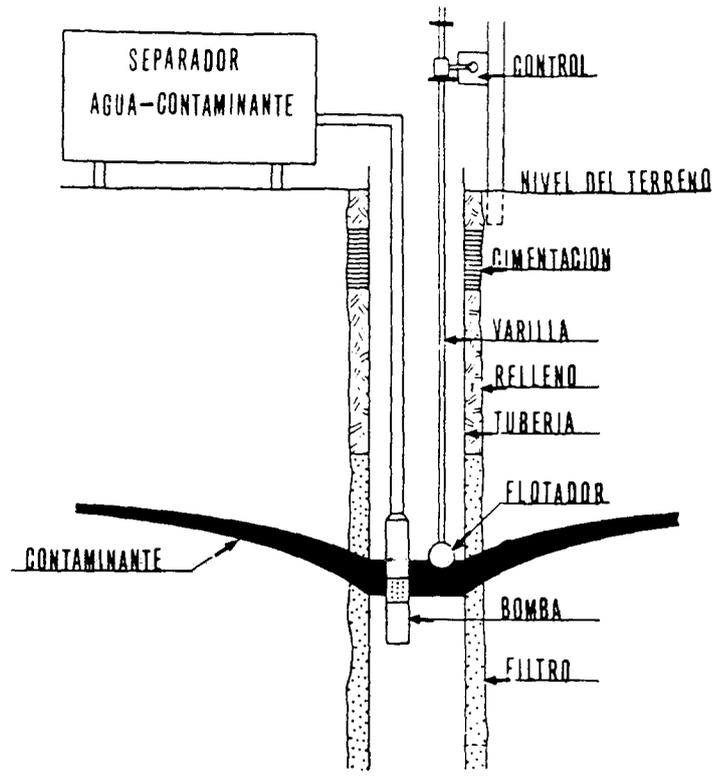
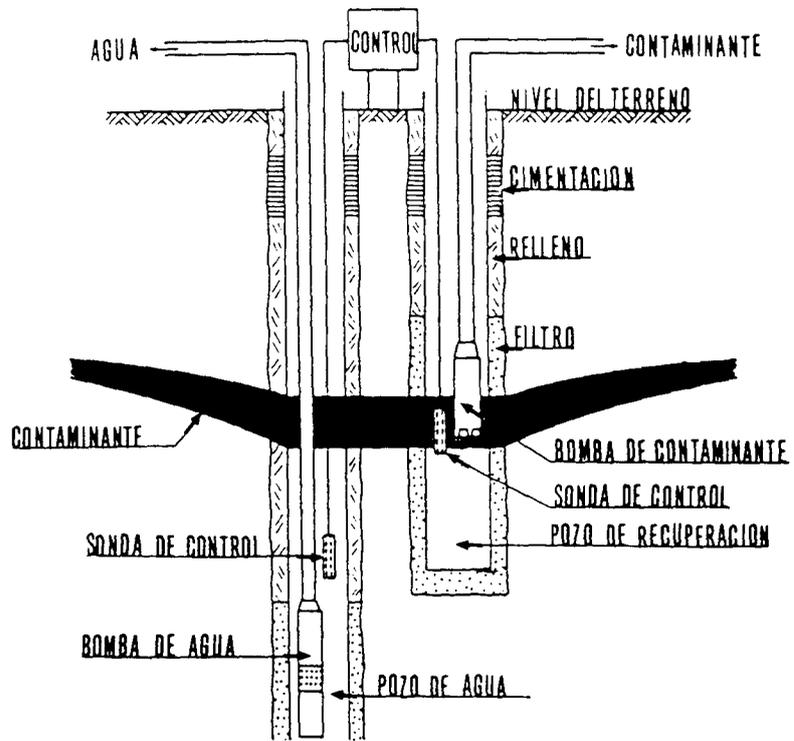


FIGURA 4.6



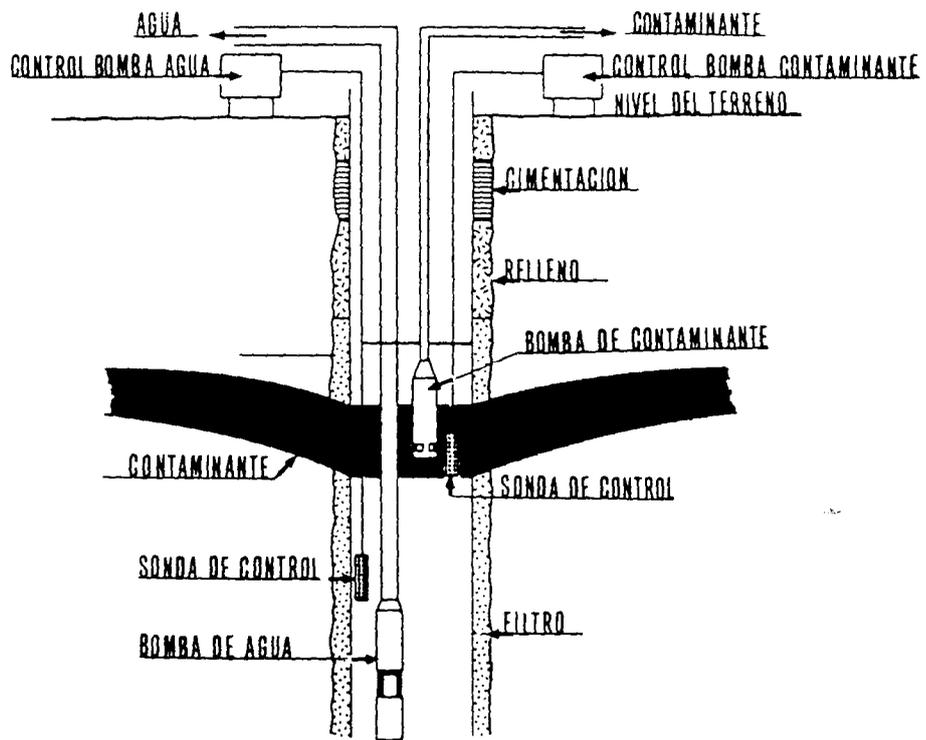
POZO DE RECUPERACION CON UNA SOLA BOMBA

FIGURA 4.7



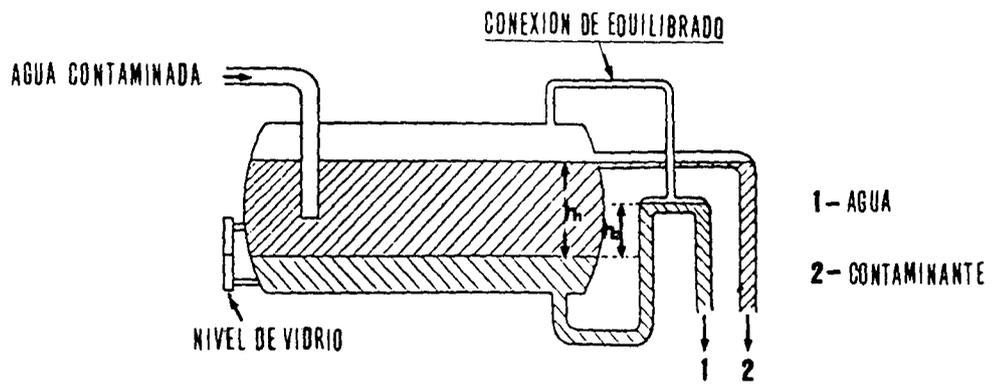
SISTEMA DE RECUPERACION DE DOBLE POZO

FIGURA 4.8



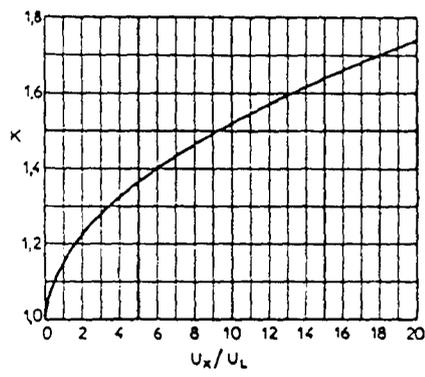
SISTEMA DE RECUPERACION DE UN POZO Y DOS BOMBAS

FIGURA 4.10



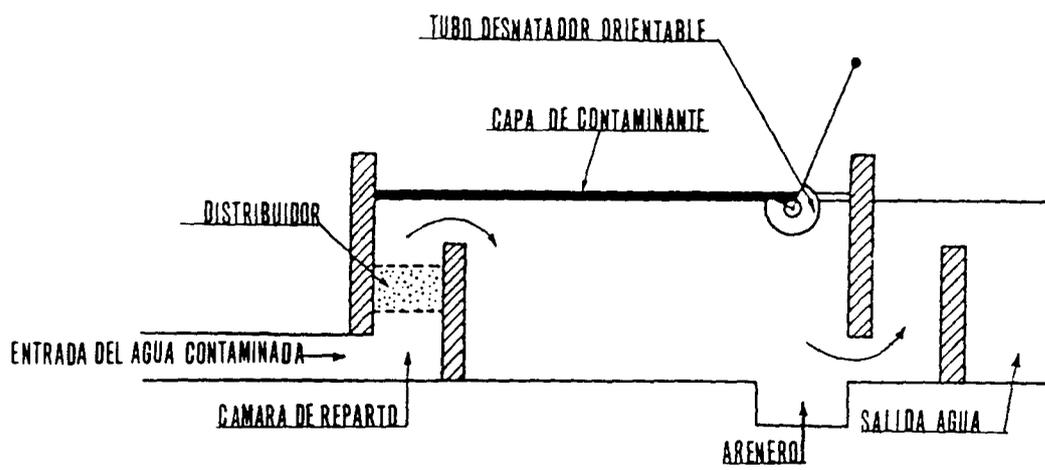
SEPARADOR CONTINUO AGUA - CONTAMINANTE

FIGURA 4.11



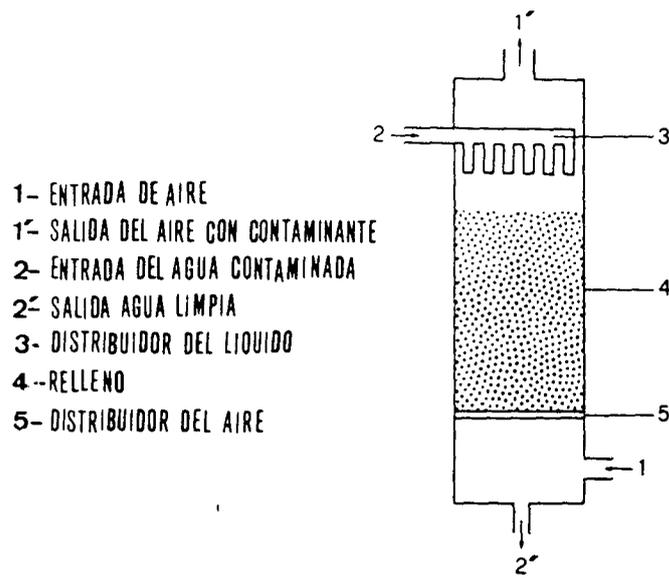
FACTOR DE CORRECCION DEL CAUDAL EN BALSAS

FIGURA 4.12



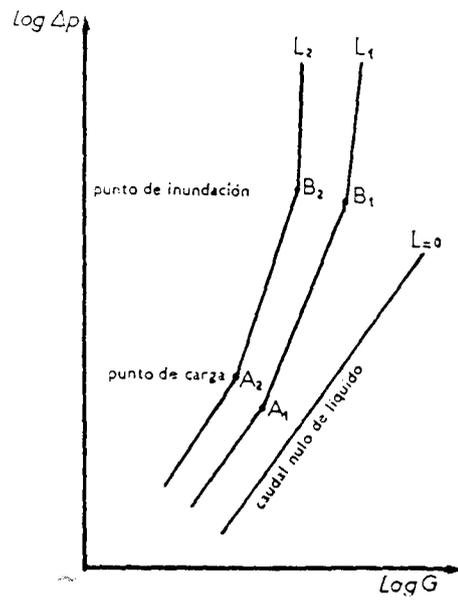
ESQUEMA DE UNA Balsa DE DECANTACION DE AGUAS CONTAMINADAS

