



**FACULTAD DE INGENIERÍA UNAM
DIVISIÓN DE EDUCACIÓN CONTINUA**

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

**MÓDULO 3.- MODELOS MATEMÁTICOS EN GEOHIDROLOGÍA
Y CONTAMINACIÓN DE ACUÍFEROS**

DEL 7 AL 11 DE OCTUBRE DEL 2002

DIA	HORA	TEMA	PROFESOR
LUNES 7	9:00 A 14:00	MODELOS DE FLUJO	ING. ADOLFO CHÁVEZ
	16:00 A 19:00		
MARTES 8	9:00 A 14:00	MANEJO DEL MODFLOW PRÁCTICAS	M. EN I. LUIS ERNESTO LESSER C.
	16:00 A 19:00	EJEMPLOS	ING. RAYMUNDO ESTRELLA C.
MIÉRCOLES 9	9:00 A 14:00	MODELOS DE CONTAMINACIÓN	M. EN C. FERNANDO LARA
	16:00 A 19:00	EJEMPLO DEL MOD PATH MT3D Y REDES MONITOREO DE CALIDAD DEL AGUA	M. EN C. FERNANDO LARA
JUEVES 10	9:00 A 13:00	MODELOS DE OPTIMIZACIÓN Y PROTECCIÓN DE ACUÍFEROS	ING. OSCAR ESCOLERO
	13:00 A 14:00	GWV MODELOS EN GEOQUÍMICA Y PRUEBAS DE	ING. DAVID GONZÁLEZ
	16:00 A 19:00	BOMBEO	
VIERNES 11	9:00 A 12:00	MODELOS DE TRANSPORTE	ING. JUAN MANUEL LESSER
	12:00 A 14:00	EJEMPLOS APLICACIONES MODELOS FLUJO	ING. JUAN MANUEL LESSER
	16:00 A 18:00	MESA REDONDA	ING. JUAN MANUEL LESSER



DIVISION DE EDUCACION CONTINUA
FACULTAD DE INGENIERIA, UNAM
CURSOS ABIERTOS



CURSO: CURSO INTERNACIONAL SOBRE CONTAMINACIÓN Y RESTAURACIÓN DE SUELOS Y ACUÍFEROS
MÓDULO III: MODELOS MATEMÁTICOS EN GEOHIDROLOGÍA Y CONTAMINACIÓN DE ACUÍFEROS
FECHA: Del 07 al 11 de octubre del 2002
CA 114

EVALUACIÓN DEL PERSONAL DOCENTE

(ESCALA DE EVALUACIÓN: 1 A 10)

CONFERENCISTA	DOMINIO DEL TEMA	USO DE AYUDAS AUDIOVISUALES	COMUNICACION CON EL ASISTENTE	PUNTUALIDAD
ING. ADOLFO CHAVEZ				
M. I. LUIS ERNESTO LESSER C.				
ING. RAYMUNDO ESTRELLA C				
M. C. FERNANDO LARA				
ING. OSCAR ESCOLERO				
ING. DAVID GONZÁLEZ				
ING. JUAN MANUEL LESSER ILLADES				

Promedio _____

EVALUACIÓN DE LA ENSEÑANZA

CONCEPTO	CALIF
ORGANIZACIÓN Y DESARROLLO DEL CURSO	
GRADO DE PROFUNDIDAD DEL CURSO	
ACTUALIZACIÓN DEL CURSO	
APLICACION PRACTICA DEL CURSO	

Promedio _____

EVALUACIÓN DEL CURSO

CONCEPTO	CALIF
CUMPLIMIENTO DE LOS OBJETIVOS DEL CURSO	
CONTINUIDAD EN LOS TEMAS	
CALIDAD DEL MATERIAL DIDÁCTICO UTILIZADO	

Promedio _____

Evaluación total del curso _____

Continúa...2



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE CHIHUAHUA
FACULTAD DE INGENIERÍA
DIVISIÓN DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO



MAESTRÍA
EN
HIDROLOGÍA SUBTERRÁNEA

APUNTES DE LA MATERIA:
MODELACIÓN EN HIDROLOGÍA SUBTERRÁNEA

PROFESOR:
DR. ADOLFO CHÁVEZ RODRÍGUEZ

CHIHUAHUA, CHIH.

DICIEMBRE DEL 2001

CONTENIDO

I.	LA MODELACION DE SISTEMAS ACUÍFEROS	4
1.1.	Protocolo de Modelación	4
1.2.	Los Modelos y su Complejidad	5
1.3.	Procedimientos de Calibración.....	5
1.4.	Parametrización.....	5
1.5.	Estimación Previa de los Parámetros de Acuífero.....	9
1.6.	El Problema de Escala.....	11
1.7.	Condiciones de Frontera.....	13
1.7.1.	Carga prescrita.....	14
1.7.2.	Flujo prescrito.....	15
1.7.3.	Flujo dependiente de la carga.....	15
1.8.	Condiciones Iniciales.....	16
1.9.	Errores de los Datos Piezométricos.....	17
1.9.1.	Error de medición.....	17
1.9.2.	Efectos transitorios.....	18
1.9.3.	Efectos de escala.....	18
1.9.4.	Error de interpolación.....	18
1.9.5.	Error de interpretación.....	18
1.10.	Generales de Calibración.....	19
1.11.	Evaluación de la Calibración.....	23
1.11.1.	Medidas tradicionales de la calibración.....	23
1.11.2.	Distribución espacial del error.....	24
1.11.3.	Comparación entre el balance del campo y el del modelo.....	25

II.	GUÍAS PARA LA CONSTRUCCIÓN DE MODELOS NUMÉRICOS.....	26
2.1.	Modelo Conceptual.....	26
2.2.	Condiciones Iniciales y de Frontera.....	27
2.3.	Estimación Previa de los Parámetros.....	29
2.4.	Consideraciones de Tipo Numérico.....	31
2.5.	Criterios de Evaluación de la Calibración.....	32
2.6.	Análisis de Sensibilidad en Calibración.....	34
2.7.	Verificación del Modelo.....	34
2.8.	Simulaciones Predictivas.....	36
	REFERENCIAS.....	37

I. LA MODELACION APLICADA DE SISTEMAS ACUÍFEROS

Para la construcción de modelos numéricos de simulación y, en especial para los modelos hidrodinámicos, se dispone de un PROTOCOLO, el cual se presenta de manera completa y detallada en el libro APPLIED GROUNDWATER MODELING, de Anderson y Woessner [1992]. En estos apuntes se destacan los puntos más importantes de este PROTOCOLO, y se añaden criterios y consideraciones complementarios, que son de especial relevancia para la construcción y evaluación de los modelos matemáticos de simulación.

1.1. Protocolo de Modelación.

De manera concisa, las etapas en la construcción de un modelo numérico de acuerdo con el PROTOCOLO mencionado, son las siguientes:

1. Propósito del modelo.
2. Desarrollo de un modelo conceptual del sistema.
3. Selección de la ecuación gobernante y del código de computadora.
4. Diseño del modelo.
5. Calibración del modelo.
6. Análisis de sensibilidad en calibración.
7. Verificación del modelo.
8. Predicción.
9. Análisis de sensibilidad en predicción.
10. Presentación del diseño del modelo y sus resultados.
11. Auditoría del modelo.
12. Rediseño del modelo.

La *auditoría* del modelo, de cuyos resultados se deriva la posible decisión de rediseñarlo, se realiza algunos años después de la terminación del estudio de modelación o punto 10 del PROTOCOLO; por tal razón, los puntos 11 y 12 del mismo no serán mayormente discutidos en estos apuntes.

1.2. Los Modelos y su Complejidad

Todo modelo de simulación es, por definición, una representación simplificada del sistema real. En la modelación aplicada no sólo la correcta conceptualización de los procesos tiene valor, sino también la interpretación y el uso adecuados de los siempre escasos e inciertos datos de campo. En palabras de Anderson y Woessner [1992, p.28]: “En teoría, mientras el modelo conceptual más se aproxime a la situación de campo más preciso será el modelo numérico. Sin embargo, en la práctica es deseable actuar con parsimonia, lo cual implica que el modelo conceptual se ha simplificado lo más posible, pero que se ha mantenido la complejidad suficiente para reproducir adecuadamente el comportamiento del sistema”.

Está empíricamente demostrado que a una mayor complejidad del modelo no corresponde necesariamente una mejor reproducción del comportamiento del sistema; se tienen ejemplos de modelos más simples que logran mejores predicciones que modelos más complejos [Freyberg, 1988]. El definir el grado de complejidad adecuado en un modelo específico es uno de los problemas más críticos de la modelación aplicada, donde la experiencia práctica del analista juega un papel muy importante.

Una vez que un modelo conceptual preliminar del funcionamiento hidrogeológico ha sido propuesto, la calibración viene a ser la etapa más importante en la construcción de un modelo de simulación [de Marsily, 1981]. En consecuencia, es conveniente detenernos a analizar este aspecto.

1.3. Procedimientos de Calibración.

La calibración consiste en obtener un conjunto de valores de los parámetros del modelo (donde se incluye a las propiedades de acuífero, los términos fuente-resumidero, las condiciones de frontera, y en ocasiones las condiciones iniciales), que consiguen que el modelo reproduzca, dentro de un error aceptable, los valores de calibración. En un modelo hidrodinámico, las cargas hidráulicas medidas son siempre valores de calibración, aunque cabe la posibilidad de utilizar también flujos medidos.

A la calibración de un modelo se le conoce también como problema inverso, o problema de estimación de los parámetros del modelo. Existen dos procedimientos generales para calibrar un modelo: (1) ajuste manual por ensayo y error, y (2) estimación automatizada de parámetros.

Aunque la calibración por ensayo y error ha sido la más utilizada hasta ahora, se reconoce ampliamente que este procedimiento es muy subjetivo y conducente a resultados cuya calidad es difícil de evaluar [Carrera and Neuman, 1986^a]. Este tipo de calibración no cuantifica la incertidumbre de los parámetros estimados ni la confiabilidad de las predicciones.

En contraste, el uso de la calibración automatizada impone un marco de referencia para el diseño de una estrategia de calibración, y para el análisis y evaluación de los resultados de la misma. Con este tipo de calibración el problema inverso se plantea en un marco estadístico, como puede ser la regresión no lineal. Un procedimiento automatizado calcula directamente la sensibilidad del modelo hacia sus parámetros, la desviación estándar de los parámetros y la correlación entre los mismos, a más de la desviación estándar de la predicción. Esta información permite determinar si los parámetros del modelo y las predicciones fueron calculados de manera confiable con los datos disponibles, y qué datos adicionales son requeridos para mejorar el modelo [Poeter and Hill, 1997].

Esto es, los códigos de calibración automatizada, además de proporcionar valores optimados de los parámetros del modelo, cuantifican su precisión de estimación y permiten identificar situaciones donde dos o más parámetros sufren de efectos compensatorios. Este tipo de efectos es muy común en problemas hidrogeológicos complejos y su existencia difícilmente puede ser detectada cuando se calibra por ensayo y error. Además, el análisis de las propiedades estocásticas de los estimadores orienta en la construcción general del modelo, en particular, proporciona información que ayuda a establecer una parametrización apropiada de las propiedades de acuífero y permite identificar zonas del acuífero donde sea necesario o conveniente recabar datos de campo adicionales.

Poeter and Hill [1997] consideraron que un obstáculo mayor para el uso extendido de la calibración automatizada es precisamente la falta de información

acerca de los requerimientos y los beneficios de este procedimiento de calibración, y enfatizaron que no se requiere de datos adicionales para emprender la calibración automatizada, es decir, que si uno está preparado para emprender un proyecto de calibración, entonces está preparado para incluir la modelación inversa en esa calibración.

Los beneficios de la calibración automatizada, en comparación con la calibración por ensayo y error, ya se comentaron brevemente en párrafos anteriores, pero hay que añadir que otra razón por la cual el uso de la calibración automatizada no se ha extendido todavía, es porque la aparición de procesadores de datos para los códigos de modelación inversa es relativamente reciente, y porque se requiere de conocimientos de probabilidad y de estadística para la aplicación de los códigos inversos y para la correcta interpretación de sus resultados.

Independientemente del procedimiento de calibración que se adopte, por lo general el problema inverso sufre de falta de unicidad o de inestabilidad en su solución, pero se ha demostrado que la incorporación de información previa acerca de los parámetros del modelo permite en muchos casos controlar esta situación.

La gran mayoría de los modelos matemáticos que hasta la fecha se han construido se han calibrado por ensayo y error y, por este motivo, las medidas de evaluación de la calibración que aquí se mencionan se refieren principalmente a este procedimiento de calibración, sin embargo, estos criterios también son pertinentes cuando se recurre a la calibración automatizada.

Un problema estrechamente relacionado con la calibración es el que se refiere a la "parametrización" de las propiedades de acuífero, lo cual se comentará a continuación.

1.4. Parametrización.

En acuíferos heterogéneos la dimensión del espacio de los parámetros es teóricamente infinita, pero en la práctica las ecuaciones de flujo y de transporte se resuelven por computadora utilizando métodos de discretización espacial, como

son las diferencias finitas o el elemento finito [Yeh, 1986]. Al aplicar estos métodos numéricos, las propiedades del material se representan por parámetros que permanecen constantes en zonas discretas del campo de flujo o que varían lentamente en el espacio. En cualquier caso, la rapidez de la variabilidad espacial permitida por el modelo numérico es mucho más lenta que la rapidez a la cual las propiedades del material fluctúan en la naturaleza; así, los parámetros del modelo se deben visualizar, a lo más, como valores promedio en el espacio de las propiedades del material que representan [Neuman, 1984].

A la reducción del número de parámetros desde su dimensión infinita a una forma dimensional finita se le conoce como “parametrización”. La parametrización tiene especial relevancia en la calibración del modelo, ya que uno de los principales tipos de error en la calibración es aquél que se asocia con la incertidumbre de los parámetros. Como lo señaló Yeh [1986], un incremento en la dimensionalidad de un parámetro (el número de parámetros desconocidos asociados con la parametrización) mejorará por lo general el ajuste de calibración, pero incrementará la incertidumbre de estimación de los parámetros, y viceversa. Esto es, en la práctica es necesario limitar el número de parámetros a estimar (simplificar el problema) que intervienen en un modelo numérico.

Hill et al. [1998] consideraron que el problema más importante en la modelación de sistemas hidrogeológicos complejos, es la obtención de modelos manejables que sean lo suficientemente representativos del sistema real como para producir resultados útiles, y argumentaron que la simplificación relacionada con la parametrización se presenta como la única opción potencialmente útil para lograr este propósito.

Los dos esquemas más utilizados de parametrización son “zonificación” e “interpolación”. En la zonificación el parámetro tiene un valor constante en zonas o subregiones del modelo que se extienden sobre un cierto número de celdas de la malla; mientras que en la interpolación el valor de la propiedad de acuífero puede variar de celda a celda, pero el número de parámetros a estimar se limita únicamente a los valores de la propiedad en los nodos de la red de interpolación.

Una manera conveniente de instrumentar la parametrización por interpolación es mediante “elementos finitos triangulares” [v.g. Hill et al., 1998].

La parametrización por interpolación es elegible en muchas situaciones, pero con este esquema el proceso de calibración por ensayo y error se torna más lento que cuando se recurre a zonificación, ya que los paquetes de simulación más comunes no incluyen un módulo de interpolación para los parámetros distribuidos del modelo (v.g., la interfaz gráfica del usuario VISUAL MODFLOW sólo interpola condiciones de frontera) y, por lo tanto, es necesario elaborar un programa externo que se ejecute después de cada corrida de calibración para actualizar a criterio del analista los valores nodales del parámetro. En contraste, los códigos de calibración automatizada (v.g. MODFLOWP [Hill, 1992]) permiten instrumentar con la misma facilidad ambos tipos de esquemas de parametrización.

Cualquiera que sea el esquema de parametrización que se adopte, es importante que el número de parámetros a estimar se mantenga al mínimo necesario para lograr una reproducción adecuada del sistema real, ya que como se mencionó anteriormente, mientras mayor sea el número de parámetros a estimar, mayor será la incertidumbre de estimación de los mismos. La necesidad de ejercer esta cautela es mayor cuando se calibra por ensayo y error, ya que este procedimiento no cuantifica, a diferencia de la calibración automatizada, la incertidumbre de estimación de los parámetros ni los intervalos de confianza de los predictores.

1.5. Estimación Previa de los Parámetros de Acuífero.

Los parámetros de un modelo hidrodinámico se pueden dividir en dos clases: (1) Las propiedades de acuífero: que en un modelo tridimensional son la conductividad hidráulica, el rendimiento específico, y el almacenamiento específico. Normalmente, se considera que los valores de los parámetros de acuífero son variables en el espacio pero constantes en el tiempo; sin embargo, en ciertos casos (v.g. cuando hay compactación de arcillas) las propiedades hidráulicas del material pueden variar también con el tiempo; y (2) Los esfuerzos actuantes: donde se incluyen los flujos de recarga y de descarga del acuífero, y las

condiciones de frontera, mismos que pueden cambiar tanto en el espacio como en el tiempo. El conocido simulador MODFLOW [McDonald and Harbaugh, 1988] ofrece la opción de cambiar en el espacio y en el tiempo los parámetros asociados con condiciones de frontera dependiente de la carga, en los paquetes de ríos, drenes, evapotranspiración y de carga general, así como la intensidad de la recarga y los caudales de bombeo.

El problema de la parametrización se ilustra generalmente en términos de la conductividad hidráulica, pero es claro que cualquier otra propiedad de acuífero es parametrizable. Esto se debe a que la variación de la conductividad hidráulica en un sistema acuífero es, por lo general, superior en varios órdenes de magnitud a la variación de las propiedades de almacenamiento (almacenamiento específico y rendimiento específico), y a que normalmente se dispone de un mayor número de datos de campo para la conductividad hidráulica que para las propiedades de almacenamiento.