FIGURA 4.13



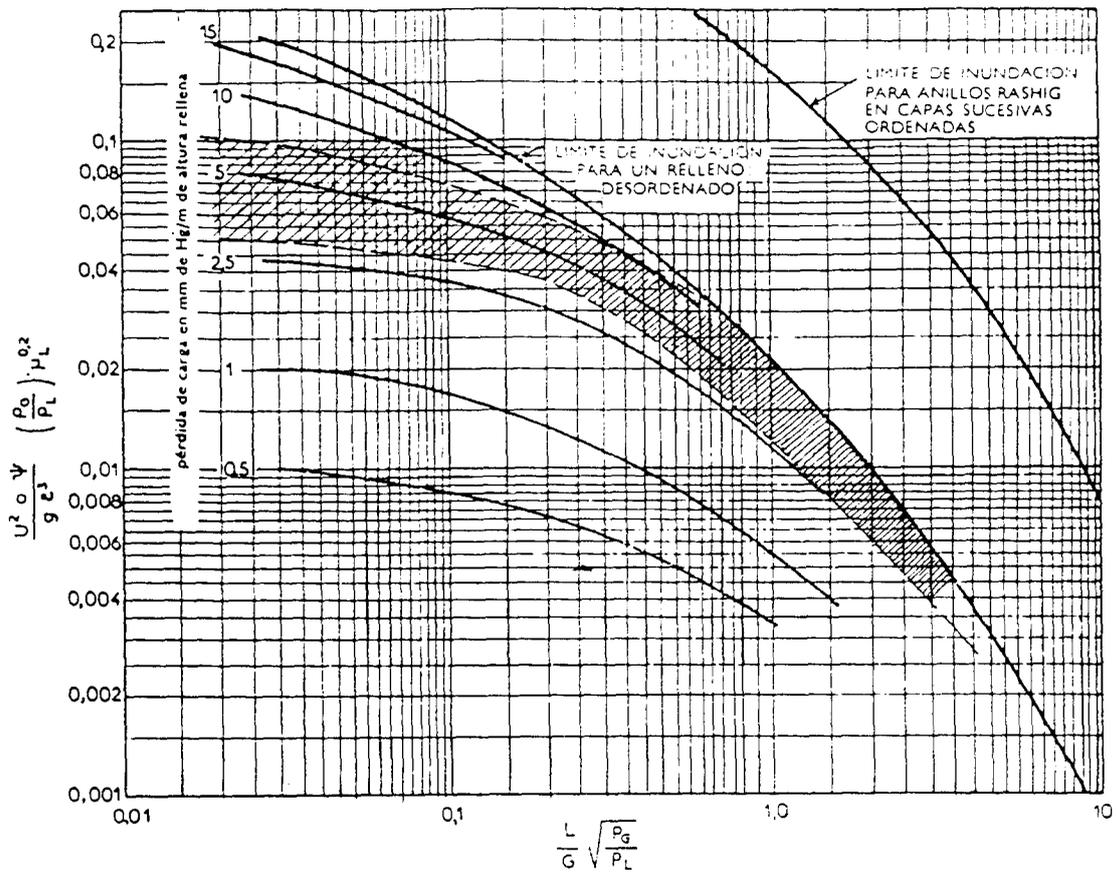
ESQUEMA DE TORRE DE AERACION

FIGURA 4.14



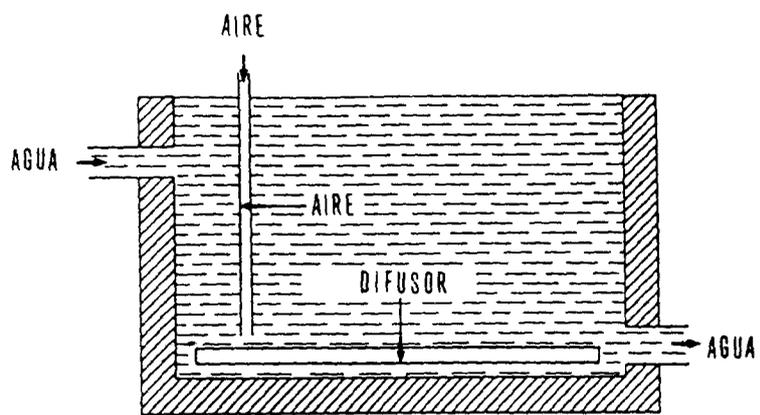
PERDIDAS DE CARGA DEL AIRE EN TORRES DE RELLENO EN FUNCION DE LOS CAUDALES

FIGURA 4.15



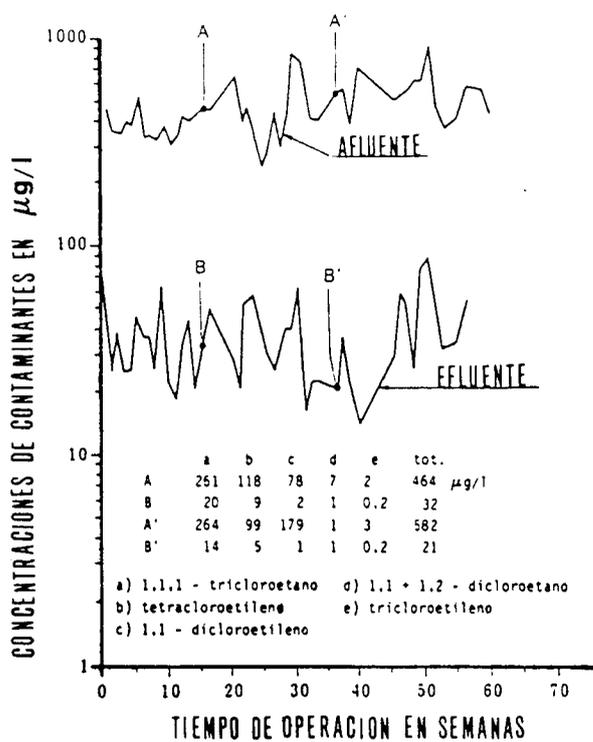
PERDIDAS DE CARGA Y CONDICIONES DE INUNDACION DE TORRES DE RELLENO

FIGURA 4.16



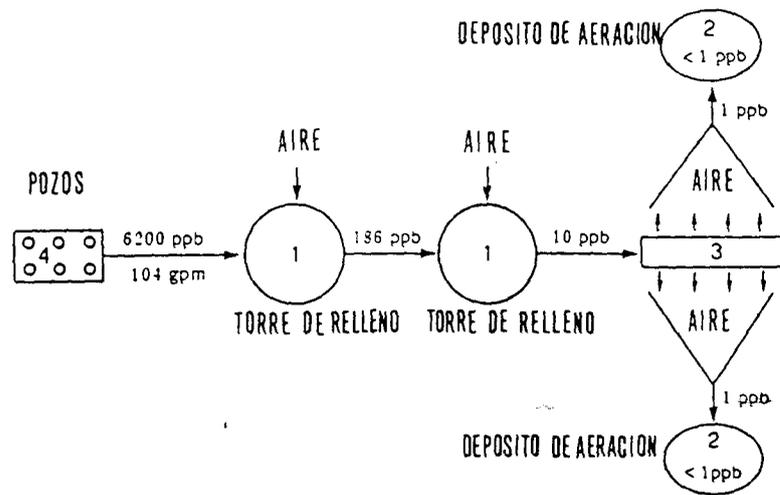
SISTEMA DE AERACION DEL AGUA EN DEPOSITO

FIGURA 4.17



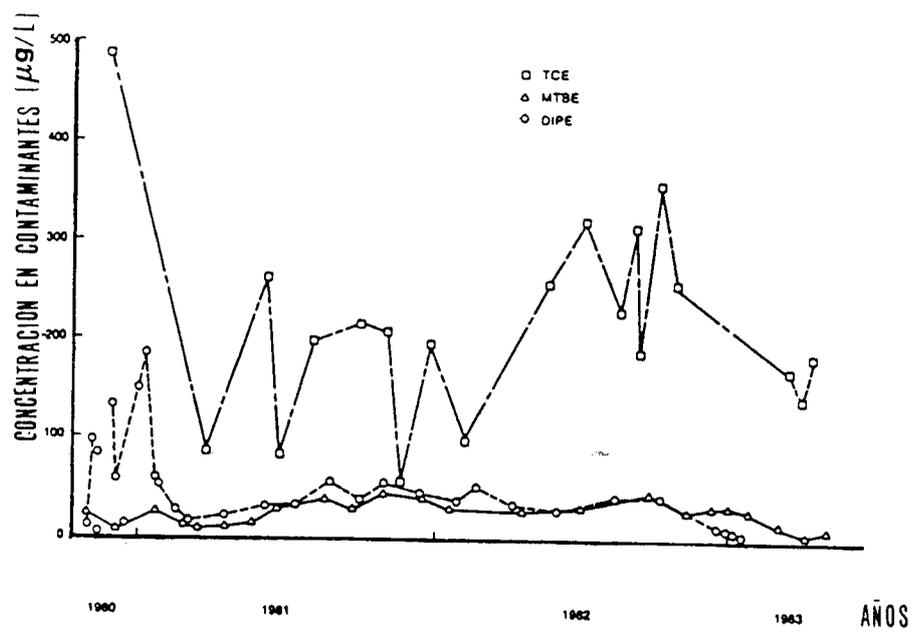
VARIACION DE COMPUESTOS ORGANICOS AL AEREAR EL AGUA

FIGURA 4.18



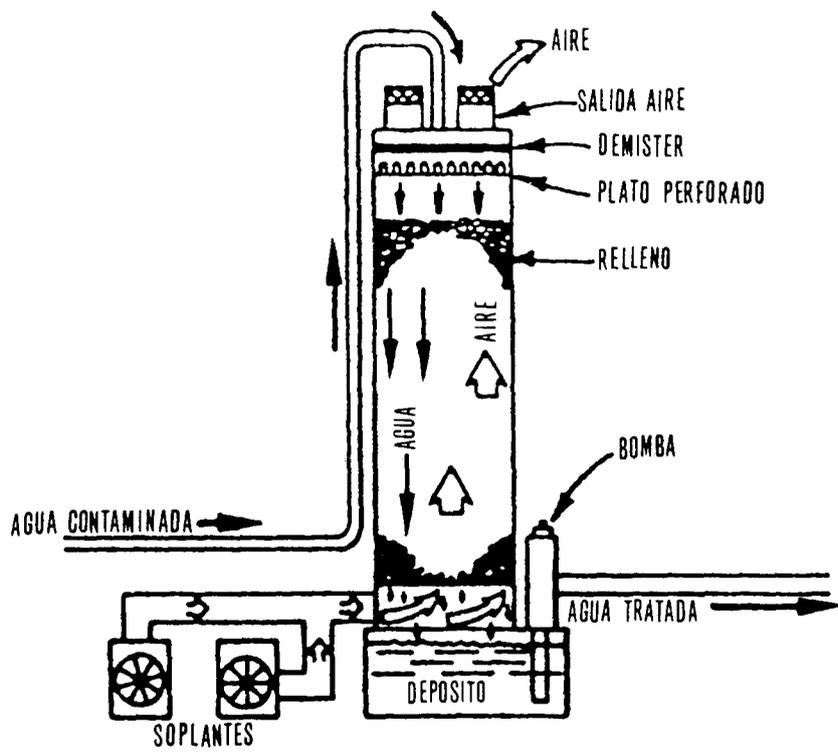
ESQUEMA DE SISTEMA DE AERACION COMPUESTO

FIGURA 4.19



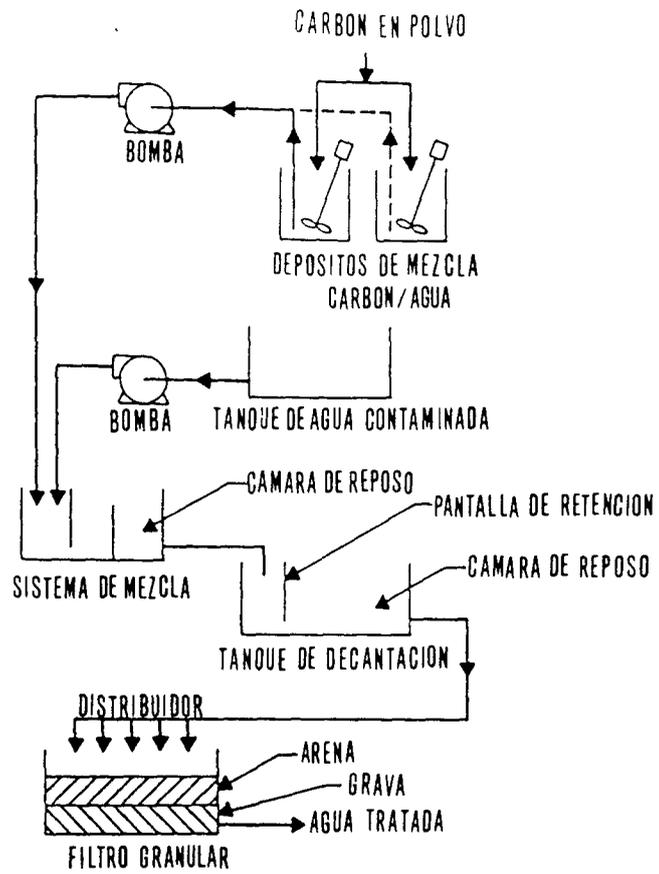
EVOLUCION DE LOS CONTAMINANTES DE LAS AGUAS EXTRAIDAS

FIGURA 4.20



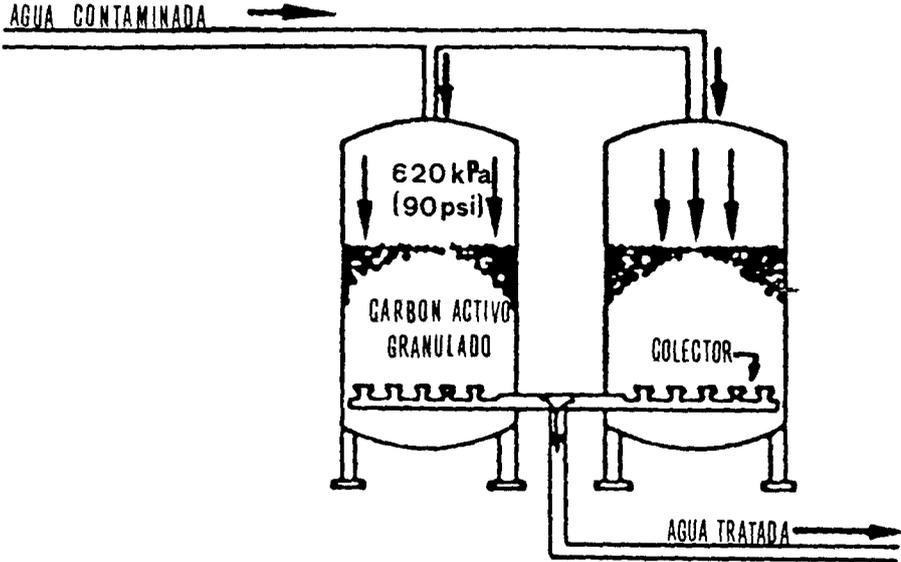
ESQUEMA DE TORRE DE RELLENO PARA AERACION DEL AGUA

FIGURA 4.21



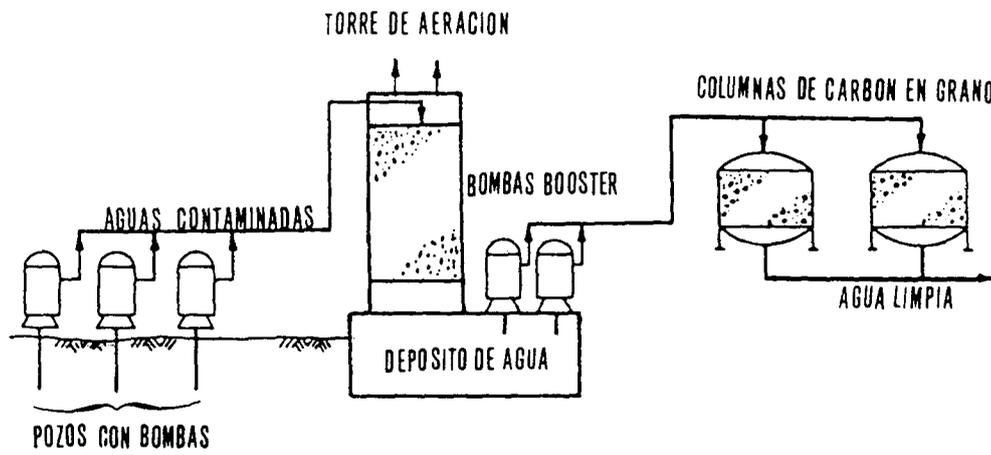
PLANTA DE TRATAMIENTO CON CARBON EN POLVO

FIGURA 4.22



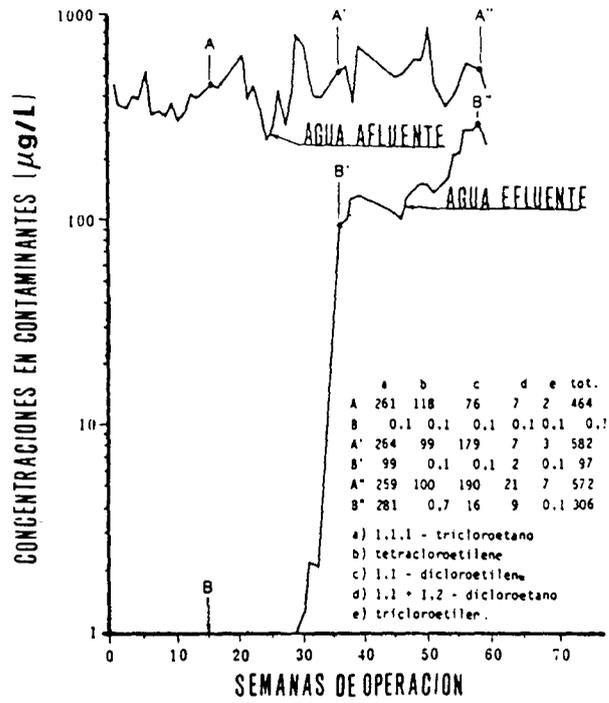
PLANTA DE TRATAMIENTO CON CARBON GRANULADO