Si se opta por el esquema de parametrización por zonificación, como se acostumbra en México, el siguiente paso consiste en demarcar las zonas de conductividad hidráulica en la malla del modelo, para luego estimar por calibración el valor efectivo del parámetro en cada una de sus zonas de definición. En la práctica, se parte de una zonificación preliminar de la conductividad hidráulica y de estimaciones previas del valor de este parámetro en cada una de sus zonas, para luego ir modificando tanto la zonificación como los valores zonales hasta obtener un resultado satisfactorio.

Tanto la zonificación preliminar como las estimaciones previas se obtienen a partir de mediciones de campo de la conductividad hidráulica. A este respecto, es muy importante advertir que mediante la calibración del modelo se estiman los valores "efectivos" de la propiedad en cada una de sus zonas de definición, y que estos valores son conceptual y numéricamente distintos a los valores que se obtienen a partir de mediciones en campo [Carrera and Neuman, 1986^a].

Los valores medidos en pruebas de campo vienen a constituir sólo estimaciones previas de los parámetros del modelo, que en algunos casos son estimaciones sesgadas y muy pobres. En consecuencia, en la modelación

aplicada es muy importante ponderar debidamente los datos de campo, ya que esto determina qué tanta diferencia se puede esperar entre los valores medidos en campo y los valores efectivos del modelo, y qué tanto peso se debe conceder a un cierto dato de campo o tipo de dato de campo en la parametrización de una propiedad de acuífero.

La diferencia conceptual entre los valores de conductividad hidráulica medidos en pruebas de permeabilidad en laboratorio, pruebas de permeabilidad en barrenos (slug tests), pruebas de bombeo, y los estimados en un modelo numérico, radica esencialmente en que estos valores corresponden a distintas escalas espaciales de análisis. Los efectos de escala también operan en otras propiedades de los materiales geológicos, como son la porosidad y la dispersividad.

1.6. El Problema de Escala.

El problema de escala en las mediciones de conductividad hidráulica se encuentra ampliamente documentado en la literatura hidrogeológica. Rovey and Cherkauer [1995] realizaron una notable contribución a la evaluación de los efectos de escala, con base en investigaciones propias y en estudios previamente elaborados, entre los que destacan los trabajos de Bradehoeft et al. [1983], Herzog and Morse 1984], Keller et al. [1986], Bradbury and Muldoon [1990], y Sauter [1991].

Entre las principales conclusiones de estos trabajos se tienen las siguientes: (a) se observa un incremento en la conductividad hidráulica con la escala de medición en una variedad de medios geológicos; (b) los valores de conductividad hidráulica basados en mediciones de campo de pequeña escala (pruebas de barreno) son generalmente inferiores a los valores regionales (pruebas de bombeo y modelos numéricos), aun cuando estén basados en 100 ó más pruebas individuales; (c) los efectos de escala varían consistentemente con el tipo de medio geológico y con el grado de porosidad secundaria; (d) en medios que solamente poseen porosidad primaria, como son los materiales granulares no consolidados, se observa la menor discrepancia entre los valores medidos a

pequeña escala y los valores regionales, la cual generalmente se sitúa dentro de un factor de 3; (e) en medios consolidados dominados por fisuras, las pruebas de barreno pueden subestimar a los valores regionales por factores que varían entre 2 y 500, dependiendo del grado de disolución secundaria; y (f) en acuíferos cársticos la conductividad hidráulica crece con la escala de medición sin límite aparente.

A este respecto, los estudios mencionados sobre los efectos de escala [v.g. Rovey and Cherkauer, 1995] también han demostrado que los valores de conductividad hidráulica derivados de pruebas de bombeo y de capacidad específica de pozos se aproximan a los valores efectivos en un modelo numérico, y le llaman a todos éstos "valores regionales". Esto se debe a que los valores de conductividad hidráulica obtenidos mediante este tipo de pruebas corresponden a una escala espacial mucho más próxima a la escala del modelo numérico que los valores derivados de pruebas de permeabilidad en barrenos, cuyo radio de influencia es de sólo unos cuantos metros, mientras que las pruebas de bombeo y de capacidad específica activan un volumen mucho mayor de acuífero.

Asimismo, en las pruebas de bombeo se obtiene directamente el valor de la transmisividad que, al dividirse por el espesor del acuífero, proporciona el valor promedio en la vertical de la conductividad hidráulica horizontal, que es el valor que se debe asignar a una capa del modelo numérico cuando ésta representa a todo un acuífero.

Ahora, como todo dato de campo, los valores proporcionados por las pruebas de bombeo también están sujetos a error, y por eso los valores de conductividad hidráulica obtenidos mediante este tipo de pruebas se deben considerar también como estimaciones previas de los valores efectivos en el modelo numérico. Sin embargo, ya que estos datos corresponden a una escala espacial próxima a la escala del modelo, su error debe ser relativamente pequeño, con la excepción, por supuesto, de aquellos casos en que las pruebas de bombeo hayan sido mal ejecutadas o mal interpretadas, lo cual ocurre frecuentemente en la práctica.

Por lo anterior, y porque normalmente no se cuenta con un buen número de pruebas de bombeo o porque la distribución espacial de los pozos de prueba no es la más adecuada, los resultados de estas pruebas sólo se utilizan para proponer una zonificación preliminar de la conductividad hidráulica en el modelo, y para proponer valores previos de este parámetro en cada una de sus zonas de definición. Durante el proceso de calibración, esta zonificación y los valores preliminares se van modificando dentro de límites razonables hasta obtener un resultado satisfactorio.

En general, los datos de campo de las propiedades de acuífero son escasos o de una cobertura espacial limitada, algunos o muchos de los datos disponibles son de una utilidad cuestionable debido, por ejemplo, a los referidos efectos de escala, y también sucede que simplemente no se tenga información sobre alguna o algunas de las propiedades de acuífero. Es precisamente en estos casos cuando en la modelación aplicada se recurre al “principio de parsimonia”, el cual en términos simples nos conmina a no buscar una complejidad que no pueda ser sustentada por una información de campo adecuada. Además, en estos casos se acostumbra recurrir a la literatura para obtener valores de las propiedades de acuífero representativos de los tipos de roca que conforman el sistema subterráneo bajo estudio. Estos valores típicos sólo son considerados como estimaciones previas de los valores efectivos de los parámetros en el modelo numérico, es decir, sólo se toman como punto de partida para iniciar el proceso de calibración, mediante el cual estos valores se van modificando dentro de límites razonables hasta alcanzar una reproducción satisfactoria del sistema real.

1.7. Condiciones de Frontera.

Existen tres tipos generales de condiciones de frontera, que son carga prescrita o del primer tipo, flujo prescrito o del segundo tipo, y flujo dependiente de la carga o condición del tercer tipo. A continuación se describen sus características:

1.7.1. Carga prescrita.

Este tipo de condición ocurre dondequiera que la carga hidráulica pueda ser especificada como función de la posición y del tiempo en parte de la frontera del modelo. Esta condición de frontera tiene una característica "física" importante en los modelos hidrodinámicos, ya que las cargas prescritas pueden constituirse en una fuente ilimitada de agua.

Como lo explican Franke et al. [1987], "No importa cuánta agua se bombee del sistema, las fronteras de carga prescrita continuarán aportando la cantidad requerida, aun cuando esta cantidad no sea físicamente razonable en el sistema real. Este aspecto de las fronteras de carga prescrita deberá ser considerado cuidadosamente cuando este tipo de condición sea seleccionado para la simulación, y también cuando se evalúe cualquier resultado del modelo incluyendo la predicción."

En virtud de esta situación, la condición de carga prescrita no es normalmente utilizada en la simulación de estado transitorio, a menos que se tenga un elemento físico (como puede ser un cuerpo de agua perenne), que pueda proporcionar al acuífero tanta agua como éste demande, o que las cargas prescritas se coloquen exclusivamente en los segmentos de frontera donde el acuífero transfiera agua al exterior. Otra desventaja notable del uso de la condición de frontera de carga prescrita se manifiesta en la calibración del modelo. A este respecto, Carrera y Neuman [1986b] demostraron que esta condición de frontera le resta sensibilidad a las cargas del modelo hacia los parámetros del mismo, y que esta reducción en sensibilidad incrementa la incertidumbre de los parámetros estimados mediante el proceso de calibración. Esto es, el efecto de las cargas prescritas de frontera sobre las cargas modeladas es normalmente muy dominante, de modo que es posible obtener un buen ajuste entre las cargas calculadas y las observadas con valores no realistas, o al menos muy inciertos, de los parámetros del modelo, lo que tendrá un impacto negativo sobre la confiabilidad de las predicciones.

La condición de carga prescrita tiene su aplicación más común en la modelación de estado estacionario, ya que bajo este régimen de flujo las cargas

hidráulicas son invariables en el tiempo y, además, las soluciones de estado estacionario requieren que se especifique al menos una carga hidráulica de referencia, la cual se puede proveer como una carga prescrita en algún punto o segmento de la frontera del modelo. En muchas situaciones, sin embargo, esta carga de referencia se puede proveer mediante una condición de frontera del tercer tipo (GHB), de modo que en estos casos no sería imprescindible utilizar la condición de carga prescrita en el estado estacionario.

1.7.2. Flujo prescrito.

Este tipo general de condición de frontera se encuentra dondequiera que el caudal o flujo de agua subterránea a través de una parte de la frontera del modelo se pueda especificar como función de la posición y del tiempo. Con esta condición, el flujo se especifica previamente a la solución del problema y no es afectado por los eventos que ocurran dentro del sistema acuífero.

Un caso especial de este tipo de frontera es la condición de flujo nulo, la cual implica que no hay intercambio de agua entre el área del modelo y sus alrededores.

1.7.3. Flujo dependiente de la carga.

En algunas situaciones, el caudal o flujo a través de una parte de la frontera del modelo varía en respuesta a cambios en la carga hidráulica que ocurran en puntos del acuífero adyacentes a la frontera del modelo. En estos casos, el flujo es una función de la carga hidráulica en las celdas de frontera y varía durante la simulación en respuesta a la variación de esta carga. A esta condición de frontera se le conoce también como mixta o del tercer tipo.

La condición del tercer tipo ofrece ventajas en situaciones donde se espera que tanto las cargas como los flujos de frontera varíen durante la simulación de manera no cuantificable de antemano. Otra de las ventajas que ofrece la condición de flujo dependiente de la carga, es que puede evitar la necesidad de cambiar el tipo de condición de frontera cuando se pasa del estado estacionario al transitorio, ya que en muchos casos la condición del tercer tipo puede sustituir a la carga

prescrita en su papel de proporcionar una carga de referencia para la simulación de estado estacionario.

Un caso especial de este tipo de condición de frontera es el que encierra el concepto de "carga lejana", el cual supone la existencia de una carga hidráulica situada lo suficientemente lejos de la frontera del modelo de modo que su valor no sea alterado por los esfuerzos hidrológicos (recargas-descargas) que actúen dentro del área del modelo.

1.8. Condiciones Iniciales.

Las condiciones iniciales se refieren a la distribución de la carga hidráulica en todos los puntos del sistema de flujo (celdas del modelo) al inicio de la simulación, y son condiciones de frontera en el tiempo. Aun cuando se tenga información detallada sobre los niveles piezométricos del acuífero, lo cual no es generalmente el caso, pueden ocurrir errores serios si estos niveles no son consistentes con el modelo [Rushton, 1978]. Por esta razón, es práctica normal el seleccionar como condiciones iniciales de una simulación en estado transitorio, una solución generada por el modelo calibrado en estado estacionario [Anderson and Woessner, 1992, p.199].

Como lo explican Franke et al. [1987]: "El uso de valores de carga generados por el modelo asegura que los datos de carga inicial y los parámetros-esfuerzos del modelo sean consistentes. Si los valores de carga medidos en campo se utilizaran como condiciones iniciales, la respuesta del modelo reflejaría no solo el efecto de los esfuerzos hidrológicos bajo estudio, sino también el ajuste de los valores de carga del modelo para compensar por la falta de correspondencia entre los parámetros del modelo y los valores de la carga inicial."

Sin embargo, muchos acuíferos no cuentan con un historial piezométrico lo suficientemente largo como para identificar el estado estacionario antecedente; también puede ocurrir que los datos piezométricos del estado estacionario antecedente sean tan escasos, o que su distribución espacial sea tan pobre, que no puedan sustentar una calibración adecuada del modelo en este régimen de flujo. En situaciones como éstas, es posible utilizar los datos piezométricos de algún

momento en el periodo transitorio para generar las condiciones iniciales del problema; sin embargo, como en estos casos no habrá consistencia entre las condiciones iniciales y los parámetros del modelo, se recomienda que el periodo de calibración sea lo más largo posible, a fin de dar oportunidad a que los errores en las condiciones iniciales disminuyan con el tiempo. Al aplicar este procedimiento, las condiciones iniciales se tratan directamente como un parámetro más del modelo, es decir, se pueden ajustar durante la calibración del mismo, aunque dando la consideración debida a los datos piezométricos disponibles en el tiempo cero.

1.9. Errores de los Datos Piezométricos.

Los valores medidos en campo de las cargas hidráulicas constituyen la información muestral o los valores de calibración. Estos valores tienen siempre un error asociado que debe ser cuantificado, al menos de manera aproximada. En los modelos hidrodinámicos las cargas siempre forman parte de la información muestral. En estos modelos los residuos se definen como la diferencia entre las cargas medidas (o interpoladas) y las cargas simuladas. Los residuos son generalmente distintos a cero, en virtud de la inexactitud propia del modelo y de los errores asociados con los datos piezométricos. Entre los errores más comunes en la carga hidráulica se tienen los siguientes:

1.9.1. Error de medición.

Este tipo de error está asociado con la precisión del equipo de medición, con el error humano en la lectura piezométrica, y con la incertidumbre del dato de elevación topográfica en el punto de observación. Bajo condiciones ideales, este error sería del orden de unos cuantos centímetros, pero en estudios regionales estos errores pueden llegar a ser del orden de metros, dependiendo de la precisión del dato de elevación topográfica, donde se advierte que en algunos casos este dato se obtiene por interpolación de las curvas de nivel en las cartas topográficas.

1.9.2. Efectos transitorios.

En este rubro se incluyen los errores debidos a efectos transitorios que no son representados por el modelo, como son las fluctuaciones en los niveles de agua ocasionadas por los ciclos de alta frecuencia de la evapotranspiración y la recarga del acuífero, por cambios de presión barométrica, por mareas terrestres y marinas, por bombeo inadvertido, etc.

1.9.3. Efectos de escala.

Se tienen dos tipos de errores asociados con los efectos de escala. El primero se refiere a las cargas hidráulicas medidas en pozos con tramo ranurado largo, las cuales pueden ser apropiadas para calibrar modelos bidimensionales en planta, pero que generalmente no son representativas de las cargas calculadas por un modelo tridimensional, a menos que el tramo ranurado del pozo esté alojado en una sola capa del modelo y que ocupe la mayor parte del espesor de esta capa. Otro tipo de error de escala se refiere al hecho que el modelo calcula la carga promedio en cada una de las celdas de la malla, mientras que las cargas hidráulicas medidas pueden estar influenciadas por heterogeneidades de pequeña escala espacial que no son representadas por el modelo.

1.9.4. Error de interpolación.

Idealmente, las cargas deberían ser medidas en un gran número de puntos uniformemente distribuidos por la región modelada, y también estos puntos deberían coincidir con los nodos de la malla del modelo (centro de las celdas en el caso de MODFLOW). Sin embargo, en la práctica esto rara vez ocurre, lo cual da lugar a errores de interpolación, que en los modelos regionales pueden ser del orden de metros.

1.9.5. Error de interpretación.

En sistemas multiacuíferos puede suceder que sea difícil establecer a qué acuífero le corresponden algunas de las cargas hidráulicas medidas, de modo que puede

ocurrir que haya valores de carga que no sean representativos del acuífero al cual fueron asociados. Este tipo de errores puede ser del orden de decenas de metros.

1.10. Generales de Calibración.

La calibración de un modelo de flujo se refiere a la demostración de que el modelo es capaz de reproducir las cargas hidráulicas (y los flujos) de campo, a los cuales se les denomina valores de calibración o información muestral. La calibración se logra al encontrar un conjunto de valores de los parámetros, condiciones de frontera, y esfuerzos hidrológicos que produzcan cargas (y flujos) simulados que reproduzcan a los valores medidos en campo dentro de un margen de error preestablecido. El encontrar este conjunto de valores es equivalente a resolver el llamado "problema inverso", o problema de estimación de los parámetros del modelo.

La calibración del modelo se puede efectuar en estado estacionario o en transitorio. Muchas de las calibraciones se realizan bajo condiciones de estado estacionario, pero también se puede recurrir a una segunda calibración con datos de un periodo transitorio. Según Franke et al. [1987], la calibración de los modelos en régimen estacionario de flujo es frecuentemente menos sujeta a ambigüedad que la calibración en régimen transitorio, debido a que los efectos del almacenamiento no actúan en el estacionario. Aunque es posible calibrar secuencialmente el modelo, es decir, una primera calibración en estado estacionario y una segunda en transitorio, la mejor alternativa consiste en calibrar iterativamente en los dos regímenes de flujo hasta alcanzar un resultado final. Con este procedimiento se incrementa la precisión de estimación de los parámetros del modelo, ya que se hace uso de un mayor número de valores de calibración (datos del estado estacionario más los del transitorio), y además se asegura que las condiciones iniciales del estado transitorio (solución de estado estacionario) sean consistentes con los parámetros del modelo.

Muchos de los acuíferos que han sido sobreexplotados por mucho tiempo no cuentan con un historial piezométrico lo suficientemente largo para identificar el estado estacionario antecedente. También puede ser que los datos piezométricos

del estado estacionario antecedente sean tan escasos, o que su distribución espacial sea tan pobre, que no puedan servir de sustento para calibrar adecuadamente el modelo en este régimen de flujo. En estos casos, el modelo se calibra únicamente bajo condiciones transitorias. Los problemas de estado transitorio requieren, a diferencia del caso estacionario, la especificación de condiciones iniciales, las cuales se refieren a la distribución de la carga hidráulica en el sistema de flujo en el momento de inicio de la simulación. Si el problema de flujo se resuelve mediante el método de diferencias finitas centradas en el bloque (v.g. código MODFLOW), las cargas hidráulicas se evalúan en el centro de los bloques que conforman la malla del modelo numérico.