FIGURA 4.23



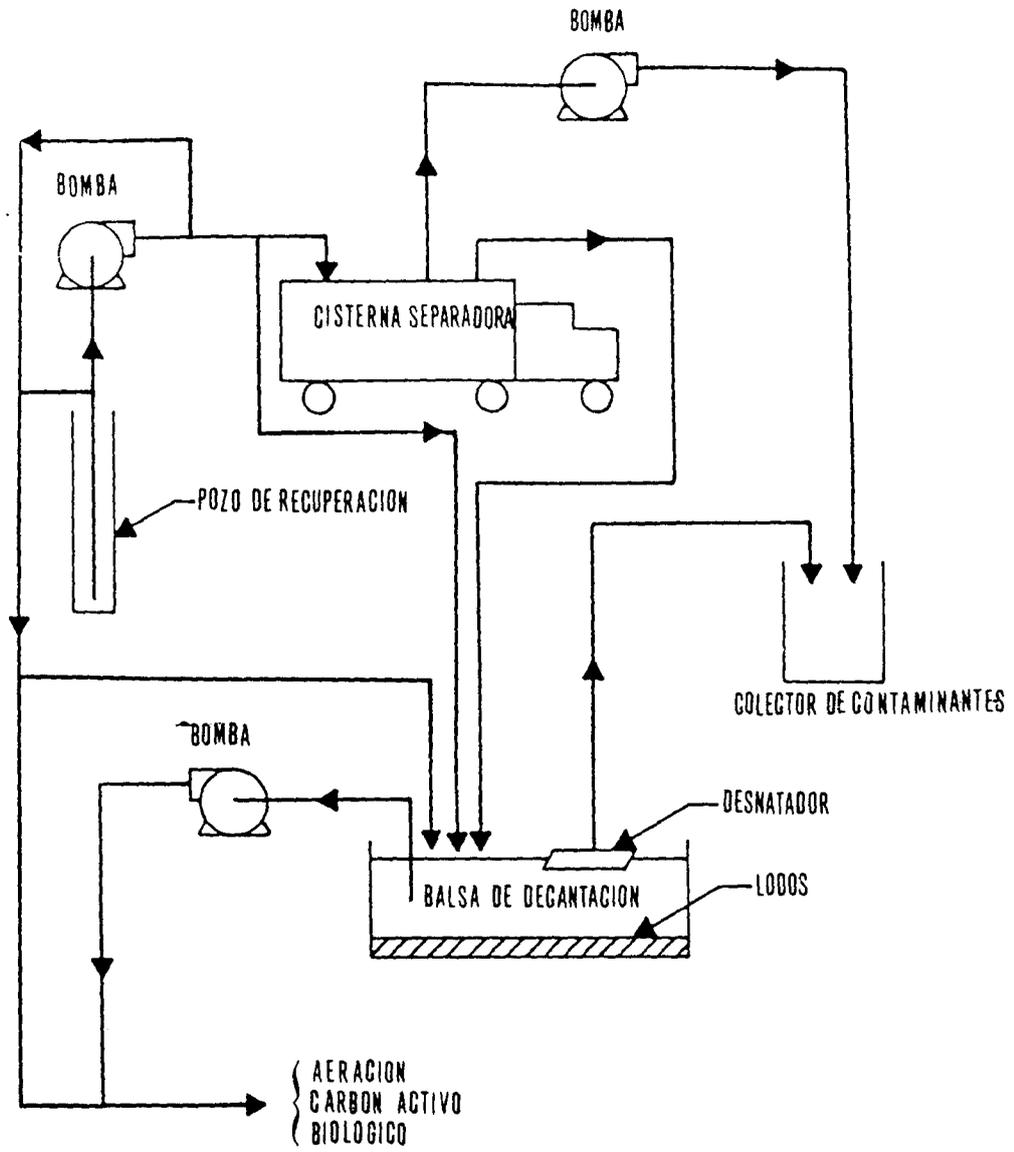
PLANTA COMPLEJA DE TORRE DE AERACION Y CARBON EN GRANO

FIGURA 4.24



RESULTADOS OPERATIVOS DE UNA PLANTA DE CARBON ACTIVO

FIGURA 4.25



ESQUEMA GENERAL DE TRATAMIENTO DE LAS CONTAMINACIONES

FIGURA 5.1

DISPOSICION DEL EYECTOR EN EL SISTEMA

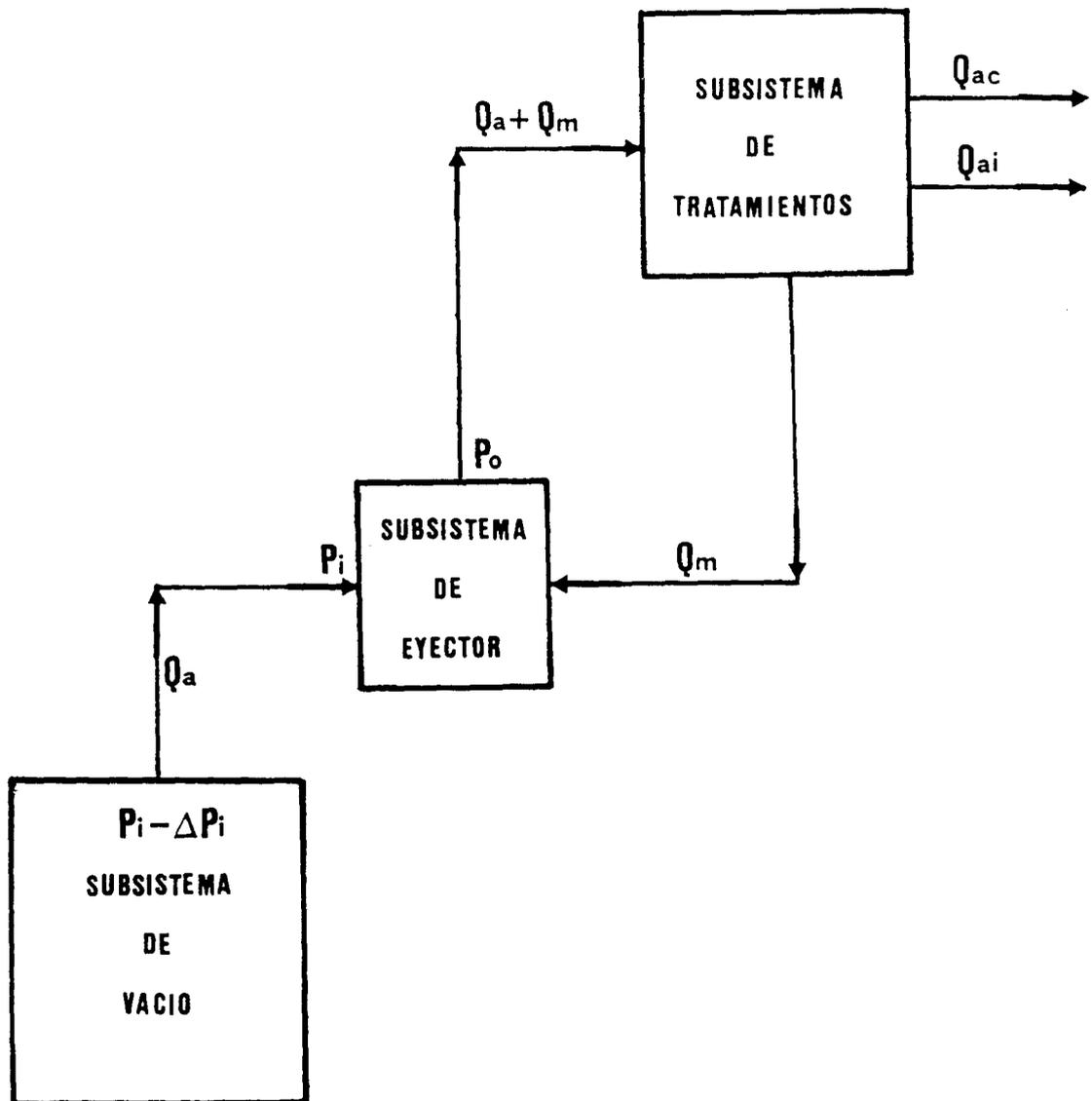


FIGURA 5.2

SUSTRATO CON SATURACION RESIDUAL DE CONTAMINANTES

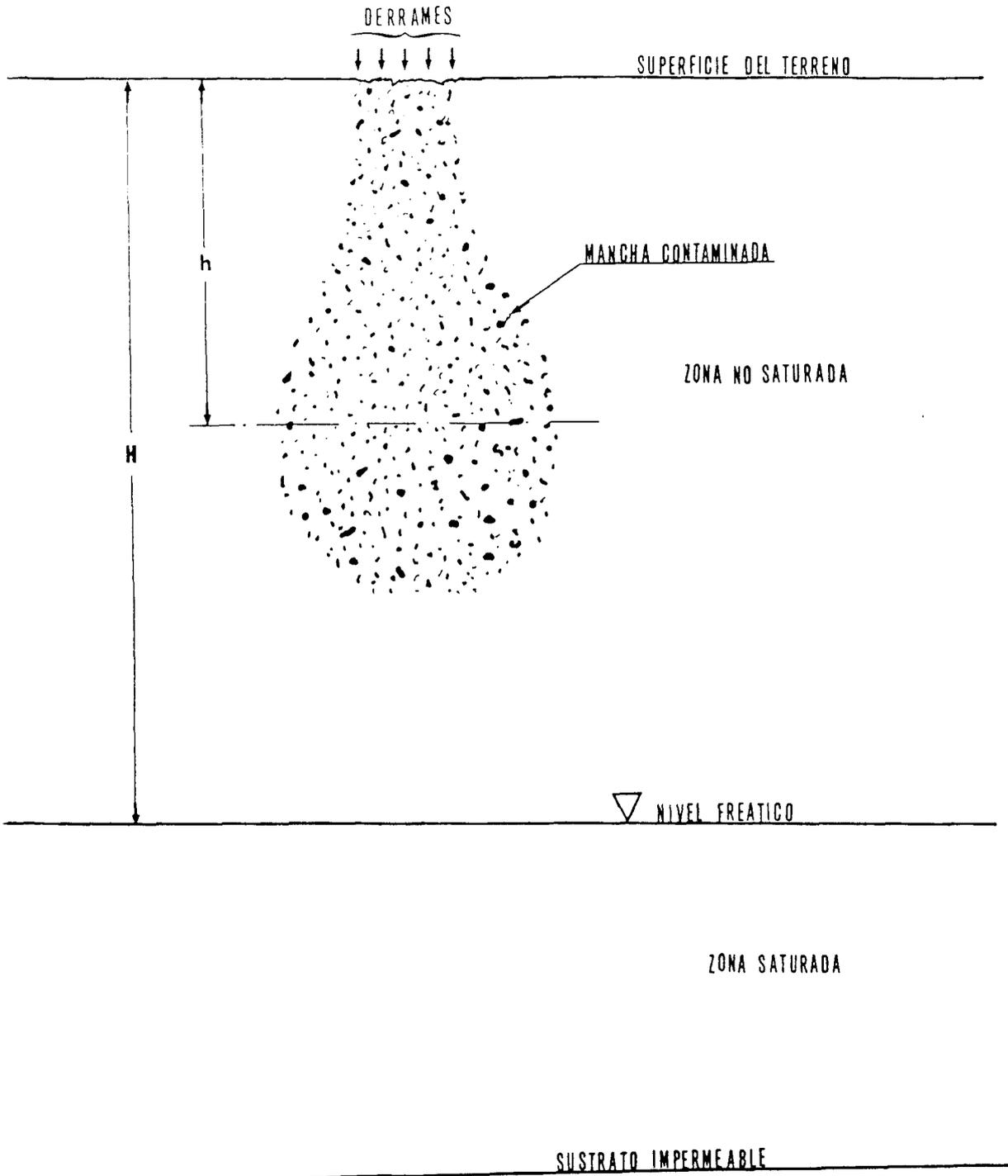
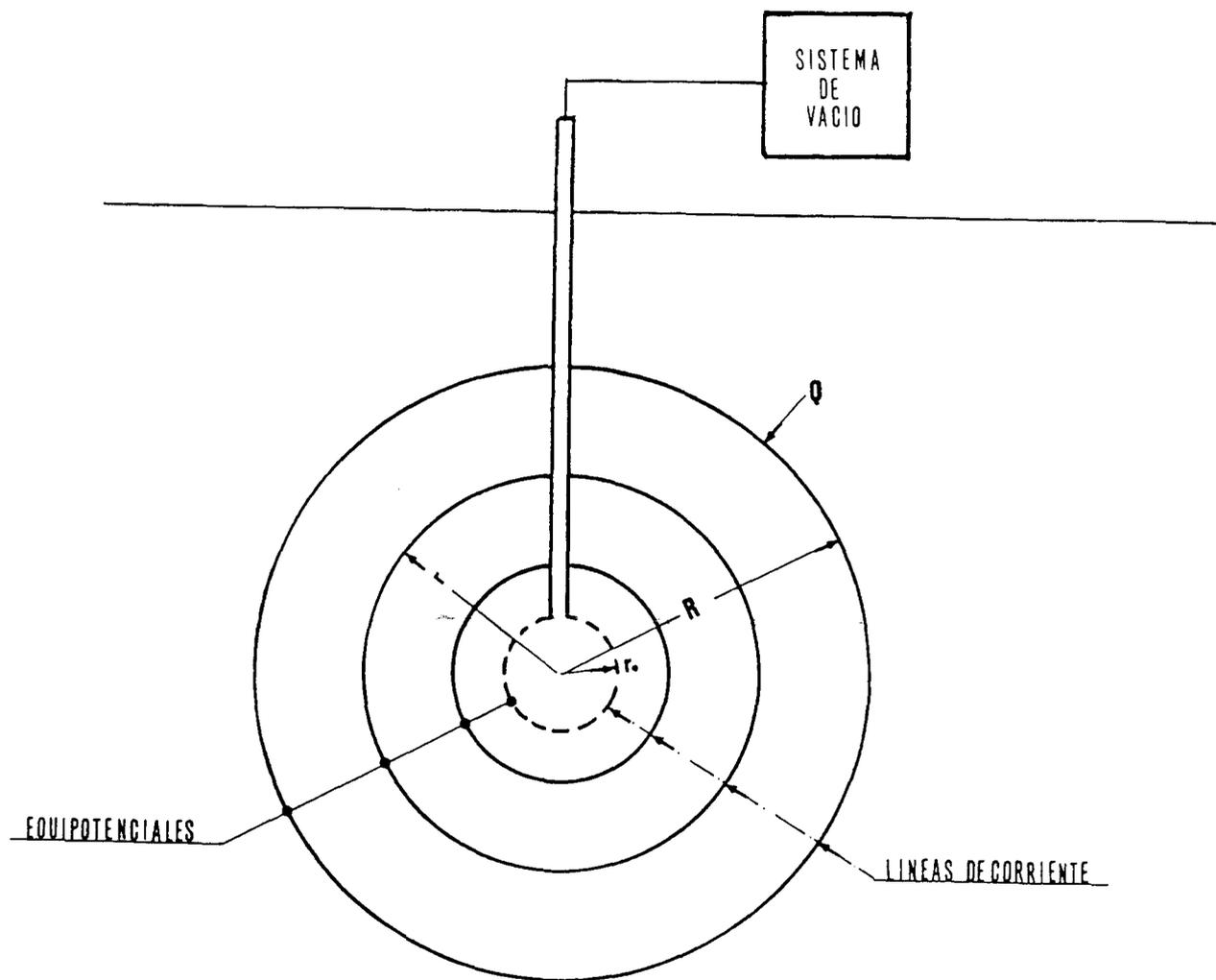


FIGURA 5.3

MODELO FISICO DE SUSTRATO CON SATURACION RESIDUAL DE CONTAMINANTE



ESPACIOS CILINDRICOS CON SATURACION RESIDUAL

FIGURA 5.4

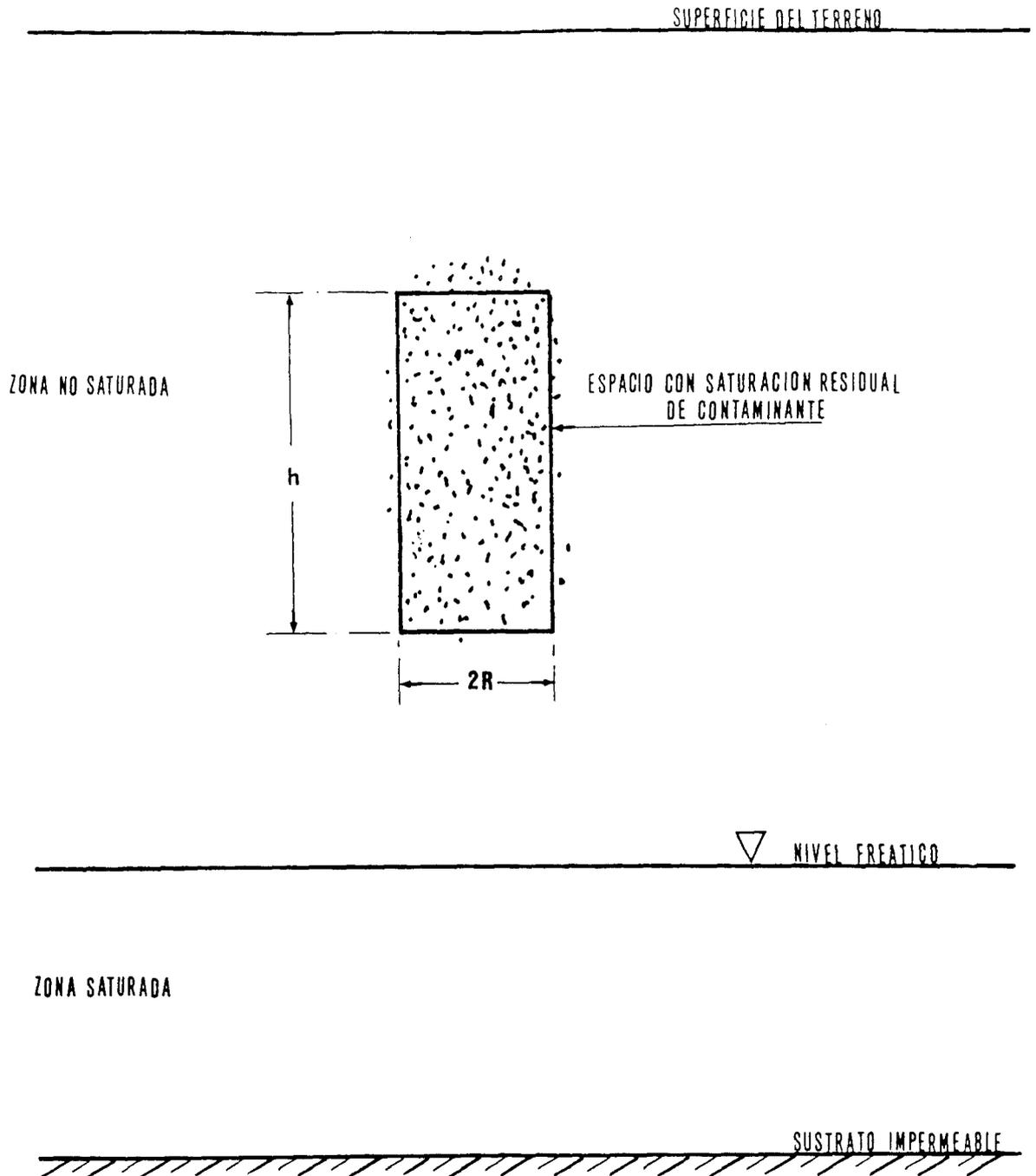
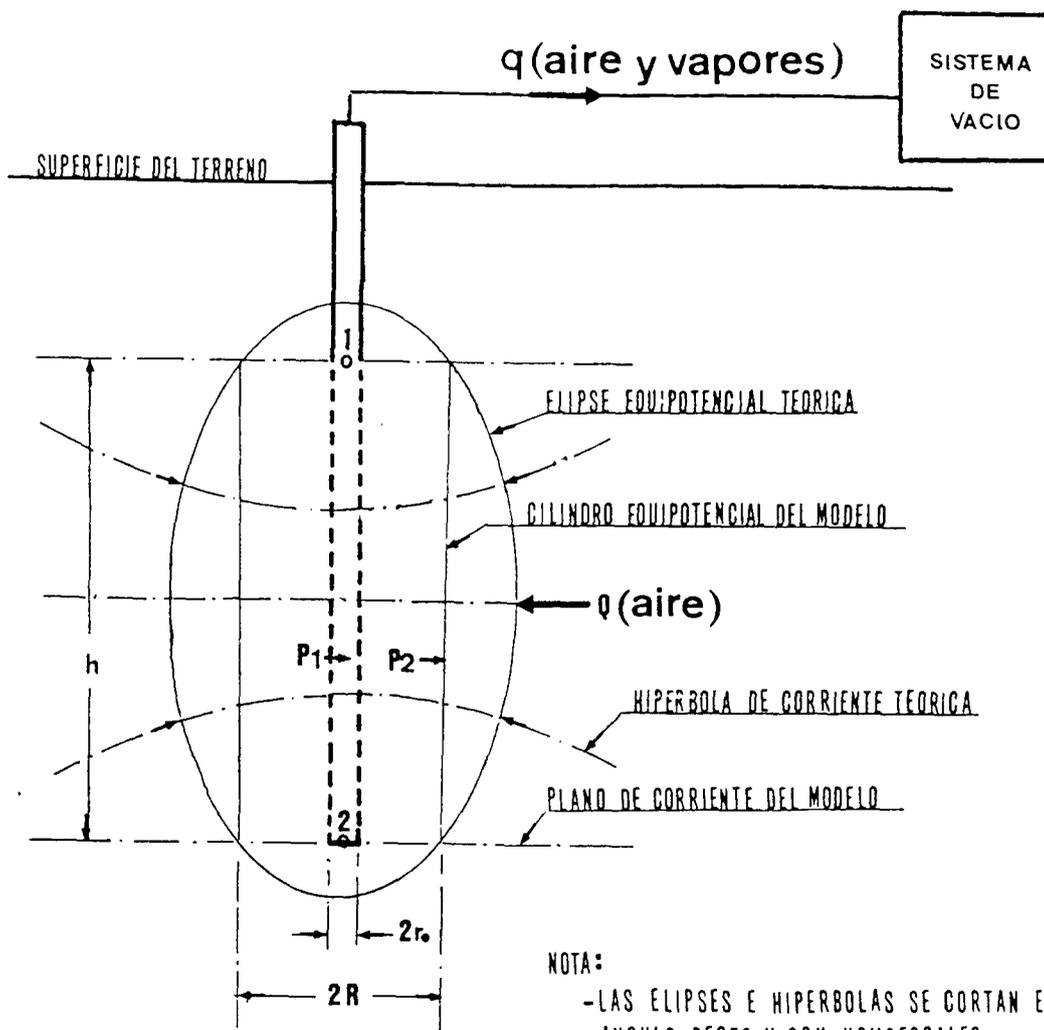


FIGURA 5.5

MODELO MATEMATICO DE FLUJO EN SISTEMAS CILINDRICOS



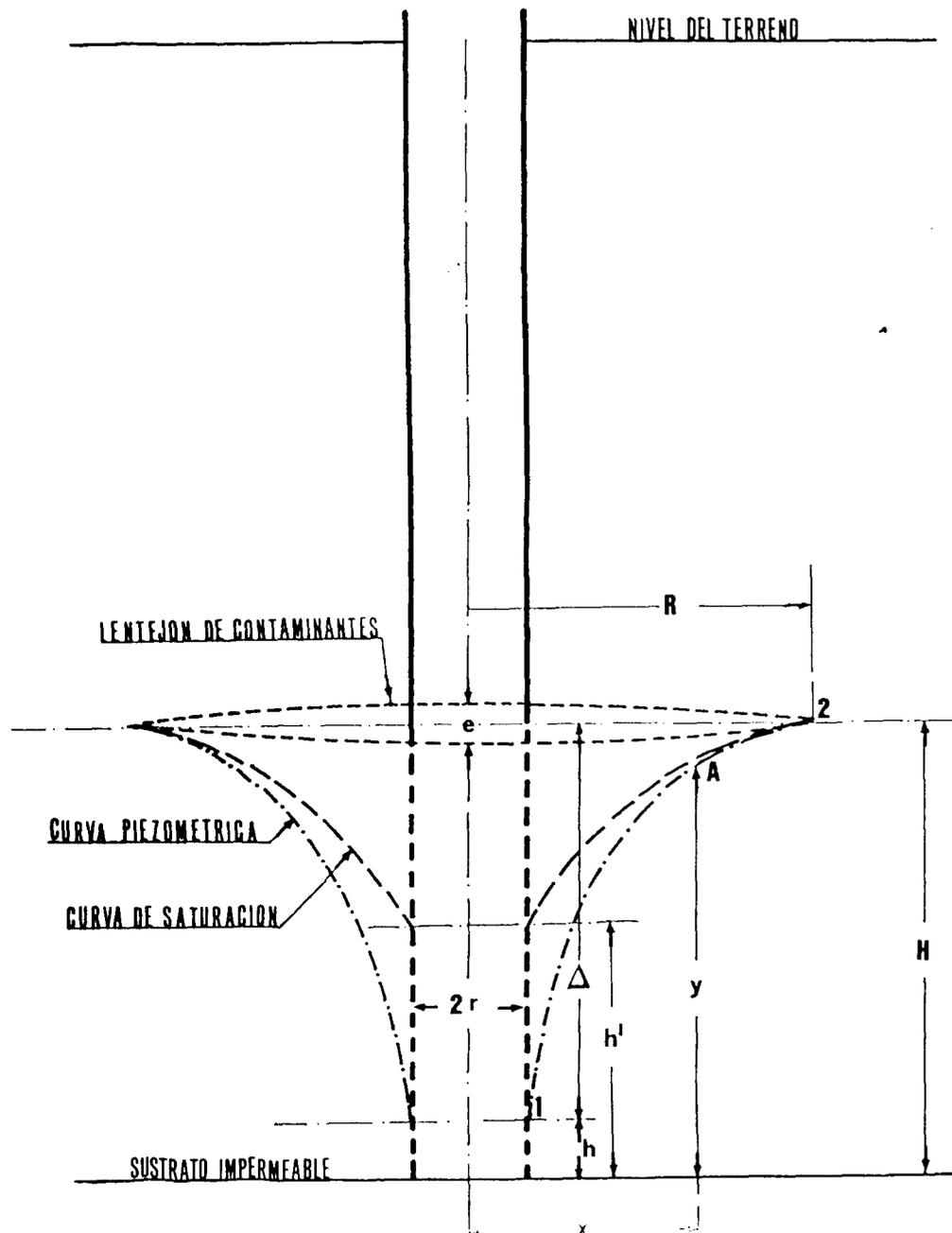
NOTA:

- LAS ELIPSES E HIPERBOLAS SE CORTAN EN ANGULO RECTO Y SON HOMOFCALES.
- LOS PUNTOS 1 Y 2 CENTROS DE LAS SECCIONES EXTREMAS DEL TUBO DE ASPIRACION LOS FOCOS.