Si la simulación no tiene un estado estacionario como punto de partida, se pueden utilizar los datos piezométricos de algún momento en el periodo transitorio para generar las condiciones iniciales. Sin embargo, en estos casos no habrá consistencia entre las condiciones iniciales y los parámetros del modelo y, como ya fue mencionado, se recomienda que el periodo de calibración sea lo más largo posible, a fin de dar oportunidad a que los errores en las condiciones iniciales disminuyan con el tiempo. Al aplicar este procedimiento, las condiciones iniciales se tratan directamente como un parámetro más del modelo, es decir, se pueden ajustar durante la calibración del mismo, aunque dando la consideración debida a los datos piezométricos disponibles en el tiempo cero.

Los modelos numéricos se utilizan ampliamente para evaluar los sistemas acuíferos y para predecir su respuesta ante esfuerzos tales como el bombeo en pozos y las acciones correctivas propuestas en caso de contaminación. En virtud de que se desconocen muchos de los elementos de un sistema geohidrológico, los modelos se calibran. La calibración es equivalente a la resolución del problema inverso, o problema de estimación de los parámetros del modelo.

Históricamente, la calibración se ha realizado mediante el procedimiento de "ensayo y error", pero debido a las deficiencias y limitaciones de este método, en la presente década se ha venido extendiendo el uso de la llamada calibración "automatizada", en donde el problema inverso se plantea en un marco estadístico, como puede ser la regresión no lineal.

En la calibración por ensayo y error, el analista selecciona iterativamente valores de los parámetros del modelo que mejoran el ajuste de los resultados del modelo a las observaciones de campo, para ello utiliza su intuición sobre la respuesta del modelo a los cambios en los parámetros y su conocimiento sobre el ámbito razonable en que los valores de los parámetros pueden variar. Esta tarea es muy laboriosa y no garantiza que los valores obtenidos de los parámetros produzcan el mejor ajuste posible entre las cargas hidráulicas observadas y las calculadas; además, este procedimiento limita la posibilidad de ensayar modelos conceptuales alternativos igualmente factibles y, por ende, resulta casi imposible discriminar entre los modelos de manera concluyente. De hecho, frecuentemente se tienen errores en la construcción de un modelo que, en la calibración por ensayo y error, pasan inadvertidos hasta para los analistas más avezados.

En contraste, la regresión no lineal y sus estadísticos asociados mejoran ostensiblemente el uso de los datos de campo en la calibración y en la evaluación del modelo. Por ejemplo, estadísticos tales como la sensibilidad y la correlación permiten identificar rápidamente los parámetros que no pueden ser estimados con precisión y de manera única con los datos disponibles, además de evaluar la utilidad de incorporar nuevos datos potenciales. Asimismo, por su ejecución relativamente rápida, la calibración automatizada da la oportunidad de ensayar diversos modelos conceptuales alternativos, y dispone de estadísticos que evalúan qué modelo o modelos tienen mayor probabilidad de representar adecuadamente el sistema geohidrológico con base en los datos disponibles.

En resumen, la resolución del problema inverso en un marco estadístico permite obtener el mejor ajuste posible de los resultados del modelo a los datos de campo, proporciona estadísticos de diagnóstico que evalúan la calibración y la información contenida en los datos, y genera estadísticos inferenciales que cuantifican la precisión de los parámetros estimados y la confiabilidad de las predicciones.

En la actualidad se cuenta con dos códigos universales para la calibración automatizada a disposición de los usuarios: UCODE, desarrollado por E.P. Poeter y M.C. Hill [1998], del International Ground Water Modeling Center y el U.S.

Geological Survey, respectivamente, y PEST, desarrollado por J. Doherty [1994] de Watermark Computing en Australia. Un inversor universal es aquél que se puede utilizar para cualquier tipo de modelo matemático; en el campo de la hidrología subterránea se destacan los modelos hidrodinámicos y los de transporte de solutos.

Ambos inversores cuentan con interfaces gráficas que permiten seleccionar rápidamente los parámetros a estimar, transformarlos, vincularlos, así como ponderar los valores de calibración (cargas hidráulicas y concentraciones químicas), incorporar información previa sobre los parámetros del modelo, efectuar la optimización de los mismos, y analizar los resultados de la calibración y su impacto en la predicción. Estos códigos también proporcionan estadísticos (sensibilidad, matrices de covarianza y de correlación, distribución de residuos, etc.) que permiten evaluar los resultados de la calibración automatizada en el marco de la regresión no lineal.

UCODE utiliza como algoritmo de optimización no lineal el método de Gauss-Newton modificado, mientras que el PEST utiliza el método de Gauss-Marquardt-Levenberg. Según el autor de PEST, este último método de optimización podría ser más robusto que otros algoritmos en modelos complejos. UCODE proporciona un mayor número de cuantificadores e indicadores estadísticos, que permiten evaluar los resultados de la calibración y orientan en la construcción general del modelo; además, este código incorpora algunos métodos sofisticados para calcular y evaluar las predicciones.

Sin embargo, es importante subrayar la conveniencia de que los procesadores de datos de MODFLOW brinden la posibilidad de aplicar opcionalmente PEST y UCODE, ya que pudiera haber casos en que uno de estos códigos se desempeñe mejor que el otro. A la fecha, únicamente el paquete PMWIN (Processing MODFLOW for Windows, v.5.0 [Chang and Kinselbach, 1998]) incorpora ambos códigos de calibración automatizada.

1.11. Evaluación de la Calibración.

Los resultados de la calibración se deben evaluar tanto cualitativamente como cuantitativamente. Anderson y Woessner [1992, p.236] presentaron algunos criterios comúnmente utilizados para evaluar la calibración por ensayo y error, y también sugirieron un protocolo estándar para evaluar y reportar la calibración del modelo. Estos criterios se describen a continuación:

1.11.1. Medidas tradicionales de la calibración.

El grado de ajuste entre los valores simulados y los observados de una variable de calibración se evalúa principalmente mediante dos medidas o estadísticos:

El error medio (EM), que mide el sesgo del modelo, es decir, su tendencia a subestimar o a sobrestimar los valores observados, y que se define como:

$$EM = 1/n \sum_{i=1}^n (h_m - h_s)_i$$

donde h_m es el valor medido de la carga hidráulica, h_s su valor simulado, y n es el número de pozos de observación.

La raíz del error cuadrático medio (RECM), o desviación estándar, que mide el grado de dispersión de los residuos. Se le llama "residuo" a la diferencia entre el valor observado y el calculado de la carga hidráulica. La RECM se define como:

$$RECM = [1/n \sum_{i=1}^n (h_m - h_s)_i^2]^{0.5}$$

Mientras más pequeños sean el EM y la RECM, mejor será el grado de ajuste entre los valores calculados y los observados. Otro posible estadístico a utilizar es el error absoluto medio (EAM), que también proporciona una medida del grado de ajuste en la calibración, pero que no tiene un significado estadístico tan nítido como el EM y la RECM. El EAM se define como:

$$EAM = 1/n \sum_{i=1}^n |(h_m - h_s)_i|$$

Cabe advertir que es importante esforzarse, dentro de lo razonable, por acercar el EM a cero, a fin de obtener un modelo que sea virtualmente insesgado, pero llevar a cero la RECM significaría que tanto el modelo como los valores de calibración son exactos, lo cual nunca ocurre en la realidad, o bien que se ha forzado artificialmente al modelo para que reproduzca los valores de calibración.

Es importante advertir que estos estadísticos evalúan solamente el error promedio en el modelo calibrado. El valor máximo aceptable del criterio de calibración depende de la magnitud del cambio de las cargas hidráulicas en el dominio del problema. Si el cociente de la RECM y la pérdida total de carga en el sistema (PTCS) es pequeño, entonces los errores son solamente una porción pequeña de la respuesta global del modelo. En la práctica, la PTCS se calcula como la diferencia entre la mayor y la menor de las cargas hidráulicas observadas.

Al cociente de la RECM y la PTCS expresado en términos porcentuales, se le llama RECM normalizada (RECMN). No existe un valor de la RECMN que pudiera ser tomado como el valor máximo permisible para todo modelo, ya que este valor dependerá del propósito del modelo, de la complejidad del sistema hidrogeológico bajo estudio, de la escala espacial y temporal de análisis, y de la cantidad y calidad de los datos disponibles. No obstante, por inspección de numerosos trabajos de modelación, y con el sólo propósito de orientar, es razonable esperar que la RECMN se pueda situar dentro del 10 %, o incluso dentro del 5 %, en la calibración de un modelo a la escala regional. En casos particulares se podría justificar una RECMN superior al 10%, pero también es cierto que en muchos otros casos el simple hecho de colocar la RECMN dentro del 10% no implicará que el grado de ajuste obtenido sea lo suficientemente satisfactorio.

1.11.2. Distribución espacial del error.

Las medidas de error presentadas en la sección anterior cuantifican el error promedio de la calibración y no informan nada acerca de la distribución espacial del error. La comparación de las configuraciones de nivel observadas con las simuladas da solamente una idea cualitativa y subjetiva de la distribución espacial de los residuos. Un residuo se define como la diferencia entre la carga medida (o

interpolada) y la carga simulada. La distribución del error se puede ilustrar mediante un plano donde se indique el residuo en cada celda de la malla del modelo. Una manera alternativa de ilustrar los residuos es mediante curvas de isovalores. Los residuos deben estar aleatoriamente distribuidos sobre el área del modelo, es decir, se debe mostrar que no hay zonas del acuífero donde el modelo tenga la tendencia a subestimar o a sobrestimar las cargas medidas. La existencia de estas zonas indicaría que el modelo no está suficientemente bien calibrado.

Frecuentemente los pozos de observación piezométrica están pobremente distribuidos en el espacio, de modo que se pueden tener zonas importantes del acuífero donde las cargas hidráulicas sean muy inciertas. En estas zonas la distribución espacial de los residuos sería también muy incierta, y para propósitos de presentación de resultados podría ser suficiente indicar en el plano el valor del residuo en cada uno de los pozos de observación, sin efectuar interpolaciones o extrapolaciones.

1.11.3. Comparación entre el balance del campo y el del modelo.

Otro criterio general de evaluación de la calibración, consiste en comparar el balance de agua subterránea elaborado con los datos de campo, o "balance de campo", con el balance que calcula el modelo, o "balance del modelo". Aunque no se espera que estos dos balances resulten similares término a término, en un modelo calibrado deberá existir consistencia entre los mismos.

II. GUÍAS PARA LA CONSTRUCCIÓN DE MODELOS NUMÉRICOS.

A continuación se proporciona una guía fundamentada en el conocimiento y la experiencia generales en la modelación aplicada que, sin ser exhaustiva, permite llevar a cabo la construcción y revisión de un modelo numérico, sobre todo, con el fin de detectar errores que pudieran invalidar el uso de ese modelo.

2.1. Modelo Conceptual.

2.1.1. La hidroestratigrafía constituye el marco del modelo hidrogeológico conceptual. Las unidades hidroestratigráficas comprenden a los horizontes geológicos de propiedades hidrogeológicas similares. Así, varias formaciones geológicas se pueden combinar en una sola unidad hidroestratigráfica, o una formación geológica puede ser subdividida en acuíferos y unidades semiconfinantes. Una vez que se han definido las unidades hidroestratigráficas, es conveniente que a cada una de ellas le corresponda al menos una capa del modelo. A la vez, dentro de una sola unidad hidroestratigráfica se pueden especificar dos o más capas, dependiendo del grado de resolución deseado en las cargas hidráulicas simuladas, de la posición del tramo ranurado de los pozos de extracción o de inyección, de la intensidad de los gradientes hidráulicos verticales, y de la variación con la profundidad de las propiedades hidráulicas del acuífero.

2.1.2 El planteamiento del balance geohidrológico y el cálculo de sus componentes es parte del desarrollo del modelo conceptual. La ecuación de balance de agua subterránea expresa que la diferencia entre la suma de los flujos de entrada y la suma de los flujos de salida es igual al cambio de almacenamiento en el sistema. En régimen estacionario de flujo, la suma de las entradas es igual a la suma de las salidas y, por lo tanto, el cambio de almacenamiento es cero. En la presentación de los resultados se debe desglosar el cálculo de las componentes de la ecuación de balance y evaluar, al menos cualitativamente, el grado de incertidumbre de cada una de estas estimaciones. Al balance geohidrológico obtenido a partir de los datos

de campo, se le llama "balance de campo". Durante la calibración del modelo, el balance de campo será comparado con el balance calculado por el modelo, al cual se le conoce como "balance del modelo".

2.1.3. Una vez que se ha definido la hidroestratigrafía, se utiliza la información hidrológica para conceptualizar el movimiento del agua subterránea a través del sistema. Para esto, se hace uso de la información sobre la precipitación pluvial, la evaporación, y la escorrentía superficial, así como también de los datos piezométricos y geoquímicos. Es importante utilizar la información geoquímica, siempre que sea posible, para reforzar el modelo conceptual. Los datos hidrogeoquímicos se pueden utilizar para inferir la dirección de flujo, identificar las fuentes y las cantidades de recarga, estimar la velocidad del flujo subterráneo, y definir los sistemas de flujo local, intermedio y regional.

2.2. Condiciones Iniciales y de Frontera.

2.2.1. Idealmente, el periodo de calibración en estado transitorio se iniciará en un estado estacionario; esto asegura la consistencia entre las condiciones iniciales y los parámetros del modelo. Sin embargo, muchos acuíferos no cuentan con un historial piezométrico lo suficientemente largo para identificar el estado estacionario antecedente, también puede darse el caso que los datos piezométricos del estado estacionario antecedente sean tan escasos, o que su distribución espacial sea tan pobre, que no puedan sustentar una calibración adecuada del modelo. En situaciones como éstas, es posible utilizar los datos piezométricos de algún momento en el periodo transitorio para generar las condiciones iniciales del problema; sin embargo, se advierte que en estos casos no habrá consistencia entre las condiciones iniciales y los parámetros del modelo. Al aplicarse este procedimiento, las condiciones iniciales se tratan directamente como un parámetro adicional del modelo durante el proceso de calibración, aunque

otorgando la consideración debida a los datos piezométricos del tiempo cero.

2.2.2. La condición de frontera de carga prescrita (primer tipo) tiene su uso más común en un modelo de estado estacionario, pero se advierte que las cargas constantes pueden constituirse en fuentes ilimitadas de agua en un estado transitorio.

2.2.3. La condición de frontera de flujo prescrito (segundo tipo) se utiliza dondequiera que el caudal o flujo de agua subterránea a través de una parte de la frontera del modelo se pueda especificar como función de la posición y del tiempo. Un caso especial de este tipo de frontera es la condición de flujo nulo, la cual implica que no hay intercambio de agua entre el área del modelo y sus alrededores.

2.2.4. La condición de frontera de flujo dependiente de la carga (tercer tipo) supone la existencia de una zona interfacial entre el acuífero y una carga hidráulica externa. El uso de esta condición es apropiado en los casos donde se espera que tanto la carga como el flujo varíen en la frontera del modelo. Un caso particular de la condición del tercer tipo es el que encierra el concepto de "carga lejana", el cual supone la existencia de una carga hidráulica situada lo suficientemente lejos de la frontera del modelo, de modo que su valor no se altere por efecto de los cambios en los esfuerzos hidrológicos (recargas-descargas) actuantes en el dominio del modelo. El grado de conexión hidráulica entre el acuífero y la carga lejana está determinado por la conductancia de la zona intermedia entre la frontera del modelo y la posición de la carga lejana. Es importante advertir que aunque el flujo que se transfiera al acuífero desde la carga lejana puede ser controlado por el valor de la conductancia hidráulica, su caudal será creciente en la medida que descienda la carga hidráulica en la frontera del modelo. Esta característica de la condición de frontera del tercer tipo

deberá ser considerada antes de su elección, ya que en algunos acuíferos el descenso de las cargas hidráulicas en la frontera del modelo no inducirá un mayor caudal lateral de entrada, y en estos casos la condición de flujo prescrito podría ser más apropiada.

2.3. Estimación Previa de los Parámetros

2.3.1. Los esquemas más comúnmente utilizados para la parametrización de las propiedades de acuífero son “zonificación” e “interpolación”. En la zonificación el parámetro tiene un valor constante en zonas o subregiones del modelo que se extienden sobre un cierto número de celdas de la malla; mientras que con el esquema de interpolación el valor de la propiedad de acuífero puede variar de celda a celda, pero el número de parámetros a estimar se limita únicamente a los valores de la propiedad en los nodos de la red de interpolación. En la zonificación los cambios en los valores de las propiedades de acuífero son abruptos al pasar de una zona a otra; mientras que si se aplica la interpolación los cambios son graduales de una celda a otra. La parametrización por interpolación puede ser la mejor opción en muchas situaciones, pero en México se acostumbra parametrizar por zonificación casi exclusivamente, lo cual debe revisarse.

2.3.2. En la parametrización por zonificación se demarcan en la malla del modelo las zonas de definición de una propiedad de acuífero (v.g. la conductividad hidráulica), para luego estimar por calibración el valor efectivo del parámetro en cada una de sus zonas. En la práctica, se parte de una zonificación preliminar y de estimaciones previas del parámetro, para luego ir modificando tanto la zonificación como los valores zonales hasta obtener un resultado satisfactorio.

2.3.3. Tanto la zonificación preliminar como las estimaciones previas de las propiedades de acuífero se obtienen a partir de mediciones de campo, pero es muy importante advertir que al calibrar un modelo se estiman los valores

“efectivos” de la propiedad en cada una de sus zonas de definición, y que estos valores son conceptual y numéricamente distintos a los valores que se obtienen a partir de los datos de campo. Por esta razón los valores medidos en campo vienen a constituir sólo estimaciones previas de los parámetros del modelo. En consecuencia, en la modelación aplicada es muy importante ponderar debidamente los valores obtenidos en campo, ya que esto determina qué tanta diferencia se puede esperar entre éstos y los valores que son efectivos en el modelo, y qué tanto peso se debe conceder a un cierto dato de campo o tipo de dato de campo en la parametrización de una propiedad de acuífero.