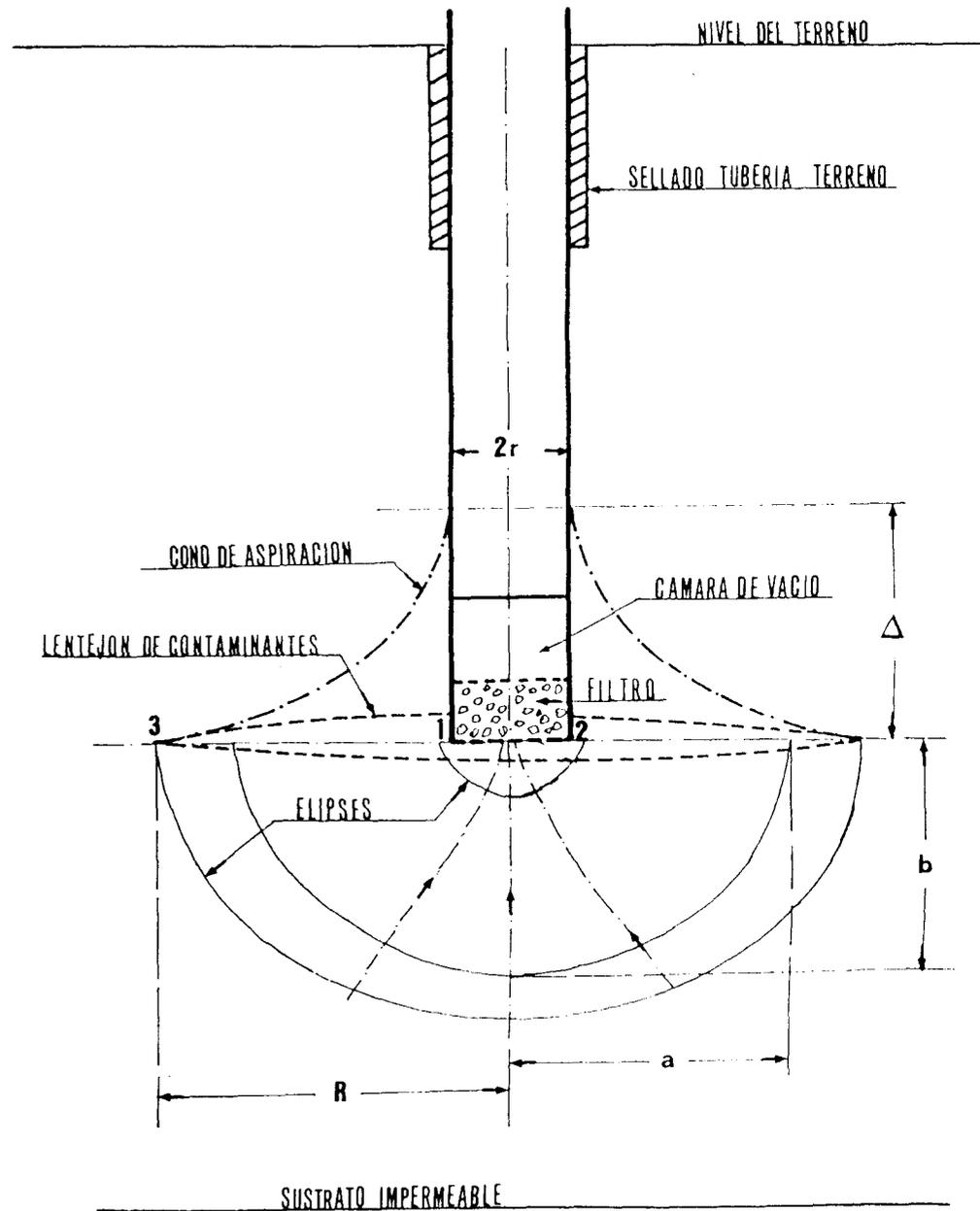
FIGURA 5.6

METODOS DE RECUPERACION DE LENTEJONES DE CONTAMINANTES EN FASE LIQUIDA

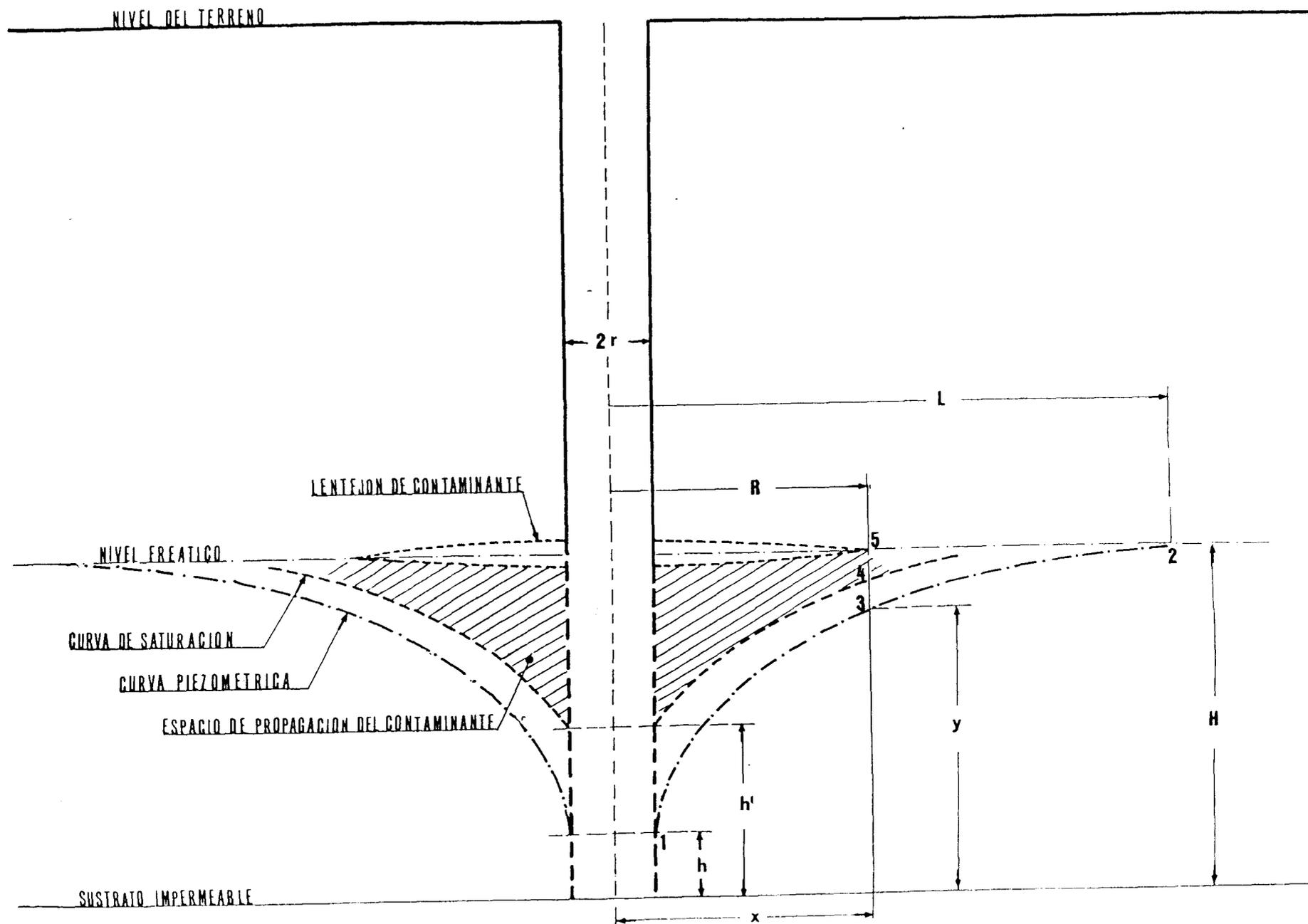
SISTEMA CONVENCIONAL POZO
(a)



SISTEMA VACIO
(b)

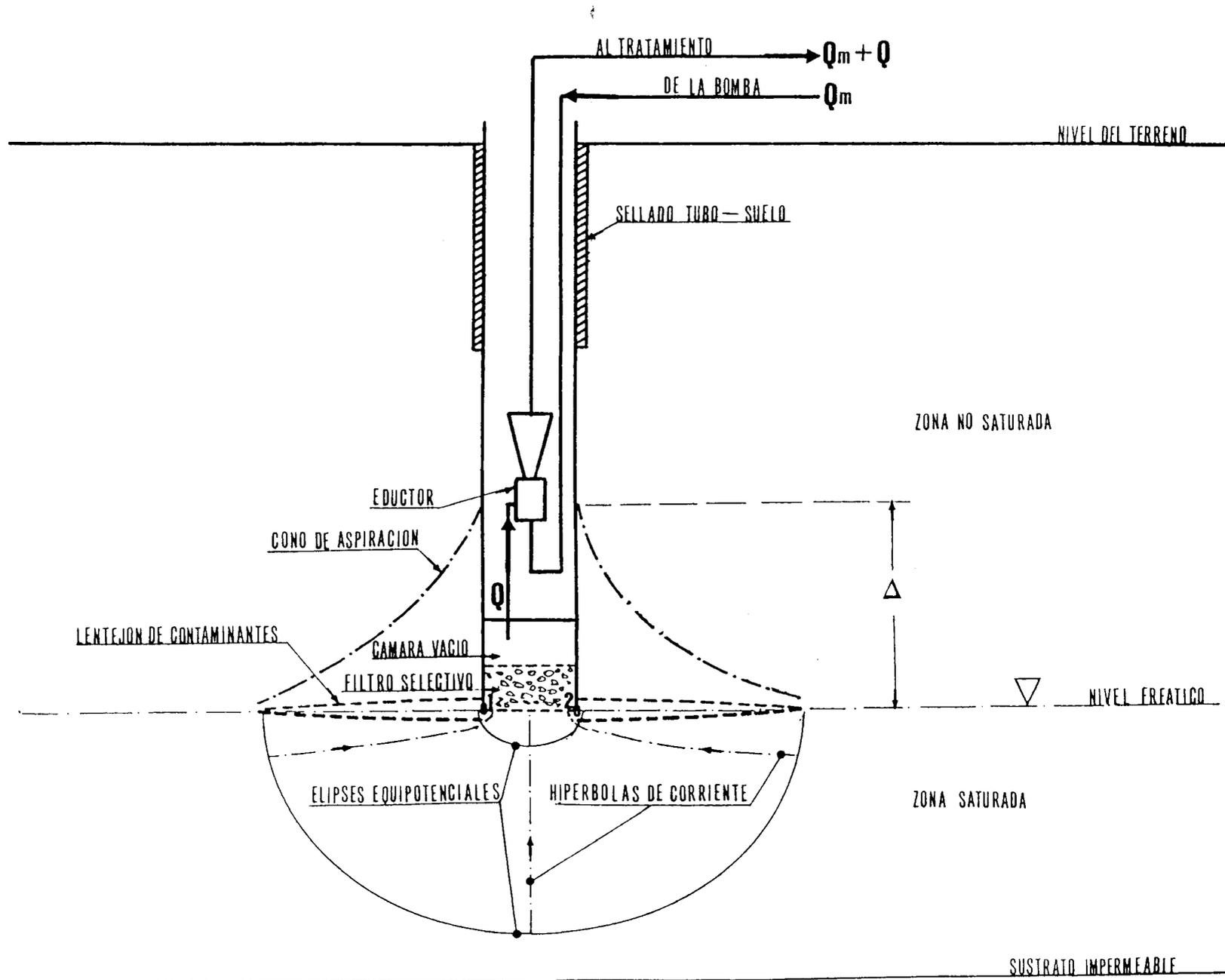


SISTEMA CONVENCIONAL DE RECUPERACION POR POZO

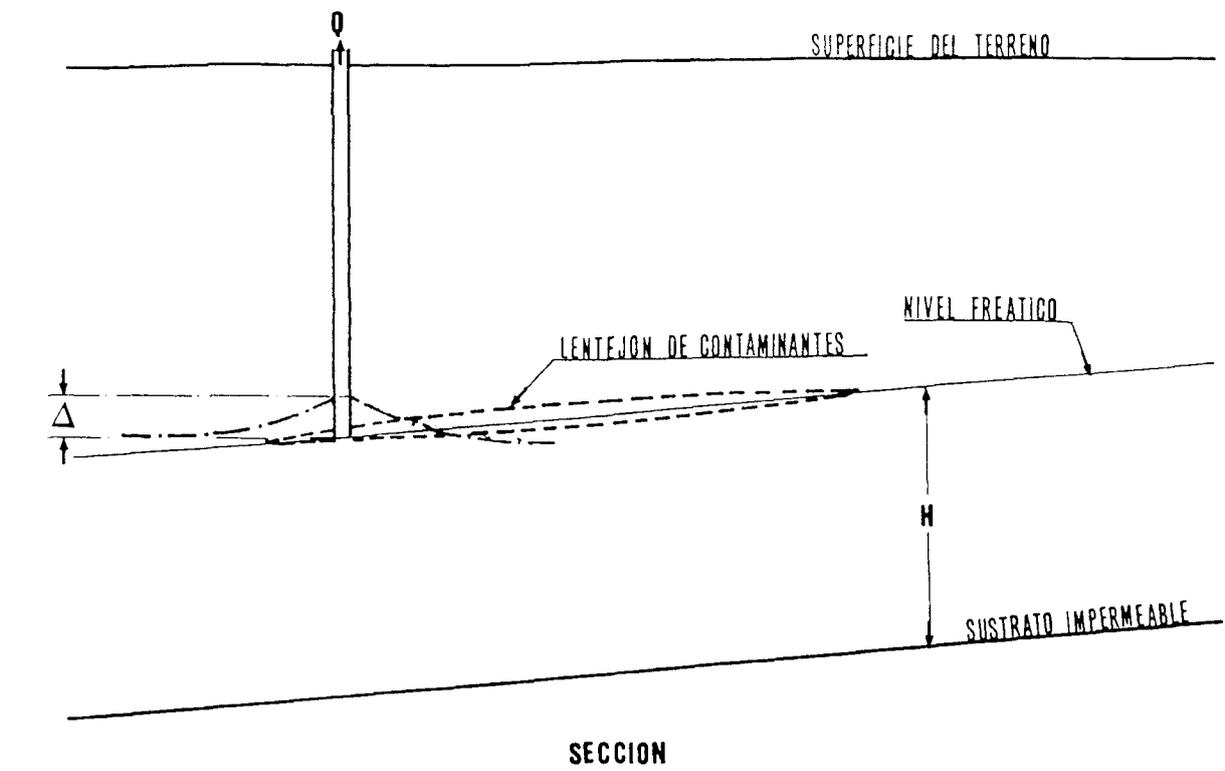


SISTEMA DE RECUPERACION DE FASES LIQUIDAS POR EL VACIO

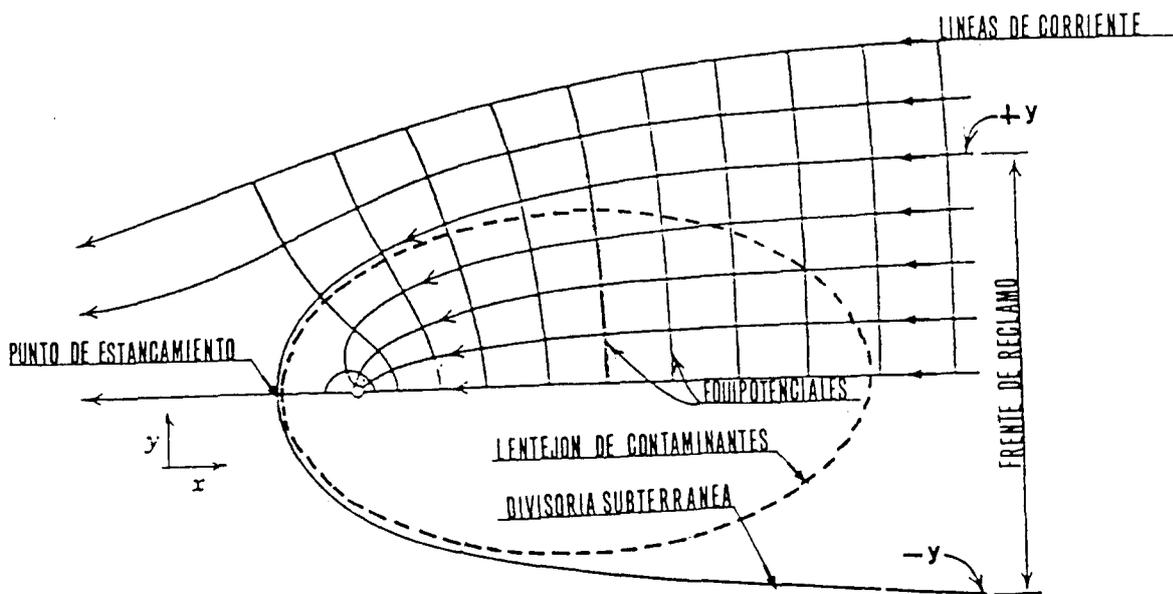
FIGURA 5.8



APLICACION A LENTEJONES SOBRE ACUIFEROS EN MOVIMIENTO



SECCION



PLANTA

FIGURA 5.10

RECUPERACION DE LENTEJON SOBRE ACUIFERO MOVIL CON DOS POZOS DE VACIO

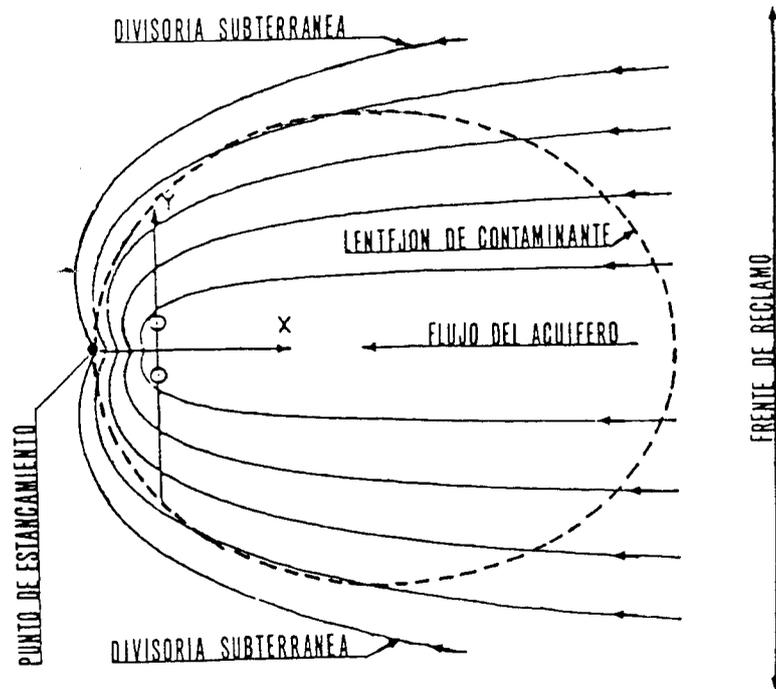
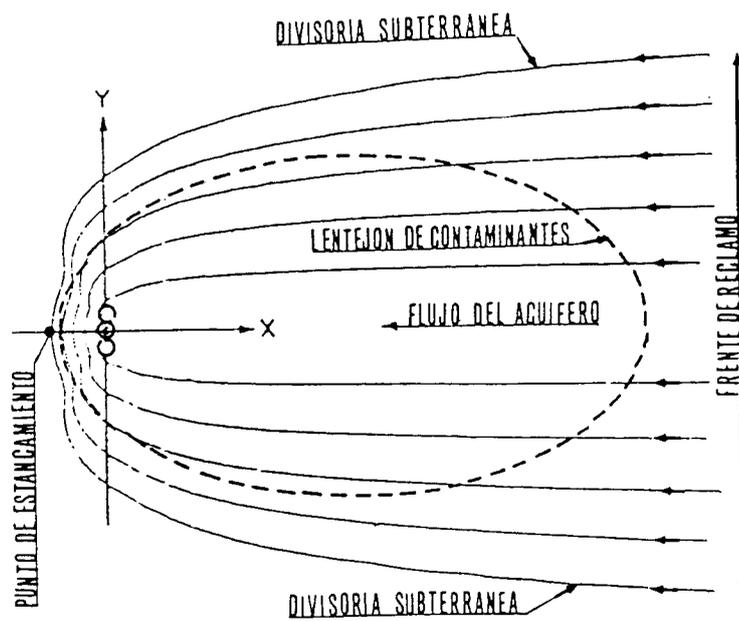