- 2.3.4. Una diferencia conceptual importante entre los valores de conductividad hidráulica medidos en pruebas de laboratorio, pruebas de campo a pequeña escala (slug tests), pruebas de bombeo o de caudal específico, y los valores efectivos en un modelo numérico regional, radica en las diferentes escalas espaciales de medición. Los valores obtenidos en laboratorio o en pruebas de campo de pequeña escala son generalmente inferiores, incluso en órdenes de magnitud, a los valores regionales. Por su parte, los valores obtenidos en pruebas de bombeo o de caudal específico son representativos de una escala espacial mucho más próxima a la escala regional, ya que éstas normalmente activan un volumen grande del acuífero. Sin embargo, debido a errores en la ejecución y en la interpretación de las pruebas de bombeo o de caudal específico, los valores de las propiedades hidráulicas que proporcionen deberán considerarse también como estimaciones previas de los valores efectivos en el modelo numérico. Además, ya que normalmente no se cuenta con un número suficientemente grande de pruebas de bombeo o su distribución espacial no es la más adecuada, los valores proporcionados por estas pruebas sólo se utilizan para proponer una zonificación preliminar de los parámetros de acuífero, y como estimaciones previas de éstos en cada una de sus zonas de definición, para luego, durante el proceso de calibración, modificar dentro de límites razonables

tanto la zonificación como los valores zonales, hasta obtener un resultado satisfactorio.

2.4. Consideraciones de Tipo Numérico.

2.4.1. Idealmente, el error en el balance geohidrológico del modelo será menor que 0.1 %; sin embargo, un error de alrededor de 1 % es generalmente considerado aceptable.

2.4.2. El paquete Visual MODFLOW incluye cuatro distintos métodos numéricos para la resolución de la ecuación de flujo, a saber, SIP, SSOR, PCG2, y WHS. Con cualquiera de ellos, el criterio de error, o criterio de cambio de carga para la convergencia, debe ser de uno a dos órdenes de magnitud más pequeño que el nivel de precisión deseado en las cargas simuladas. Se recomienda ensayar primero con dos órdenes de magnitud; así, si la precisión deseada es de un metro, el criterio de error se especificará en 0.01 m; si el método no converge, este valor se podrá ir incrementado poco a poco hasta lograr la convergencia; sin embargo, para que la solución sea admisible, se deberá verificar que el error de balance geohidrológico satisfaga el criterio 2.4.1.

2.4.3. En un modelo construido con base en MODFLOW, es conveniente ensayar todos los métodos numéricos disponibles con este código (SIP, SSOR, PCG2, y WHS), a fin de evaluar comparativamente su desempeño, ya que en un caso particular las propiedades de convergencia de uno de estos métodos pueden ser superiores a las de los otros.

2.4.4. En modelos regionales, el uso de una malla de modelación con celdas cuadradas de tamaño uniforme facilita la asignación de los datos en la construcción de un modelo hidrodinámico. En México se utilizan comúnmente celdas cuadradas de 1,000 m de lado. Es conveniente recordar, sin embargo, que el tamaño de las celdas determina la resolución espacial de

las cargas simuladas (en particular el código MODFLOW calcula las cargas al centro de las celdas), y que mientras más grandes sean las celdas mayores serán los errores de las cargas interpoladas que se comparan con las cargas medidas en los pozos de observación. Si se desea obtener una mejor resolución numérica en ciertas porciones del acuífero, (por ejemplo, en zonas donde los gradientes hidráulicos sean intensos, o donde ocurra un problema de contaminación cuya evaluación se pretenda abordar), la malla del modelo se puede refinar particularmente en esas zonas.

2.4.5. El número de capas del modelo determina la resolución de las cargas simuladas en la dirección vertical. Cabe advertir que la dimensión vertical de los acuíferos regionales es generalmente inferior a su dimensión horizontal en dos o tres órdenes de magnitud, y que la variación de la carga hidráulica es también generalmente menor en la dirección vertical que en la horizontal.

2.4.6. En teoría, mientras mayor sea el número de intervalos de tiempo (time steps) que se definen dentro de un periodo de esfuerzo (stress period), mayor será la precisión numérica; sin embargo, en la práctica, la solución numérica no mostrará mejoría después de un cierto número de intervalos de tiempo. Por lo tanto, se deberá ensayar un número creciente de intervalos de tiempo hasta que no se observen cambios en la solución numérica.

2.5. Criterios de Evaluación de la Calibración.

2.5.1. Se tienen tres medidas tradicionales del error promedio, a saber, el error medio (EM), el error absoluto medio (EAM), y la raíz del error cuadrático medio (RECM) o desviación estándar. De éstas, el EM y la RECM tienen un significado estadístico más claro. Ninguna de estas medidas indica la distribución espacial del error.

- 2.5.2. El error medio (EM) deberá ser aproximado a cero, a fin de obtener un modelo virtualmente insesgado, es decir, que no tienda a subestimar ni a sobrestimar las cargas hidráulicas observadas.
- 2.5.3. La RECM normalizada (RECMN), que se define como el cociente, expresado en términos porcentuales, de la raíz del error cuadrático medio (RECM) y la pérdida total de carga en el sistema (PTCS), deberá demostrar que los errores son solamente una porción pequeña de la respuesta global del modelo. En la práctica, la PTCS se calcula como la diferencia entre la mayor y la menor de las cargas hidráulicas observadas.
- 2.5.4. La distribución espacial del error se deberá ilustrar mediante un plano de residuos. El residuo es la diferencia entre el valor medido (o interpolado) de la carga hidráulica y el valor simulado. El residuo se puede calcular y anotar en cada una de las celdas de la malla del modelo, o bien, se puede exhibir mediante curvas de isovalores. Si los pozos de observación piezométrica están pobremente distribuidos en el espacio, los residuos serán muy inciertos en amplias zonas del acuífero y, para propósitos de presentación de resultados, podría ser suficiente con asentar en el plano el valor del residuo en cada uno de los pozos de observación, sin efectuar interpolaciones o extrapolaciones.
- 2.5.5. En problemas de estado transitorio, las medidas de calibración mencionadas en los párrafos anteriores, se aplicarán para cada una de las fechas donde se cuente con un número estadísticamente suficiente de valores de calibración (al menos 10 datos). Además, se deberá verificar que en cada pozo de observación las cargas hidráulicas simuladas reproduzcan adecuadamente la evolución de las cargas medidas.
- 2.5.6. Ya que normalmente los pozos de observación son escasos y no cubren suficientemente bien el área del modelo, puede ocurrir que en zonas del

acuifero carentes de información piezométrica aparezcan recuperaciones o abatimientos simulados que no sean conceptualmente realistas, y que además puedan intensificarse durante el periodo de predicción. Si este es el caso, se deberá efectuar un ajuste adicional en los parámetros de acuifero, las condiciones de frontera o las condiciones iniciales, para reducir o eliminar estos efectos.

2.5.7. El balance geohidrológico calculado con base en datos de campo (balance de campo) y el balance geohidrológico calculado con el modelo (balance del modelo) deberán tender a la comprobación mutua. No se espera que ambos balances sean iguales término a término, pero deberán ser suficientemente aproximados.

2.6. Análisis de Sensibilidad en Calibración.

2.6.1. El análisis de sensibilidad consiste en cuantificar la incertidumbre en el modelo calibrado ocasionada por la incertidumbre en las estimaciones de los parámetros del modelo, donde se incluyen los parámetros de acuifero, los esfuerzos hidrológicos y las condiciones de frontera. Típicamente, este análisis se efectúa cambiando el valor de un parámetro a la vez, y sus resultados se reportan como los efectos de este cambio sobre alguna medida de error promedio seleccionada como criterio de calibración; frecuentemente se elige la RECM o desviación estándar. Idealmente, también se examina el efecto del cambio en el valor del parámetro sobre la distribución espacial de los residuos.

2.7. Verificación del Modelo.

2.7.1. Konikow y Bredehoeft [1992] recomendaron evitar el uso de los términos *verificación* y *validación* de modelos, porque éstos en rigor científico no se pueden validar sino solamente invalidar; sin embargo, el término *verificación* ha sido hasta ahora de uso común, como se refleja en el *Protocolo de Modelación* de Anderson y Woessner [1992]. Se aclara que el procedi-

miento que aquí llamamos *verificación* consiste simplemente en evaluar el desempeño de un modelo en la reproducción de un conjunto de cargas observadas que son independientes de las utilizadas en la calibración del mismo. Si los datos de *verificación* son suficientes en cantidad y en calidad, a más de cubrir un periodo de tiempo razonablemente largo, el modelo se puede declarar *inválido* si no logra reproducir satisfactoriamente los nuevos datos, pero se enfatiza que no es posible declararlo *válido* si la reproducción es buena.

- 2.7.2. En virtud de las incertidumbres propias de la calibración, los valores de los parámetros en el modelo calibrado pueden no representar adecuadamente el sistema bajo un conjunto diferente de condiciones de frontera o de términos fuente - resumidero. En consecuencia, la "verificación" del modelo podrá incrementar la confianza en los resultados de la calibración.
- 2.7.3. Frecuentemente es imposible verificar un modelo debido a la escasez de datos, los cuales, por supuesto, se requieren para la calibración. Las predicciones de modelos calibrados pero no verificados serán por lo general más inciertas que las predicciones efectuadas con modelos verificados.
- 2.7.4. La evaluación del desempeño de los modelos tiene gran importancia práctica, ya que con esto se logran identificar los pozos cuyos valores de carga hidráulica se alejan mucho de los valores calculados por el modelo. Estos pozos se deberán examinar más a detalle en cuanto a su ubicación y características constructivas, para determinar si su carga hidráulica es o no representativa de alguna profundidad en el acuífero. En caso que carezca de representatividad, el pozo se eliminaría para los fines de evaluación del desempeño del modelo, pero en caso que sí sea representativo de la carga hidráulica del acuífero, esto sería evidencia de una deficiencia en la construcción del modelo.

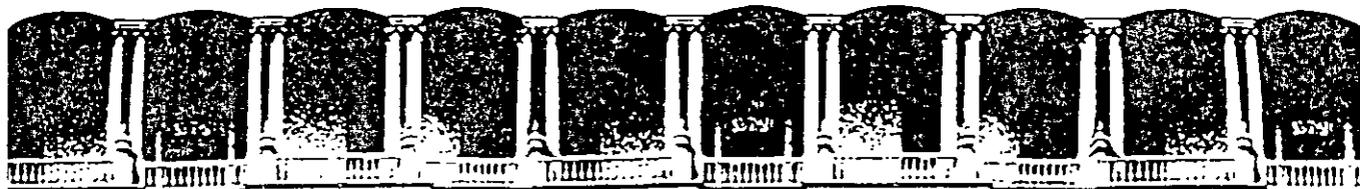
2.8. Simulaciones Predictivas.

- 2.8.1. Como regla empírica, el periodo de predicción no se debe extender hacia el futuro más del doble de la duración del periodo de calibración, pero esto podría no respetarse si por razones reglamentarias o de planeación se requieren periodos de predicción más largos.
- 2.8.2. La incertidumbre de la predicción se deriva de la incertidumbre en el modelo calibrado y de la incertidumbre de los esfuerzos hidrológicos futuros. Aun cuando el conjunto de parámetros calibrados produzca un buen ajuste durante la calibración y las pruebas de desempeño, el modelo puede no reflejar con precisión el comportamiento del sistema cuando se incorporan nuevos esfuerzos hidrológicos. En consecuencia, se debe efectuar un análisis de sensibilidad en predicción a fin de discernir el efecto de la incertidumbre de los parámetros del modelo en los resultados o conclusiones que se obtengan con el mismo.
- 2.8.3. El análisis de sensibilidad en predicción se debe interpretar conjuntamente con el análisis de sensibilidad en calibración, con el objetivo principal de identificar los parámetros hacia los cuales el modelo tiene una sensibilidad del tipo IV, es decir, una sensibilidad insignificante en la calibración pero significativa en la predicción. Si la sensibilidad hacia algún parámetro del modelo es de este tipo, sería necesario realizar trabajo de campo adicional para valorar con mayor certidumbre este parámetro.

REFERENCIAS

- Anderson, M. P., and W. W. Woessner, APPLIED GROUNDWATER MODELING, Academic Press, 1992.
- Bradbury, K.R., M.A. Muldoon, Hydraulic conductivity determinations in unlithified glacial and fluvial materials. In: D.M. Nielsen and A.I. Johnson (eds.) Ground Water and Vadose Zone Monitoring. ASTM STP 1053, pp 138 – 151, 1990.
- Bredehoeft, J.D., C.E. Neuzil, P.C.D. Milly, Regional flow in the Dakota Aquifer: A study of the role of confining layers. U.S. Geological Survey Water –Supply. Paper 2237, 45 p., 1983.
- Carrera, J., S. P. Neuman, Estimation of aquifer parameters under transient and steady state conditions: 1. Maximum likelihood method incorporating prior information, Water Resources Research, 22(2), pp. 199-210, 1986^a.
- Carrera, J., S. P. Neuman, Estimation of aquifer parameters under transient and steady state conditions: 2. Uniqueness, Stability, and Solution Algorithms, Water Resources Research, 22(2), pp. 211-227, 1986b.
- Chang, W-H, W. Kinselbach, Processing MODFLOW: A simulation system for modeling groundwater flow and pollution, 1998.
- De Marsily, G., QUANTITATIVE HYDROGEOLOGY, Academic Press, 1981.
- Doherty, J., PEST: Model-independent parameter estimation, Watermark Computing, Australia, 1994.
- Franke, O. L., T. E. Reilly, G. D. Bennett, Definition of Boundary and Initial Conditions in the Analysis of Saturated Ground-Water Flow Systems, Chapter B5, Techniques of Water-Resources Investigations of the United States Geological Survey, 1987.
- Freyberg, D.L. An exercise in groundwater model calibration and prediction, Ground Water 26(3), pp. 350-360, 1988.
- Herzog, B. L., W. J. Morse, A comparison of laboratory and field determined values of hydraulic conductivity at a waste disposal site. Proceedings of the Seventh Annual Madison Waste Conference, Dept. of Engineering Professional Development, Univ. Of Wisconsin-Madison, Madison, WI. pp. 30-52, 1984.
- Hill, M.C., A computer program (MODFLOWP) for estimating parameters of a transient, three-dimensional, ground-water flow model using nonlinear regression: U.S. Geological Survey Open-File Report 91-484, 1992.

- Hill, M.C., R.L. Cooley, D.W. Pollock, A controlled experiment in ground water flow model calibration using nonlinear regression: *Ground Water*, 36(3), pp. 520-535, 1998.
- Keller, C.K., G. Van Der Kamp, J.A.Cherry, Fracture permeability and groundwater flow in clayey till near Saskatoon, Saskatchewan. *Canadian Geotechnical Journal*, V.23, pp 229 –240, 1986.
- Konikow, L.F, J.D. Bredehoeft, Ground-water models cannot be validated, *Advances in Water Resources*, Vol.15, pp. 75-83, 1992.
- McDonald, M.G., A.W. Harbaugh, A modular three-dimensional finite-difference ground-water flow model: U.S. Geological Survey Techniques of Water-Resources Investigations, 06-A1, 576 p., 1988.
- Neuman, S.P., Role of Geostatistics in Subsurface Hydrology, D. Reidel Pub. Comp., 1984.
- Poeter, E. P., M.C. Hill, Inverse models: A necessary next step in groundwater modeling, *Ground Water*, 35(2), pp. 250-260, 1997.
- Poeter, E.P., M.C. Hill, Documentation of UCODE: A Computer Code for Universal Inverse Modeling, U.S. Geological Survey Water-Resources Investigations Report 98-4080, 1998.
- Rovey II, C. W., D. S. Cherkauer, Scale dependency of hydraulic conductivity measurements, *Ground Water*, 33(5), pp. 769-779, 1995.
- Rushton, K.R., Modeling groundwater systems, 1978.
- Sauter, M., Assessment of hydraulic conductivity in karst aquifers at local and regional scale. Proceedings of the Third Conference on Hydrogeology, Ecology, Monitoring and Management of Groundwater in Karst Terranes. National Groundwater Assoc., pp. 39-56, 1991.
- Yeh, W.W.-G., Review of parameter identification procedures in ground-water hydrology: *Water Resources Research*, 22(2), pp. 95-108, 1986.



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

CURSOS ABIERTOS

XIV CURSO INTERNACIONAL SOBRE CONTAMINACIÓN DE SUELOS Y ACUÍFEROS

MODULO III CA 114

MÓDELOS MATEMÁTICOS EN GEOHIDROLOGÍA Y CONTAMINACIÓN DE ACUÍFEROS

TEMA

VISUAL MODFLOW

**EXPOSITOR: M. C. LUIS E. LESSER CARRILLO
PALACIO DE MINERIA
OCTUBRE DE 2002**

El siguiente ejercicio tiene como objetivo familiarizar al estudiante con el paquete Visual Modflow, la version que se utilizará será la 2.8.1. Una vez que se haya familiarizado con este software, se estudiarán los pasos para crear un modelo matemático, a partir del modelo conceptual de un acuífero. Finalmente se estudiarán cuestiones prácticas y se revisarán diferente problemas que surgen al crear un modelo.

El ejercicio para familiarizarse con el paquete consta de los siguientes pasos:

1. Descripción del problema
2. Creación de un nuevo modelo
3. Discretización del modelo

1. DESCRIPCION DEL PROBLEMA

Este ejemplo está basado en el flujo del agua subterránea en un sistema formado por un acuífero libre en la porción superior, un acuitardo en la porción media, y un acuífero confinado en la porción inferior, como se muestra en la figura 1.

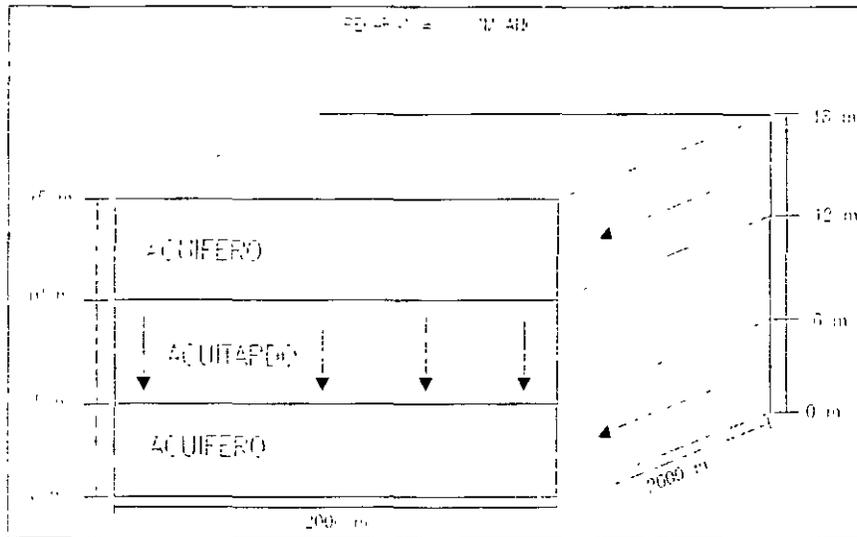


Figura 1. Dimensiones del acuífero

Notas:

- Este ejemplo está tomado del manual de Visual Modflow por Waterloo Hydrogeologic Inc.
- El símbolo  significa enter.
- El símbolo  significa presionar el botón izquierdo del mouse (1 click).
- El símbolo  significa dar doble click en el botón izquierdo del mouse.
- El símbolo  significa presionar el botón *derecho* del mouse.

2. CREACION DE UN NUEVO MODELO

☞☞ en el ícono de VMODFLOW

Esto nos lleva a la pantalla de Visual Modflow

Esta pantalla se puede maximizar mediante ☞ en el recuadro derecho superior

☞ File

☞ New

Aparecerá una ventana preguntando por el nombre del nuevo modelo.

Teclear el nombre del nuevo modelo:

VMEJEM ↵

(Visual Modflow asigna automáticamente la terminación .vmf)

Aparecerá una ventana para escoger las unidades deseadas, importar un plano base y hacer una primera discretización del modelo (figura 2).

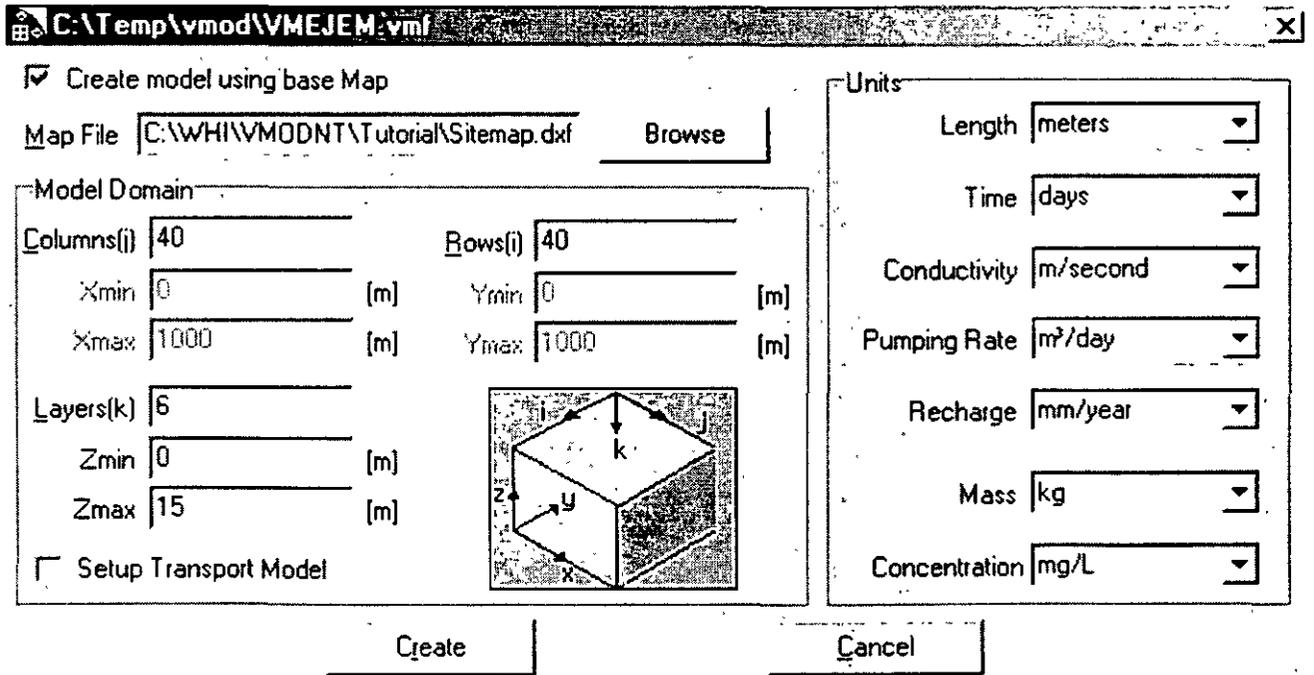


Figura 2. Ventana de creación de modelo

☞ en el recuadro *Create model using base map*

☞ en el ícono de *Browse*

Seleccionar el archivo *Sitemap.dxf*, dentro del directorio *Tutorial*, (estará dentro del directorio donde se haya grabado el visual modflow).

Tecleé los valores que aparecen en la figura 2, y asegúrese de que las unidades tiene seleccionadas las unidades correctas.

☞ en *Create*

3. DISCRETIZACION DEL MODELO

La siguiente ventana permitirá modificár la discretización del modelo (Figura 3).

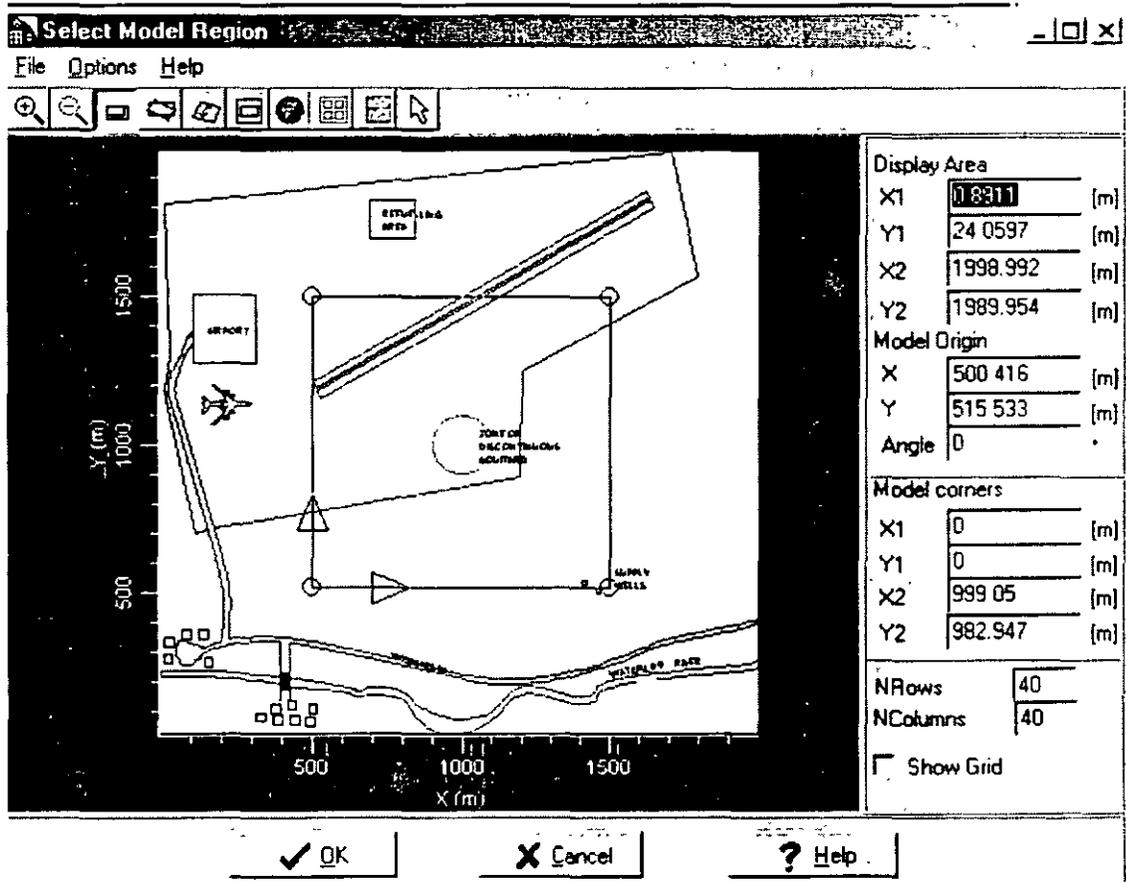


Figura 3. Ventana de discretización del modelo

Esta ventana muestra el plano base importado con formato *dxf*. En la figura se aprecia en la porción superior izquierda un aeropuerto, al sur un río y al norte una zona de tanques de combustible. Al centro existe un antiguo pozo que nunca fue sellado y comunica a los acuíferos superior e inferior. Finalmente existen pozos de abastecimiento (*supply wells*) que están además únicamente en el acuífero inferior. Vmodflow lee automáticamente las coordenadas máximas y mínimas del mapa *dxf*, de esta manera se puede apreciar que el área de interés mide aproximadamente 2000 x 2000 metros. El propósito de este modelo es el de determinar si existe el peligro de contaminar los pozos de abastecimiento a partir de un derrame en los tanques de combustibles.

El recuadro con 4 círculos en las esquinas representa el área que se va a modelar. Para ampliar el área que se va a modelar se  en cualquiera de los círculos de las esquinas y *sin depresionar el mouse*, se mueve el recuadro hasta abarcar el área deseada y se suelta el botón del mouse.

Vmodflow permite la rotación de la malla de discretización. Esto puede ser utilizado cuando existe un flujo preferencial del agua subterránea en dirección distinta a los ejes principales utilizados en el plano base (estos casos se verán más adelante en el curso). Para hacer esto:

 Options

 Rotate

 en cualquiera de los triángulos que aparecen en las esquinas del recuadro y *sin depresionar el mouse*, se rota el recuadro hasta abarcarlo en la dirección deseada y se suelta el botón del mouse.

Cambie el tamaño y la dirección de la malla de discretización como se muestra en la figura 4 (en la porción inferior derecha se puede seleccionar *Show grid* para ver la malla de discretización, y para volver a cambiar el tamaño:  Options y  Rotate).

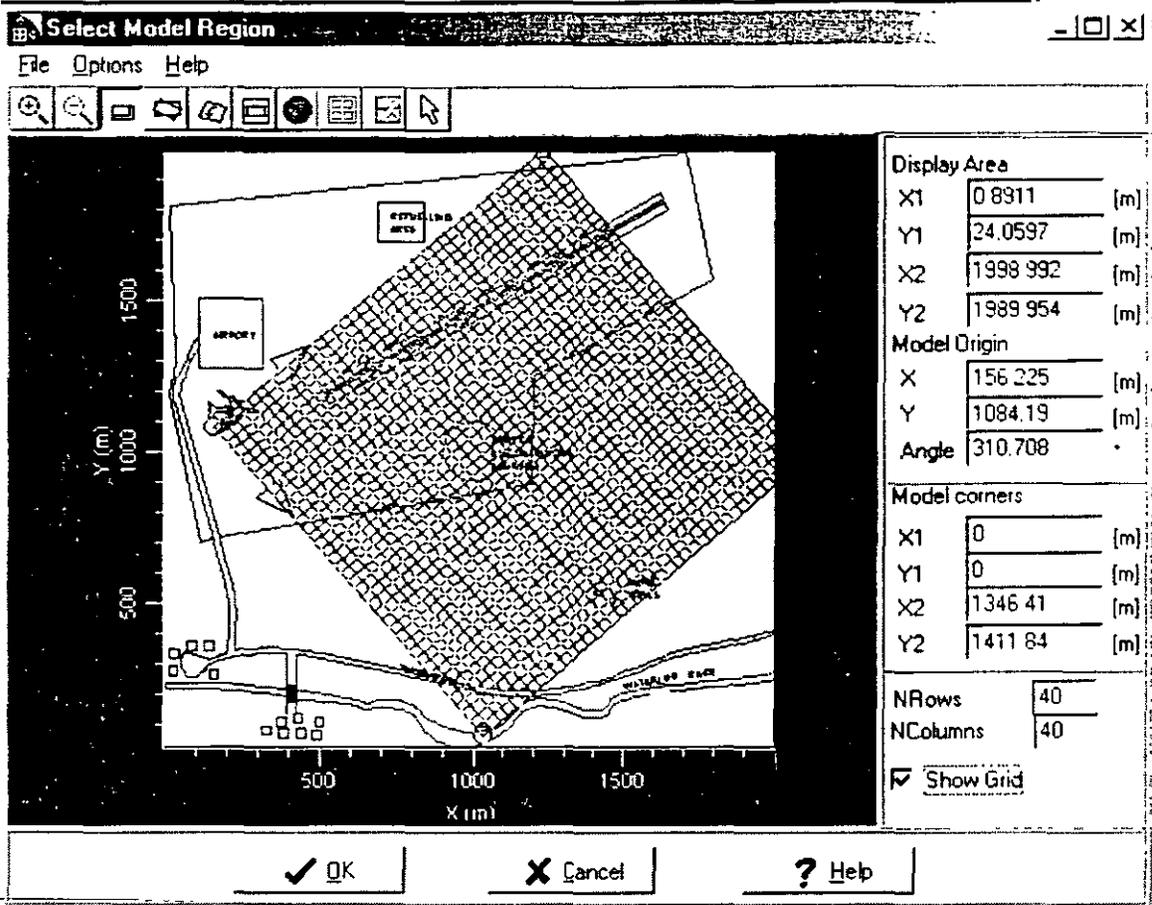


Figura 4. Manipulación de la malla de discretización

Esto muestra que la discretización de la malla es independiente del dibujo base que se utilice para crear el modelo. En este ejercicio deseamos que la discretización sea conforme al dibujo base, así que en las coordenadas de la porción derecha con la información de la siguiente figura (5) y  en OK.

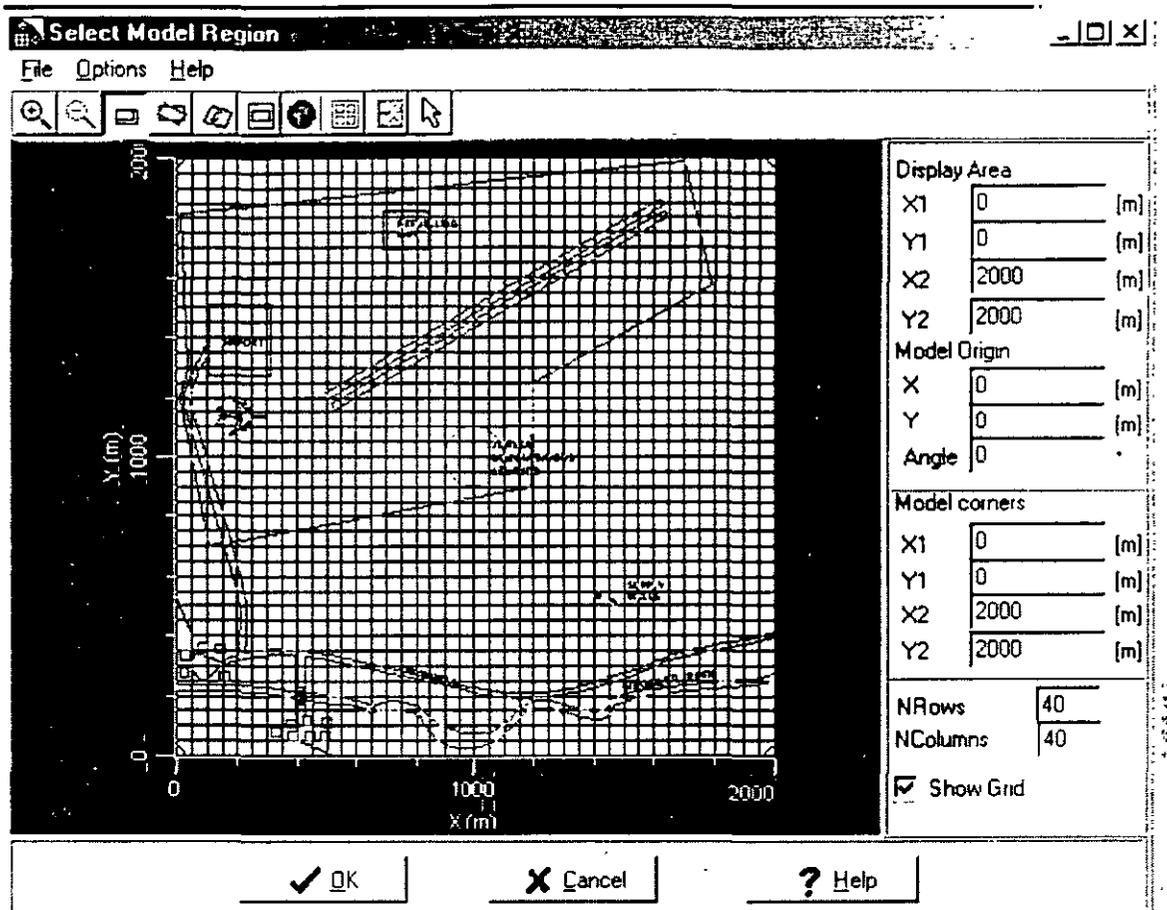


Figura 5. Malla de discretización

4. REFINAMIENTO DE LA MALLA

Aquí entra al menú de entrada de datos. Dentro de esta pantalla refinaremos la malla, agregaremos las propiedades y geometría del acuífero, estableceremos las fronteras y agregaremos pozos.

Es necesario refinar la malla alrededor de los pozos de abastecimiento de agua (*supply wells*) y de la perforación abandonada (*abandoned borehole*). El tamaño de la celda representa el tamaño “matemático” del pozo en el modelo, por lo tanto una malla mas

discretizada simulará el pozo de una manera mas realista. Además del tamaño del pozo, si existe abatimiento alrededor del pozo, una discretización mayor producirá cambios de pendientes (gradientes) menos abruptos, del nivel estático en zonas de abatimiento.