FIGURA 5.11

RECUPERACION DE LENTEJON SOBRE ACUIFERO MOVIL CON TRES POZOS DE VACIO



TECNICAS BASICAS DE VACIO

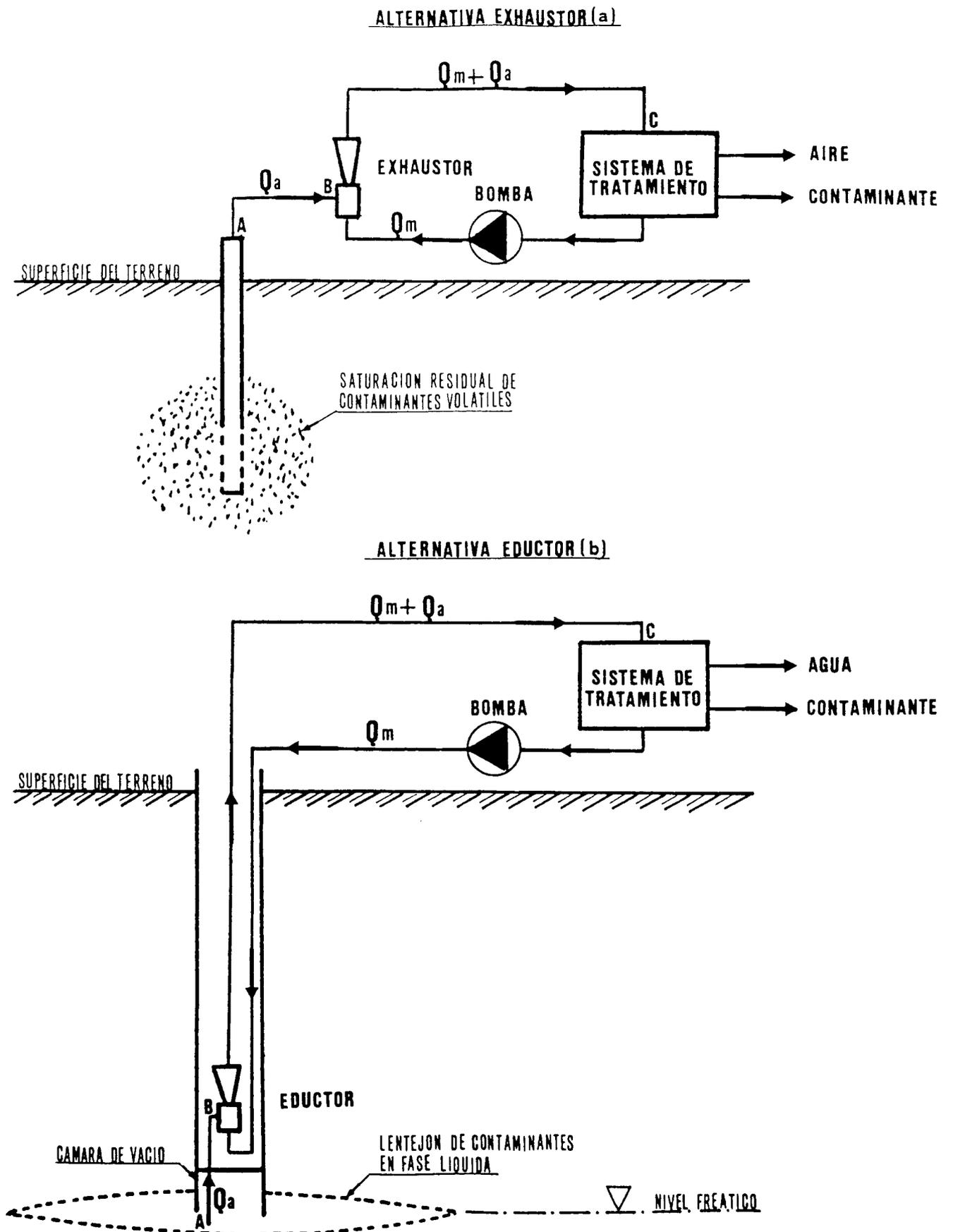


FIGURA 6.2

VELOCIDADES RECOMENDABLES DE LOS GASES EN LINEAS DE VACIO

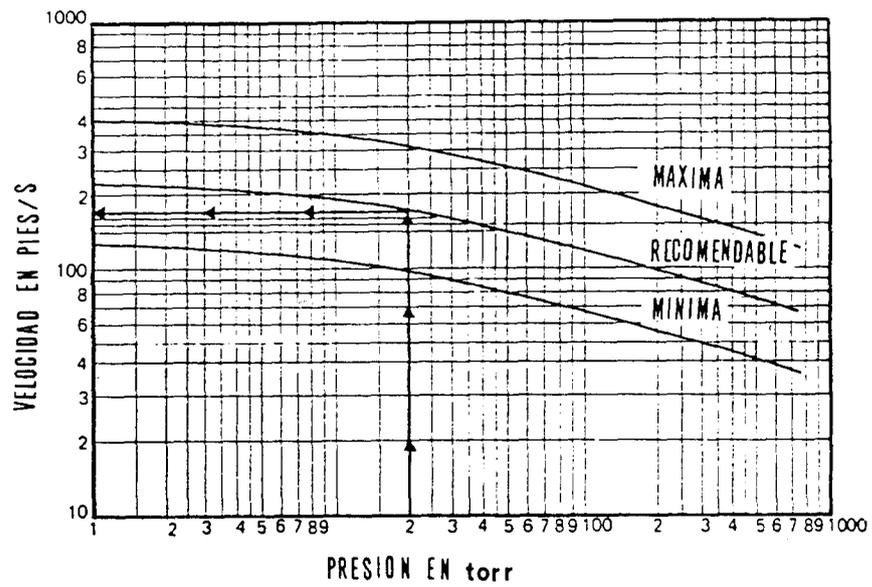


FIGURA 6.3

LONGITUDES EQUIVALENTES DE ACCESORIOS EN TUBO RECTO

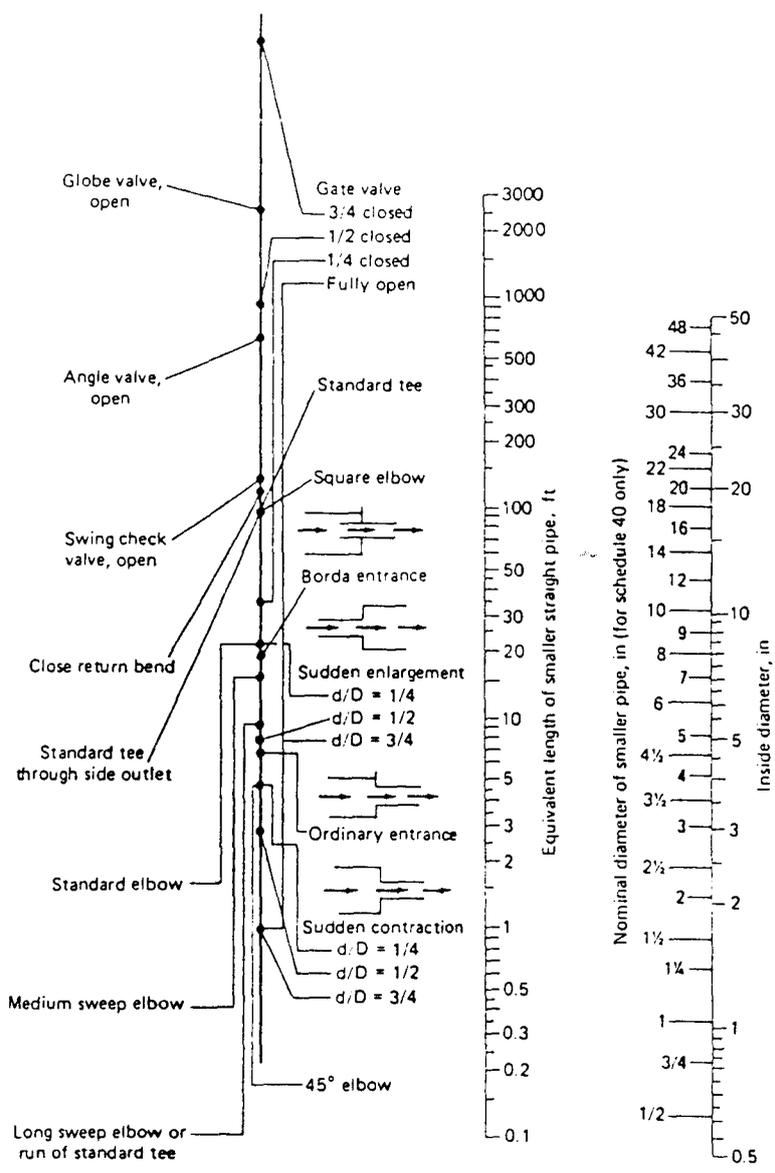


FIGURA 6.4

ABACO DE MOODY PARA EL CALCULO DEL FACTOR DE FRICCION

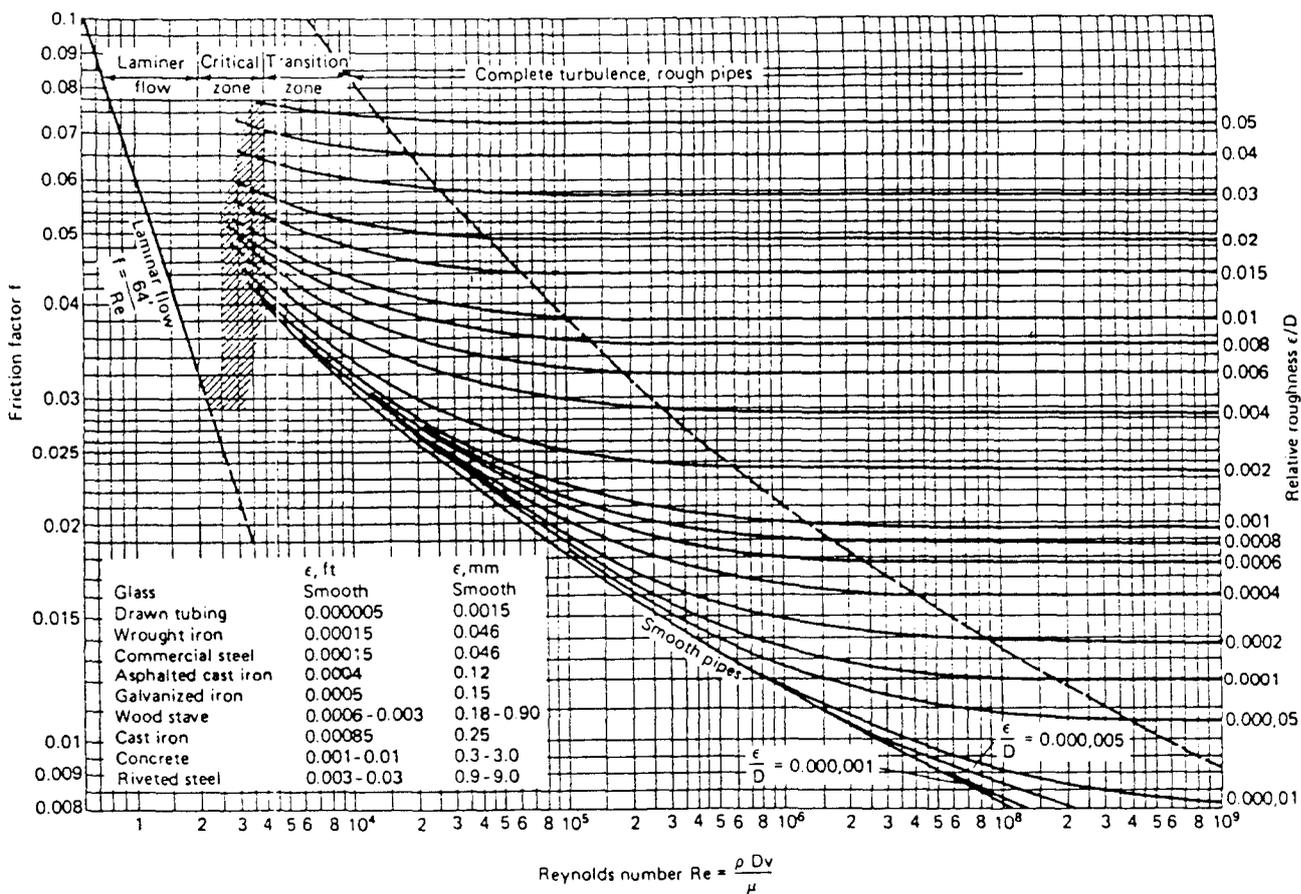
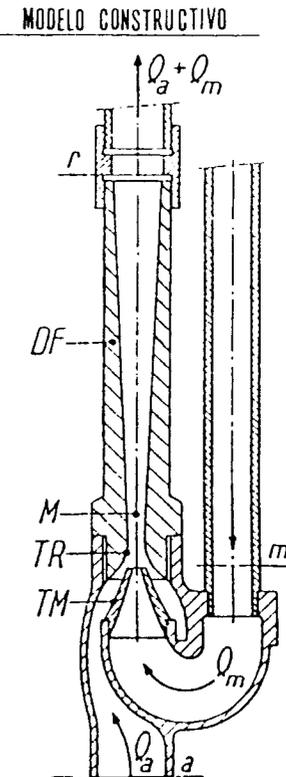
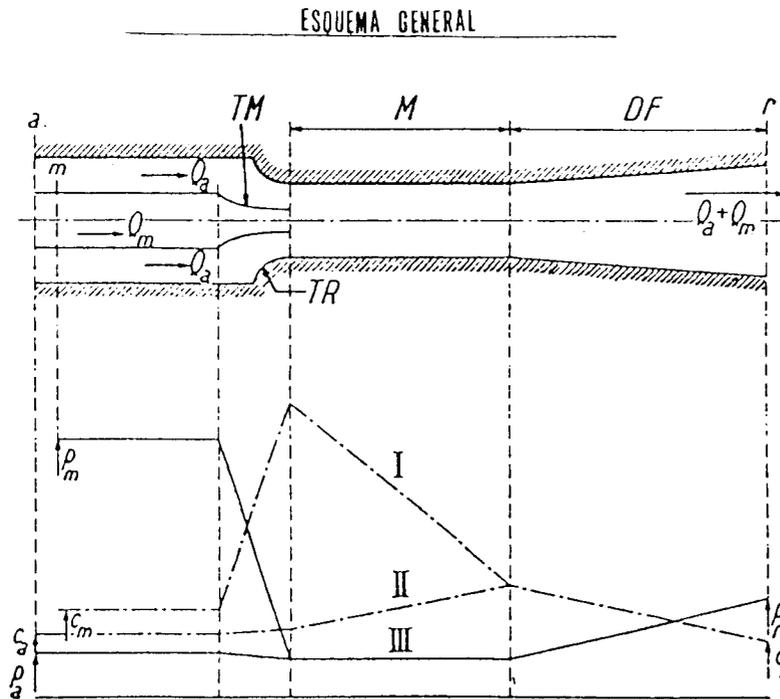


FIGURA 6.5

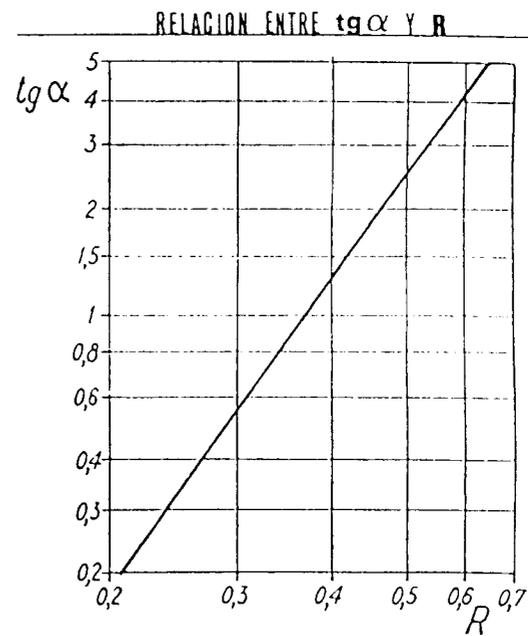
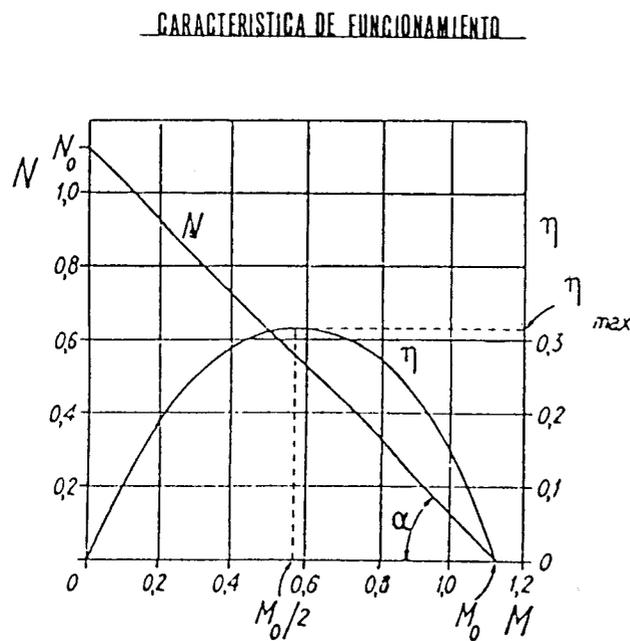
ESQUEMA GENERAL Y MODELO CONSTRUCTIVO DE EYECTOR



- | | | | |
|-------|-----------------------------|-----|----------------------------------|
| Q_m | CAUDAL MOTOR VOLUMETRICO | a | SECCION DE ENTRADA DE Q_a |
| Q_a | CAUDAL ASPIRADO VOLUMETRICO | m | SECCION DE ENTRADA DE Q_m |
| TM | TUBERIA MOTRIZ Y BOQUILLA | r | SECCION DE SALIDA DE $Q_a + Q_m$ |
| TR | TUBERIA DE ASPIRACION | I | VELOCIDAD DEL AGUA MOTRIZ |
| M | MEZCLADOR | II | VELOCIDAD DEL FLUIDO ASPIRADO |
| DF | DIFFUSOR | III | PRESIONES |

FIGURA 6.6

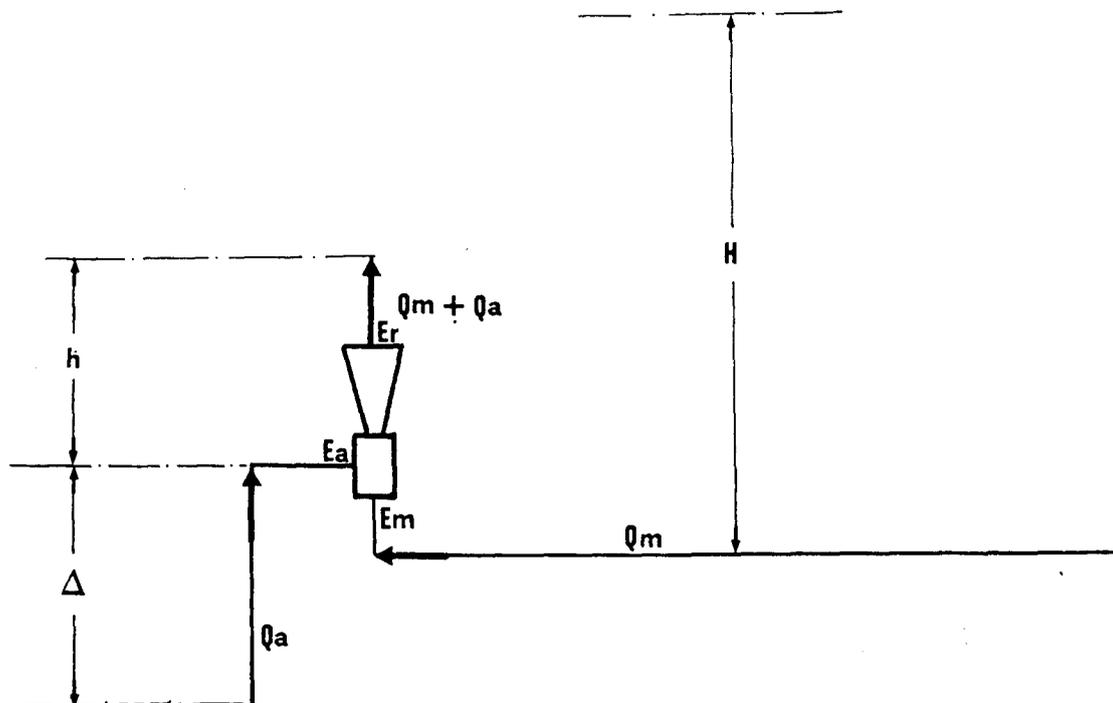
CURVAS CARACTERISTICAS DE LOS EYECTORES



ELECCION O DISEÑO DE EXHAUSTORES Y EDUCTORES

CARACTERISTICAS DEL SISTEMA FISICO

(a)



CURVAS CARACTERISTICAS DEL EXHAUSTOR O EDUCTOR

(b)