Del menú izquierdo:

☞ Edit grid

☞ Edit columns

☞ Add

Haciendo esto se puede definir los lugares exactos para definir la discretización de la malla. Al mover el mouse al plano aparecerá una línea vertical, agregue la discretización como se ve en la figura 6. Despues en ☞ close.

Para ayudar en esto puede usarse el zoom, del menú inferior:

☞ F-5 Zoom in (o presionar la tecla F5)

☞ en una esquina de la zona en que se deseé ver en detalle, y ☞ en la para cerrar el rectangulo.

Para ver nuevamente todo el modelo ☞ F-6 Zoom out del menú inferior (o presionar la tecla F6)

Para refinar los renglones, del menú izquierdo:

☞ Edit grid

☞ Edit rows

☞ Add

De esta manera refine la malla como se ve en la figura 6.

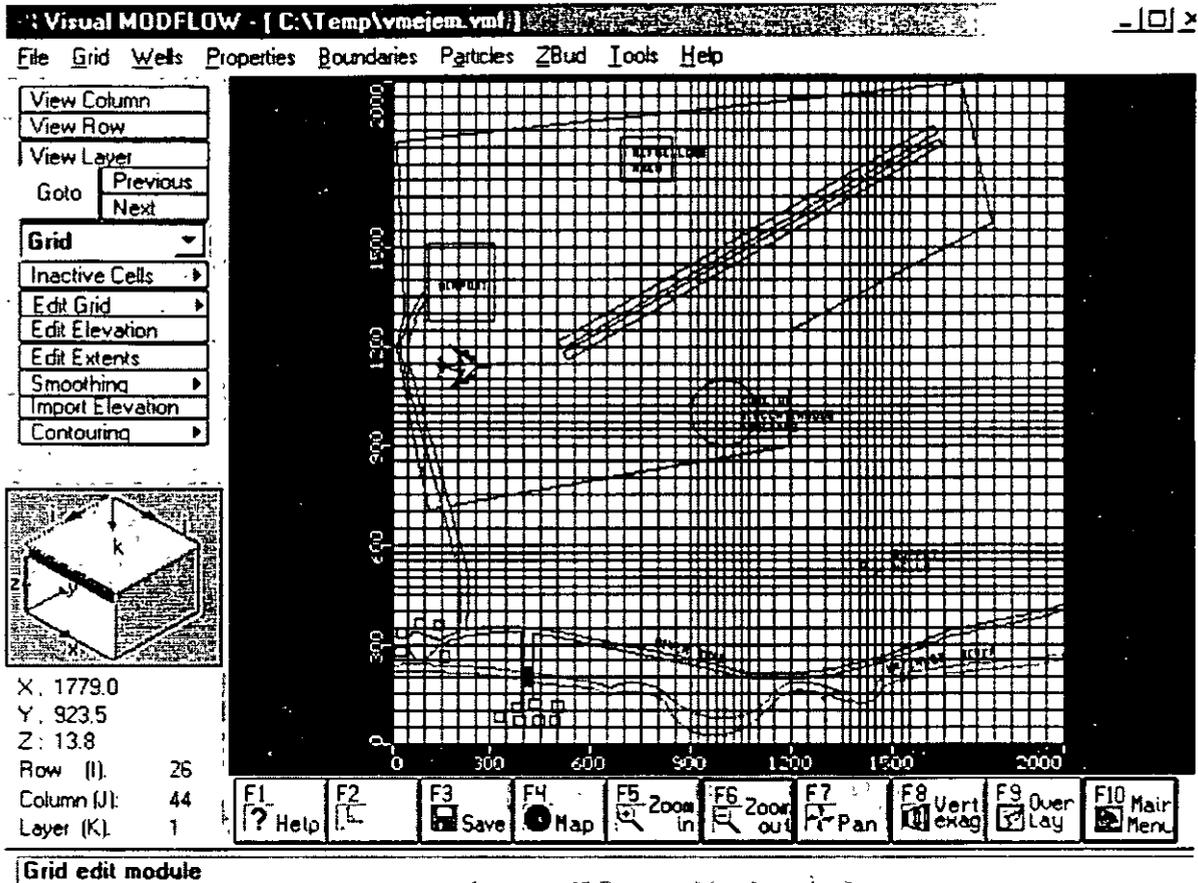


Figura 6. Refinamiento de la malla de discretización

5. PARA IMPORTAR UNA SUPERFICIE

Del menú izquierdo, View column

Mover el mouse a la malla y en cualquier columna.

Para poder ver el modelo en esta escala hay que utilizar una exageración vertical, para esto:

F8- Vert Exag (o presionar la tecla F8)

Teclé 50 y en OK

Del menú izquierdo, Import elevation

Aparecerá una ventana como la de la figura 7.

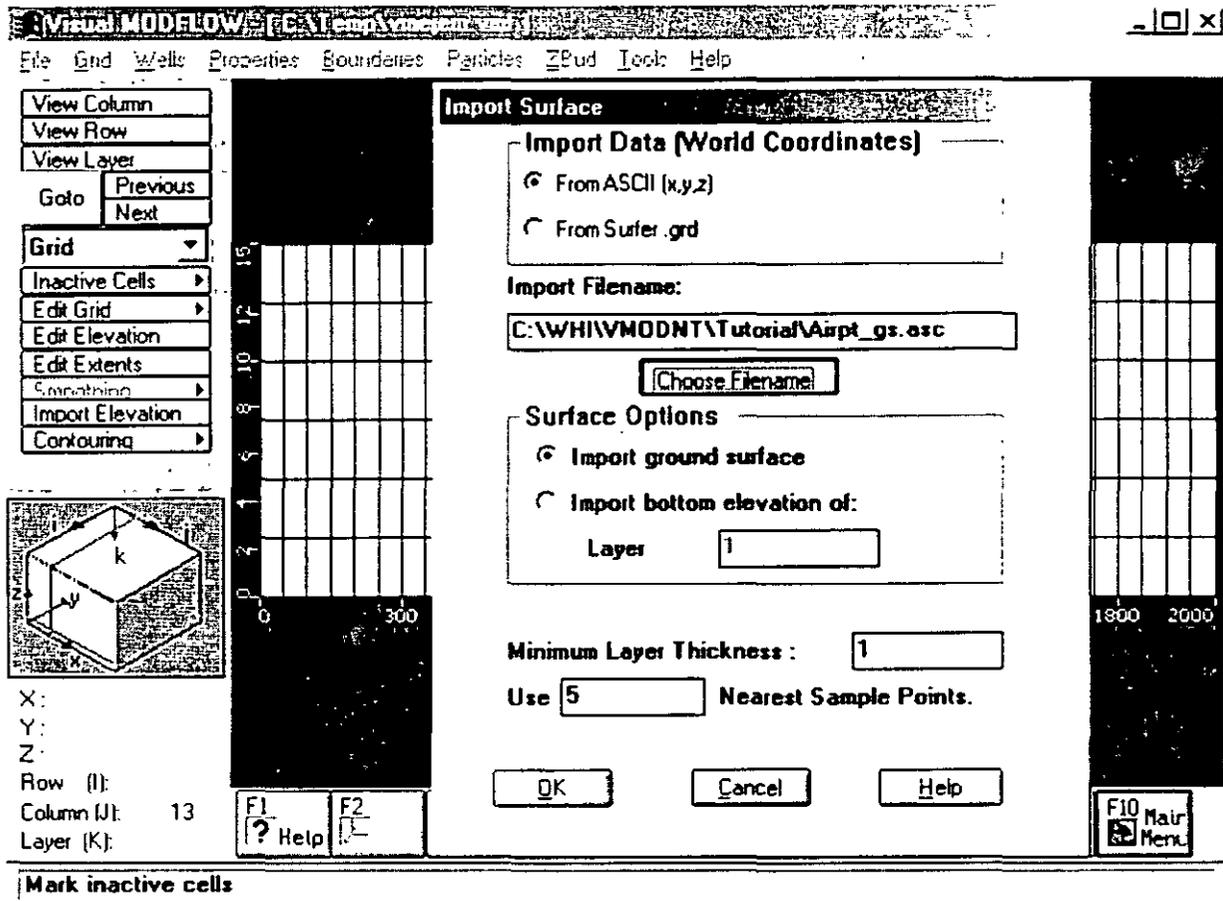


Figura 7. Menú para importar elevaciones

☞ en Choose filename

En el directorio de *tutorial* dentro del directorio de Vmodflow, existen algunos archivos con terminación *.asc*.

☞ *airpt_gs.asc*

☞ OK

asegúrese de que la opción *import ground surface* está seleccionada

☞ OK

Esto importará una superficie con una pendiente que va aproximadamente de 18 metros al norte hasta 16 metros al sur (figura 8).

Ahora para importar la base de las 3 capas geohidrológicas:

- ☞ Import elevation
 - ☞ en Choose filename
 - ☞ *airpt_b1.asc*
 - ☞ OK
 - ☞ import bottom elevation of layer
- tecleé **2**
- ☞ OK

Repita el mismo procedimiento con los archivos *airpt_b2.asc* y *airpt_b3.asc*, importandolas como base de las capas 4 y 6 respectivamente.

Ahora es necesario corregir las divisiones “matemáticas” que hicimos a estas capas.

Del menú izquierdo, ☞ Edit grid

- ☞ Edit layers
- ☞ Delete

borre las 3 divisiones de las capas que no fueron modificadas anteriormente dando un ☞ en ellas.

☞ Add

agregue nuevamente las divisiones que borró. Es decir, divida a la mitad las 3 capas que se ven. De esta manera Vmodflow hace una interpolación de las elevaciones de la base y superficie de cada capa. Al final debe de observarse una distribución parecida a la de la figura 8.

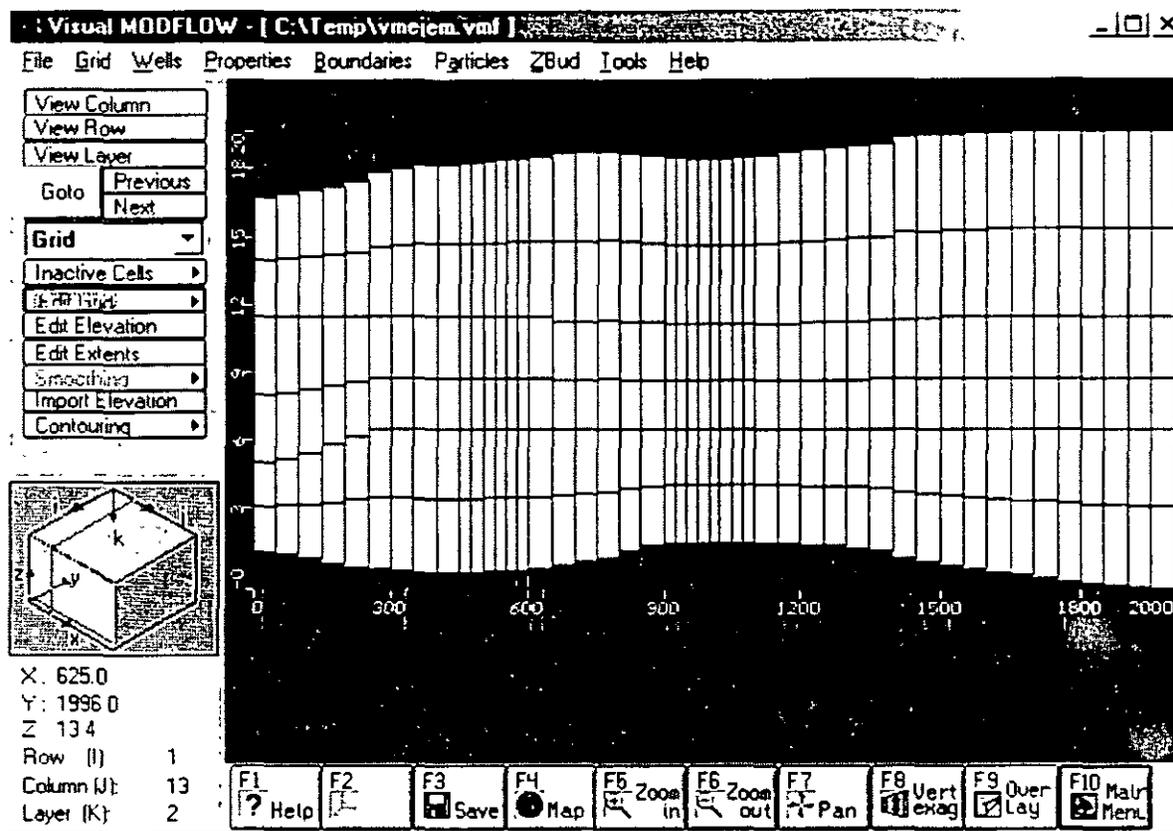


Figura 8. Superficie topográfica importada

6. ASIGNACION DE LOS VALORES DE CONDUCTIVIDAD HIDRAULICA, ALMACENAMIENTO Y RECARGA

☒ View layer

Seleccionar la capa superior y ☒. Esto deberá de crear una vista aérea del lugar.

Hay que asegurarse de estar viendo la capa superior (capa 1). Esto se puede ver en el cubo que se encuentra en la parte inferior izquierda.

☒ Properties (en el menú superior)

☒ Conductivity

En este momento el modelo preguntará si se desea salvar la información de la malla.

☞ en Yes

A continuación una ventana pide los valores que se asignarán como default a todas las celdas. Después se podrán modificar los valores a cada celda (cubo).

Conductividad hidráulica en X (Kx) en m/s: **2e-4** ☞

Conductividad hidráulica en Y (Ky) en m/s: (tomará automáticamente **2e-4**)

Conductividad hidráulica en Z (Kz) en m/s: **2e-4** ☞

Coefficiente de almacenamiento(Ss) en 1/m: **1e-4** ☞

Rendimiento específico (Sy): **0.2** ☞

Porosidad efectiva: **0.35** ☞

Porosidad total: **0.35** ☞

☞ OK

Ahora se asignará el valor de conductividad hidráulica del acuitardo (capas 3 y 4).

☞ Go to (en el menú de la izquierda)

Aparecerá una ventana, escribir:

3 ☞

☞ OK

Del menú izquierdo, ☞ Assign y ☞ Window

Mover el mouse a la celda de la esquina superior izquierda y ☞ en el centro de la celda.

Después mover el mouse a la esquina inferior derecha y ☞ en el centro de la celda. Esto creará una ventana que cubrirá toda la capa. Aparecerá una ventana para asignar la conductividad.

☞ New

Toda la malla cambiará a color azul. Asignar los valores de conductividad hidráulica del acuitardo:

Kx (m/s) = **1e-10** ☞

(El valor de Ky será asignado automáticamente)

Kz (m/s) = **1e-10** ☞

☞ OK

Esto asigna la baja conductividad hidraulica tan solo a la capa 3, sin embargo, el acuitardo es representado por las capas 3 y 4. Por lo tanto es necesario copiar esta propiedad a la capa 4.

Del menú izquierdo  Copy

 Layer

Aparecerá una venatana, escoger:

 Copy all properties (seleccionando el recuadro)

 Layer 4

 OK

Ahora se asignarán los valores de almacenamiento al acuitardo.

Del menú superior  Properties

 Storage

Del menú izquierdo  Assign  window

Mover el mouse a la celda de la esquina superior izquierda y  en el centro de la celda.

Después mover el mouse a la esquina inferior derecha y  en el centro de la celda. Esto creará una ventana que cubrirá toda la capa. Aparecerá una ventana para asignar el almacenamiento.

 New (toda la malla cambiará a color azul)

Asignar los valores de almacenamiento y porosidad:

Ss (1/m): **1e-2** 

Sy: **0.003** 

Eff. Por.: **0.65** 

Eff. Por.: **0.65** 

 OK

del menú izquierdo  Copy

 Layer

Aparecerá una ventana, escoger:

- ☞ Copy all properties (seleccionando el recuadro)
- ☞ Layer 4
- ☞ OK

Para comprobar los valores tanto de conductividad como de almacenamiento mediante ☞ en *Edit* y ☞ *Single* del menú izquierdo. Esto creará una ventana mostrando los valores de conductividad hidráulica y el almacenamiento para cada celda mediante un ☞ en la celda deseada.

Ahora se simulará el efecto de la perforación abandonada para ver el efecto en transporte.

- ☞ Properties
- ☞ Conductivities
- ☞ Go to (Dar un valor de 1 para ir a la capa 1)
- ☞ OK
- ☞ Zoom in (Del menú inferior)

Hacer una ventana cerca de la perforación abandonada (*zone of discontinuous aquitard*)

- ☞ Assign (del menú izquierdo) y ☞ single (Esto es para asignar propiedades a una sola celda)

Aparecerá una ventana de asignación (figura 9).

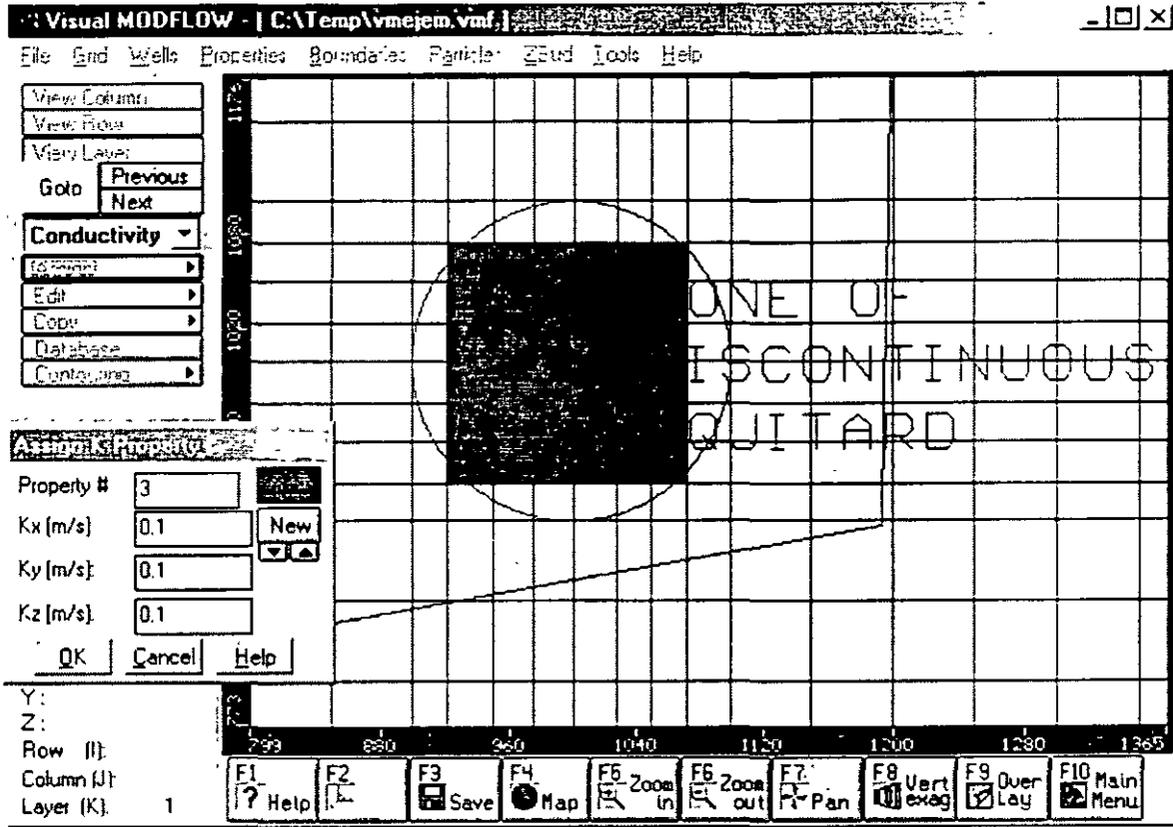


Figura 9. Asignando las propiedades a la perforación abandonada.

☞ New (Dará un color verde)

Asignar los siguientes valores:

Kx (m/s) = $1e-1$ ☞

(El valor de Ky será asignado automáticamente)

Kz (m/s) = $1e-1$ ☞

☞ En las celdas del centro de la perforación abandonada (definida por el círculo) como se muestra en la figura 9.

☞ OK

☞ Copy (del menú izquierdo) ☞ Layer

Aparecerá una ventana, en *Copy only property #*, Escribir:

3

☞ Select all

- ☞ OK
- ☞ Zoom out

Para corroborar que esta propiedad realmente se copió a todas las capas, del menú izquierdo ☞ en *previous* o *next*, esto hara que pase de una capa a la siguiente (ver el recuadro inferior izquierdo al hacer esto).

7. DELIMITACION DE LAS FRONTERAS DE FLUJO

- ☞ Boundaries
- ☞ Constant head

Aparecerá una ventana preguntando si se desea salvar la información.

- ☞ Yes
- ☞ Assign (del menú izquierdo) ☞ line

Mover el mouse a la celda de la esquina superior izquierda y ☞ en el centro de la celda. Después mover el mouse a la esquina **superior** derecha y ☞ (**utilizar botón derecho**) en el centro de la celda. Una línea horizontal de celdas cambiará a color rosa y aparecerá una ventana para asignar los valores de carga constante (figura 10). Asignar los siguientes valores:

- Code #: 1 ☞
- Stop time: 3650 ☞
- Start pt: 19 ☞
- End Pt:19
- ☞ OK

La línea rosa cambiará a color rojo indicando que la carga constante ha sido asignada.



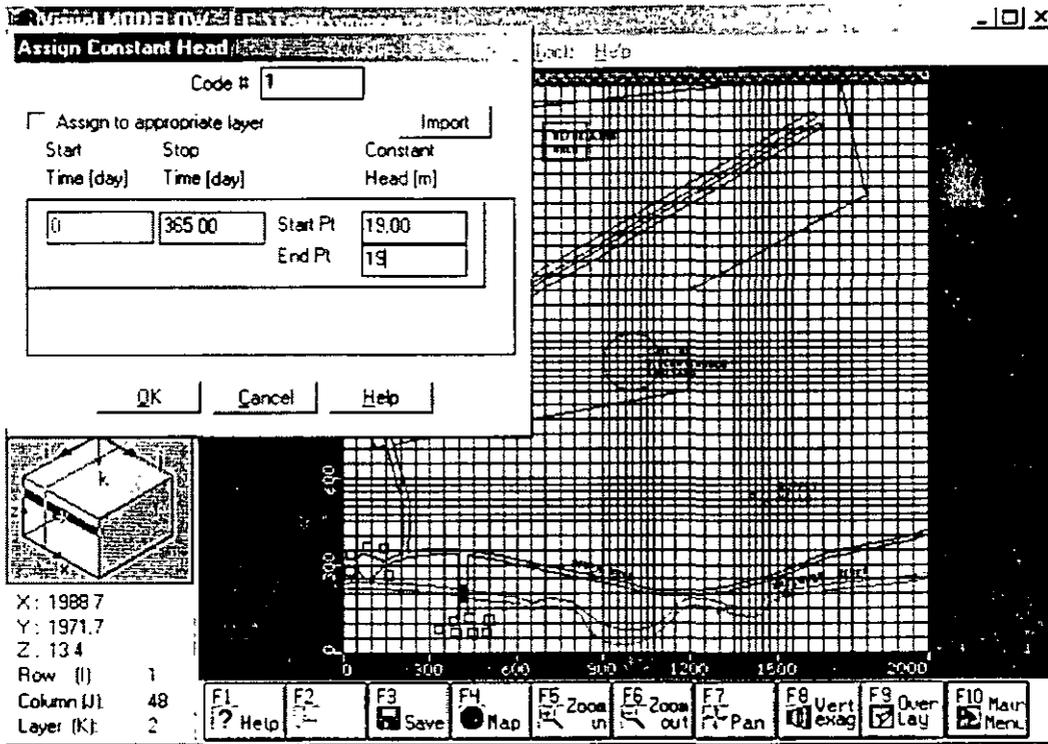


Figura 10. Menú para la asignación de la carga constante

☞ Copy (del menú izquierdo) ☞ Layer

Aparecerá la ventana para copiar propiedades. En el cuadro *Copy only Code #* ya tendrá el número 1.

☞ Layer 2

☞ OK

Ahora asignaremos los valores de carga constante del acuífero inferior.

☞ Goto (del menú izquierdo)

Escoger:

5 ↵

☞ OK

☞ Assign (del menú izquierdo) ☞ Line

Mover el mouse a la celda de la esquina superior izquierda y ☞ en el centro de la celda.

Después mover el mouse a la esquina superior derecha y ☞ (utilizar botón derecho) en

el centro de la celda. Una línea horizontal de celdas cambiará a color rosa y aparecerá una ventana para asignar los valores de carga constante. Asignar los siguientes valores:

Code #: 2 ↵
 Stop time: 3650 ↵
 Start pt: 18 ↵
 End pt: 18

↵ OK

La línea rosa cambiará a color rojo indicando que la carga constante ha sido asignada.

↵ Copy (del menú izquierdo) ↵ Layer

Aparecerá la ventana para copiar propiedades. En el cuadro COPY ONLY CODE # reemplazar el valor tecleando el número 2.

↵ Layer 6

↵ O.K.

↵ Assign (del menú izquierdo) ↵ Line

Mover el mouse a la celda de la esquina **inferior** izquierda y ↵ en el centro de la celda.

Después mover el mouse a la esquina **inferior** derecha y ↵ (**utilizar botón derecho** ↵) en el centro de la celda. Una línea horizontal de celdas cambiará a color rosa y aparecerá una ventana para asignar los valores de carga constante. Asignar los siguientes valores:

Code #: 3 ↵
 Stop time: 3650 ↵
 Start pt: 16.5 ↵
 End pt: 16.5

↵ OK

La línea rosa cambiará a color rojo indicando que la carga constante ha sido asignada.

↵ Copy (del menú izquierdo) ↵ Layer

Aparecerá la ventana para copiar propiedades. En el cuadro *Copy only code #* reemplazar el valor tecleando el número 3.

↵ Layer 6

↵ OK

Después de asignar los valores de carga constante:

↵ View column

↵ en cualquier columna para ver una sección del modelo (figura 11).

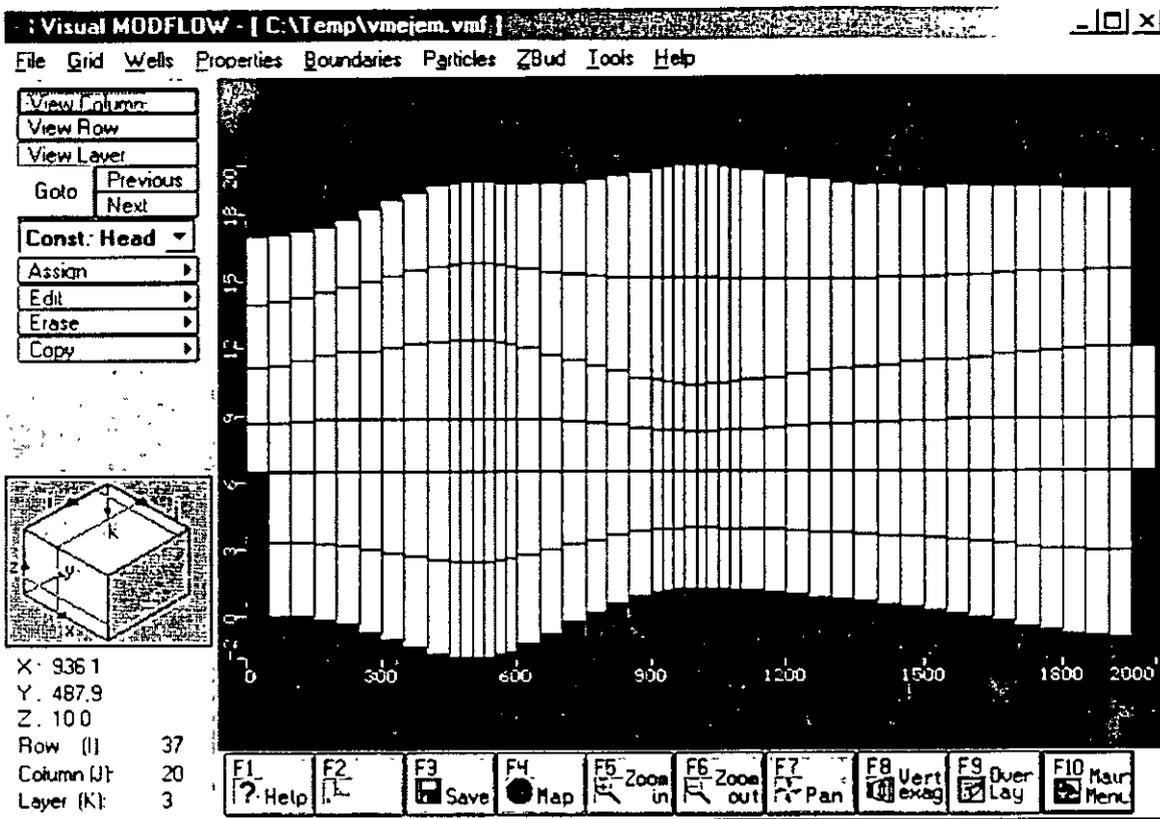


Figure 11. Fronteras de carga constante

Ahora asignaremos la frontera del río al sur de la zona.

- ☞ View layer
- ☞ en la capa superior del modelo (capa 1)
- ☞ Boundaries
- ☞ Rivers
- ☞ Assign (del menú izquierdo) ☞ Line

Utilizando el plano base como guía se hay que digitalizar el río mediante ☞ comenzando desde el margen inferior izquierdo y tratando de seguir su contorno. Cuando se ha llegado al final (al margen inferior derecho) hay que ☞ (utilizar botón derecho ☞). Aparecerá una ventana para pedir la información del río (figura 12).

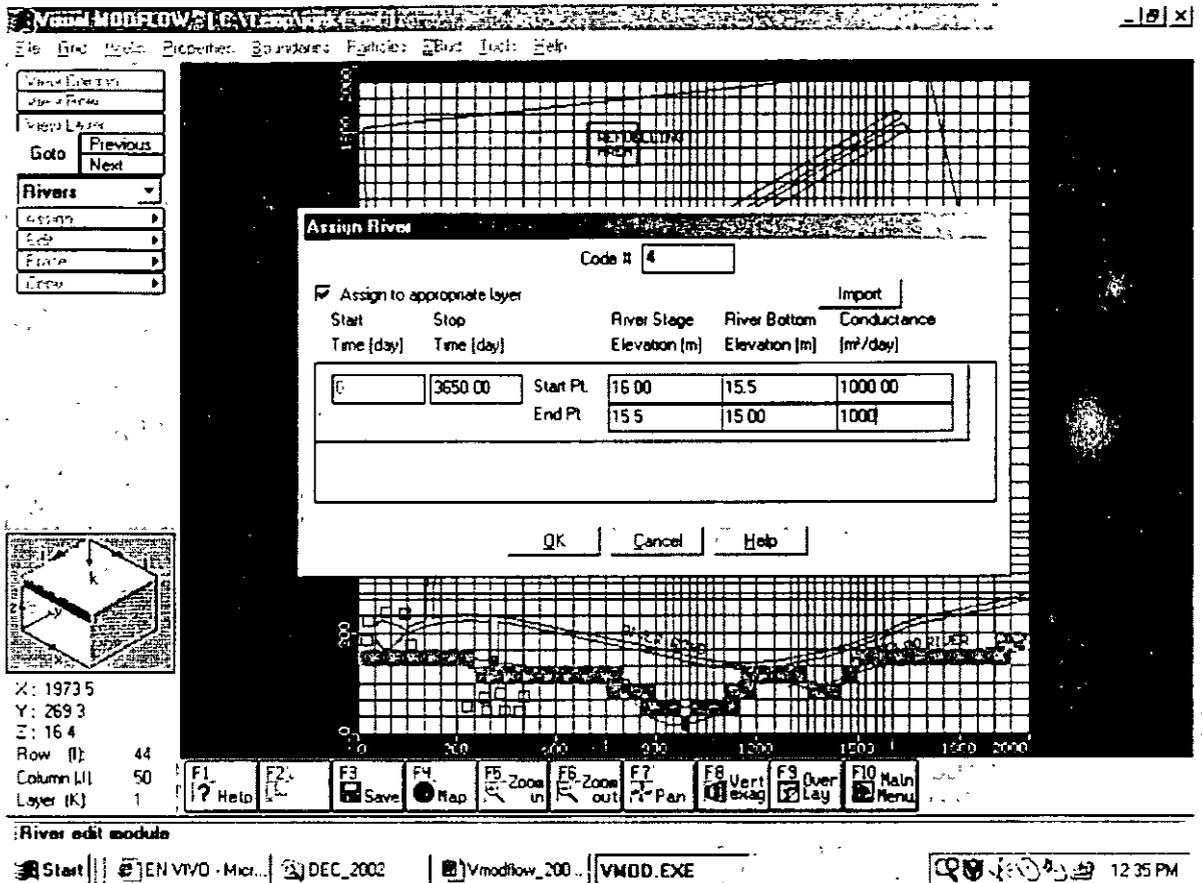


Figura 12. Ventana de información del río.

Asignar los siguientes valores:

- Code # : 4 ↵
- Stop time: 3650 ↵
- Start Point / River Stage: 16.0 ↵
- Start Point / River Bottom: 15.5 ↵
- Start Point / Conductance: 1000 ↵
- End Point / River Stage: 15.5 ↵
- End Point / River Bottom: 15.0 ↵
- Endpoint / Conductance: 1000
- ↵ OK

Después de que el río ha sido definido, una línea azul delimitará su extensión.

Ahora se le dará a la capa superior la recarga.

- Boundaries
- Recharge
- Yes (Para salvar la información de las fronteras)

Aparecerá una ventana para asignar el valor de recarga por default. Escribir:

Start Time: 3650 ↵

Recharge: 100

- O.K.

Visual Modflow asigna automáticamente la recarga a la capa superior del modelo.

8. ASIGNACION DE PARTICULAS

Ahora asignaremos algunas partículas que emanen de la zona de tanques (*refueling area*, en la parte superior del modelo) para delimitar el area de influencia que tienen estos tanques.

Las partículas pueden ser de 2 tipos: *backward*, para delimitar el area de donde las partículas provienen; y *forward*, para delimitar el area hacia donde van las partículas.

NOTA: Esta manera de simular el movimiento de las partículas se realiza tomando en cuenta UNICAMENTE el flujo del agua subterránea. El MT3D dentro de Visual Modflow es un paquete de transporte de contaminantes mucho mas completo.

- Particles
 - Yes (Para salvar la información de recarga)
 - Zoom in y ampliar la zona de los tanques (*refueling area*)
 - Add (del menú izquierdo) Add circle
 - En el centro del area de tanques que se encuentra en la porción centro-superior de la zona. Expandir el círculo que se forma hasta que cubra el recuadro del area de tanques y .
- Aparecerá una ventana (figura 13) seleccionar:
- Forward

OK

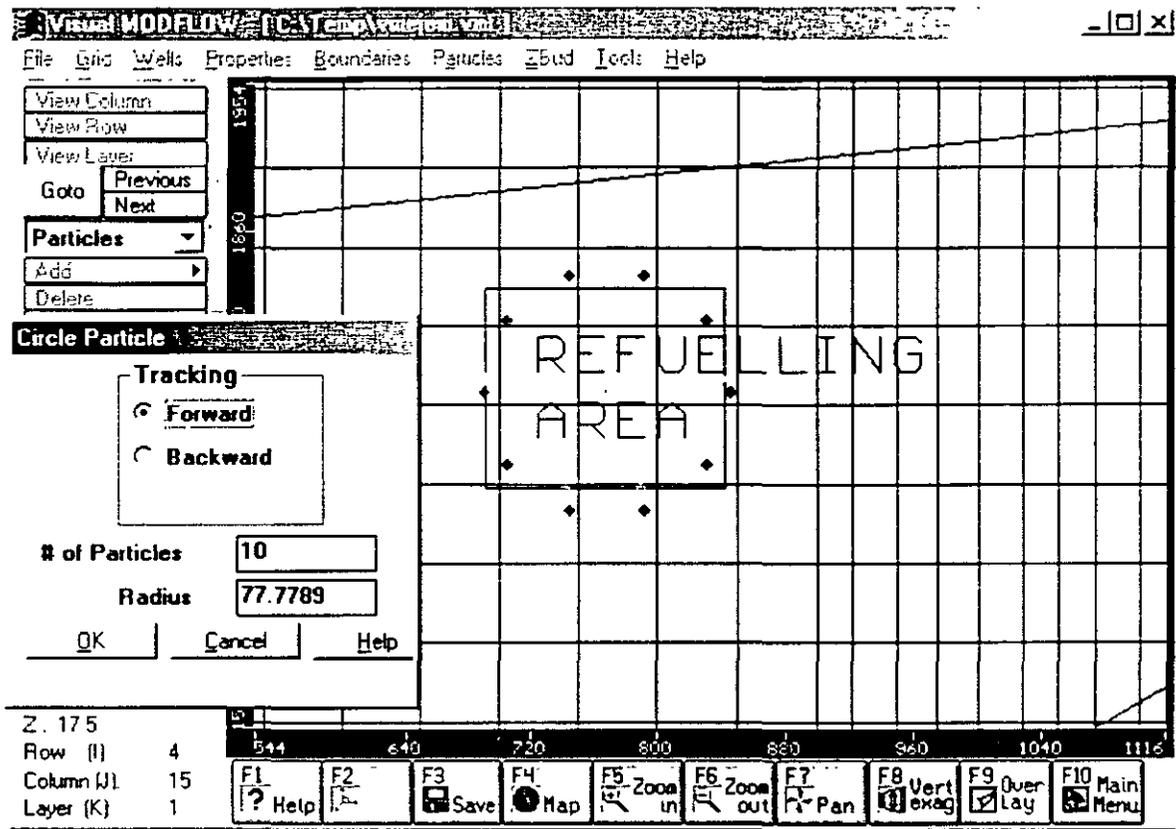


Figura 13. Agregando partículas

9. AGREGAR POZOS

Del menú superior, Wells

Pumping wells

Yes (Para salvar la información de las partículas)

Zoom out

Zoom in

cerca de los pozos de abastecimiento de agua (*supply wells*) y hacer una ventana que los abarque volviendo a para conseguir un acercamiento de la zona.

Del menú izquierdo,  Add well

Mover el cursor al centro del pozo izquierdo y  en él. Aparecerá una ventana con la información del pozo (figura 14).

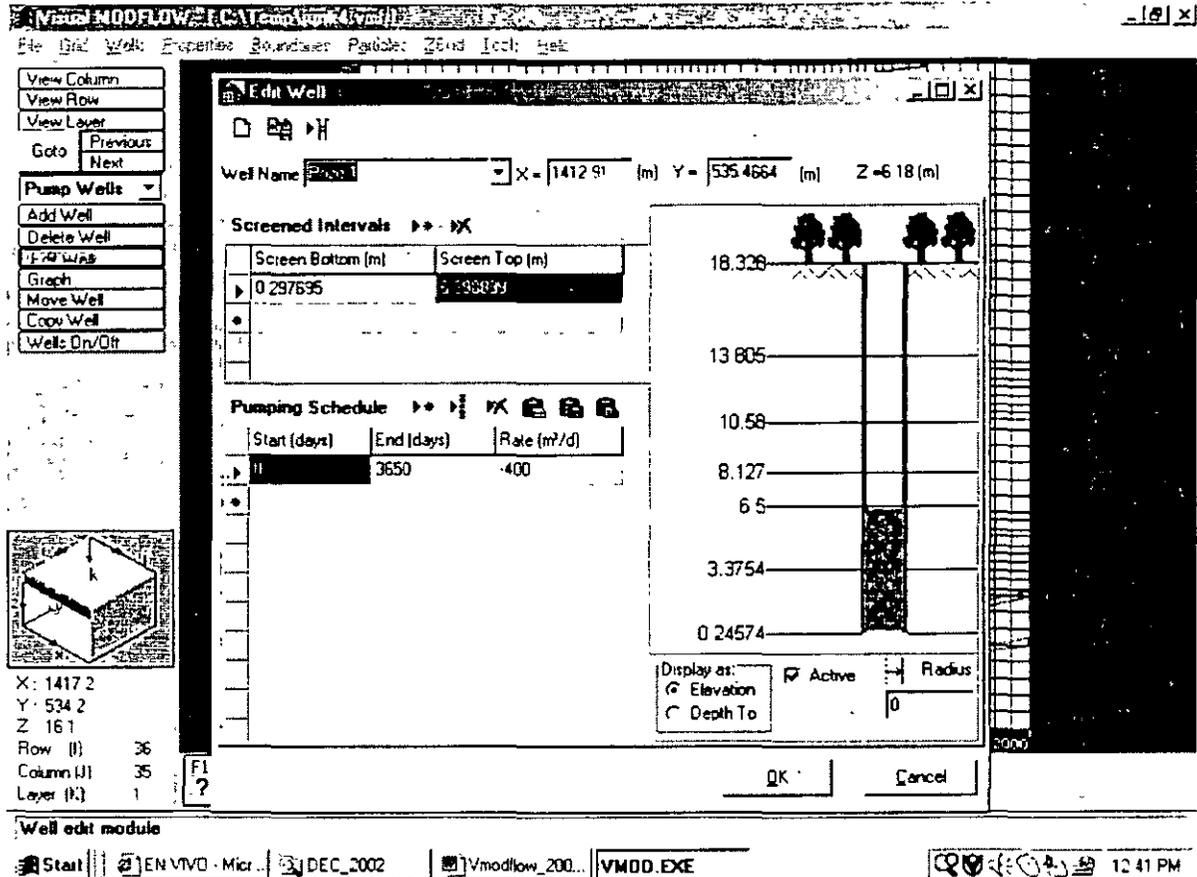


Figura 14. Información del pozo

Agregar la siguiente información:

Well Name: **POZO 1**

 debajo de *Screen top*

Estos pozos deberán estar ranurados solo en el acuífero inferior, que son los últimos 6 metros del modelo aproximadamente.  dentro del pozo a una elevación aproximada de 6 metros, y hay que mover la barra roja (o gris, según versión) sin depresionar el mouse hasta

la base del pozo, y depresionar en ese lugar. Los últimos 5 metros del pozo deben de haber cambiado a un color azul representando el intervalo ranurado.

Agregar la siguiente información de bombeo:

End: **3650**

Rate: **-400**

NOTA: El bombeo del pozo debe de ser de **negativo**. Si el pozo es de inyección el signo debe ser **positivo**.

☒ OK

☒ Copy well (del menú izquierdo)

Mover el cursor hasta que esté posicionado sobre el pozo izquierdo y ☒, después mover el cursor al pozo de la derecha y ☒ en él para copiar el pozo.

☒ Edit well (del menú izquierdo)

☒ El pozo de la derecha

Cuando aparezca el menú cambiar el nombre del pozo por **POZO 2** y cambiar el caudal a $550 \text{ m}^3/\text{d}$ (recuerde agregar el signo menos)

☒ en OK

☒ Zoom out (F6) (Del menú inferior)

☒ Main Menu (F10) (Del menú inferior)

☒ Yes (para salvar la información de los pozos)

10. PARA CORRER VISUAL MODFLOW

- ☞ Run
- ☞ Del menú superior, ☞ Run
- ☞ OK (para aceptar el estado estacionario, *steady state*)

Aparece una ventana para definir que es lo que se va a correr (figura 15).

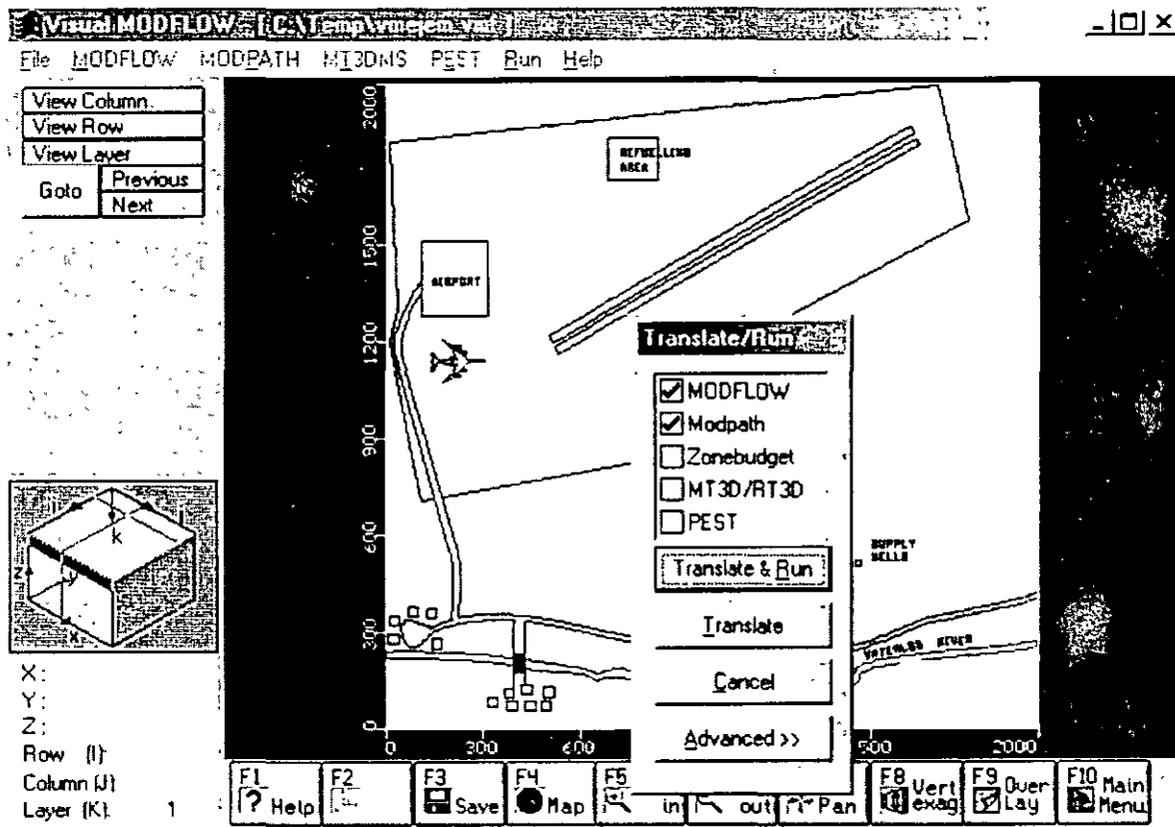


Figura 15. Corriendo el Visual Modflow

- ☞ en el recuadro de *Modflow*
- ☞ en el recuadro de *Modpath*
- ☞ Translate & Run

El modelo comenzará a correr, al termino ☞ exit

11. VISUALIZACION DE LOS RESULTADOS

☞ Output

☞ Next (del menú izquierdo) Esto nos permite ver los niveles piezométricos calculados para el acuífero superior evitando las celdas secas de la capa 1 (figura 16).

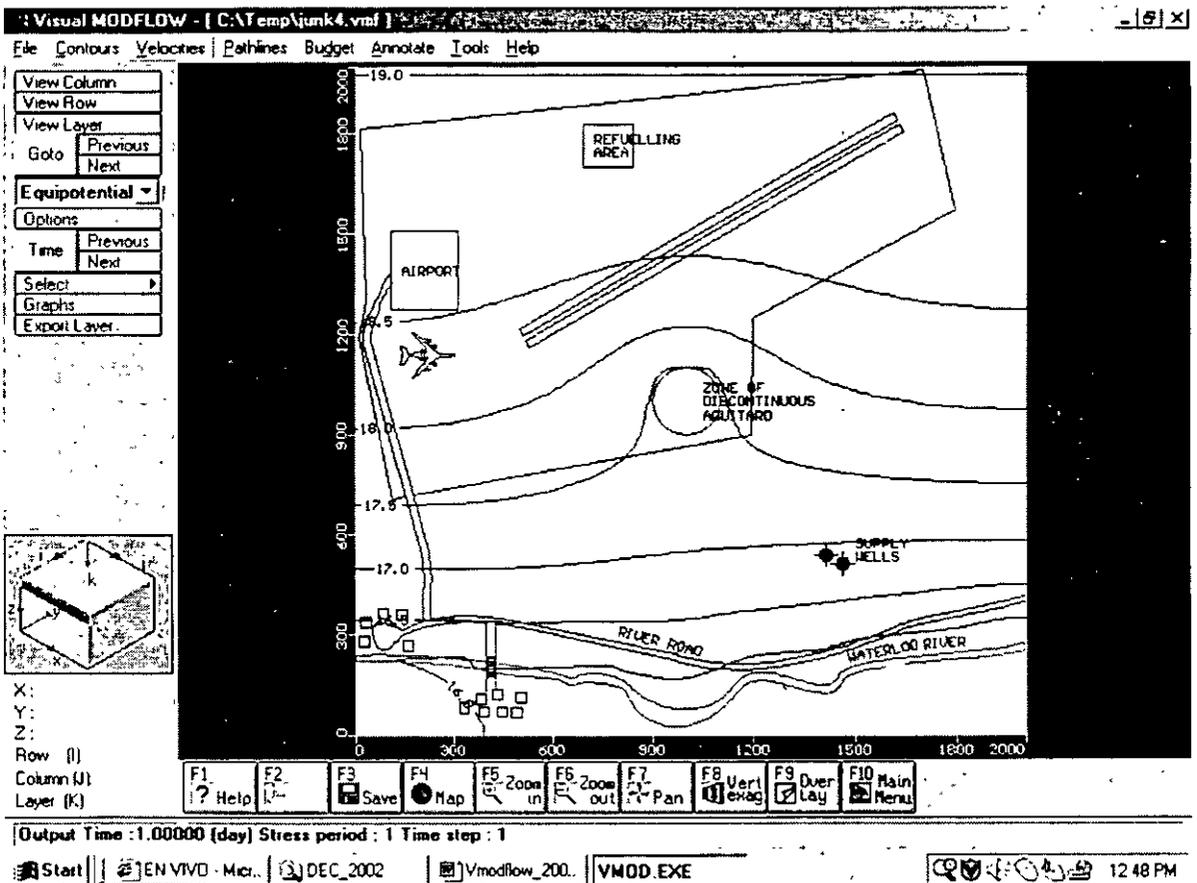


Figura 16. Niveles piezométricos

☞ Pathlines (del menú superior)

Esto nos permite ver el movimiento de las partículas (figura 17).

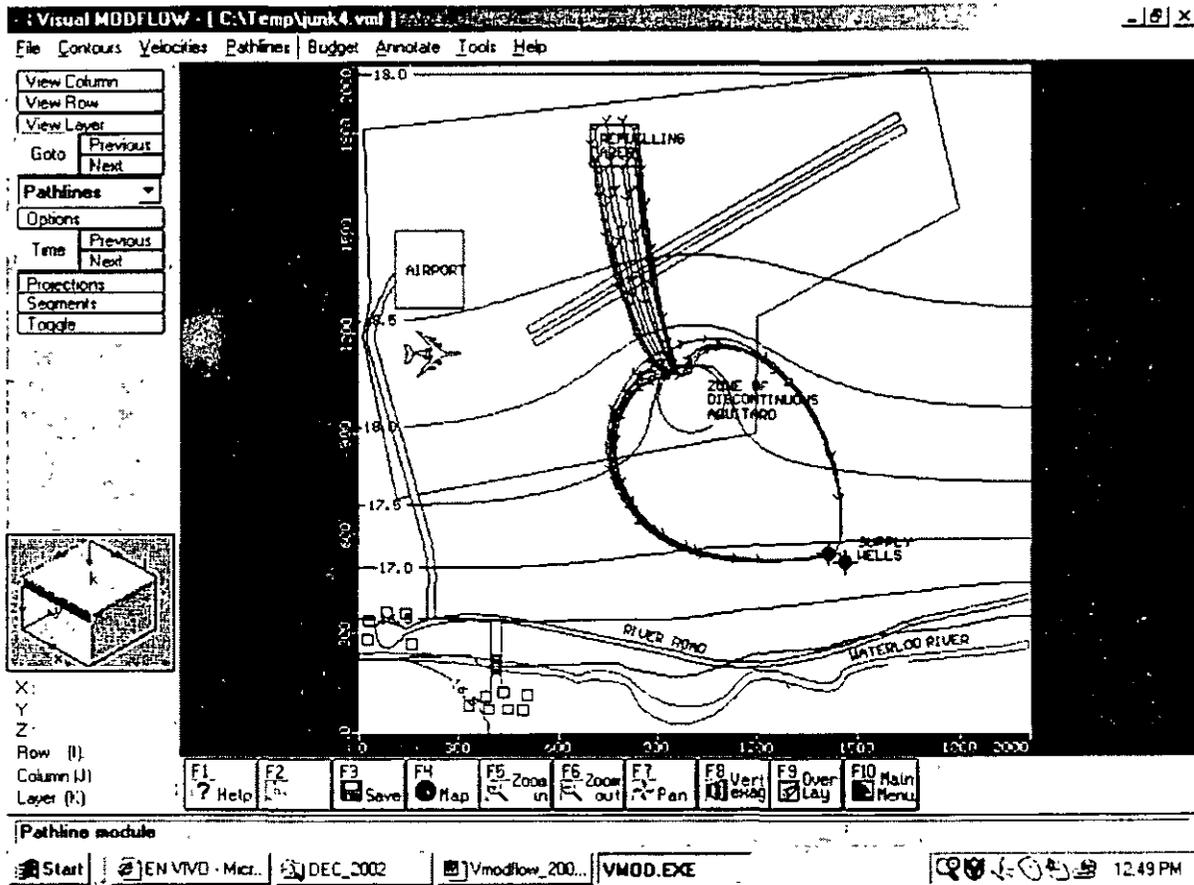


Figura 17. Movimiento de las partículas

View column

Mover el cursor hacia alguna columna cerca de la perforación abandonada y . Esto nos dará una visión de la sección del modelo (figura 18).

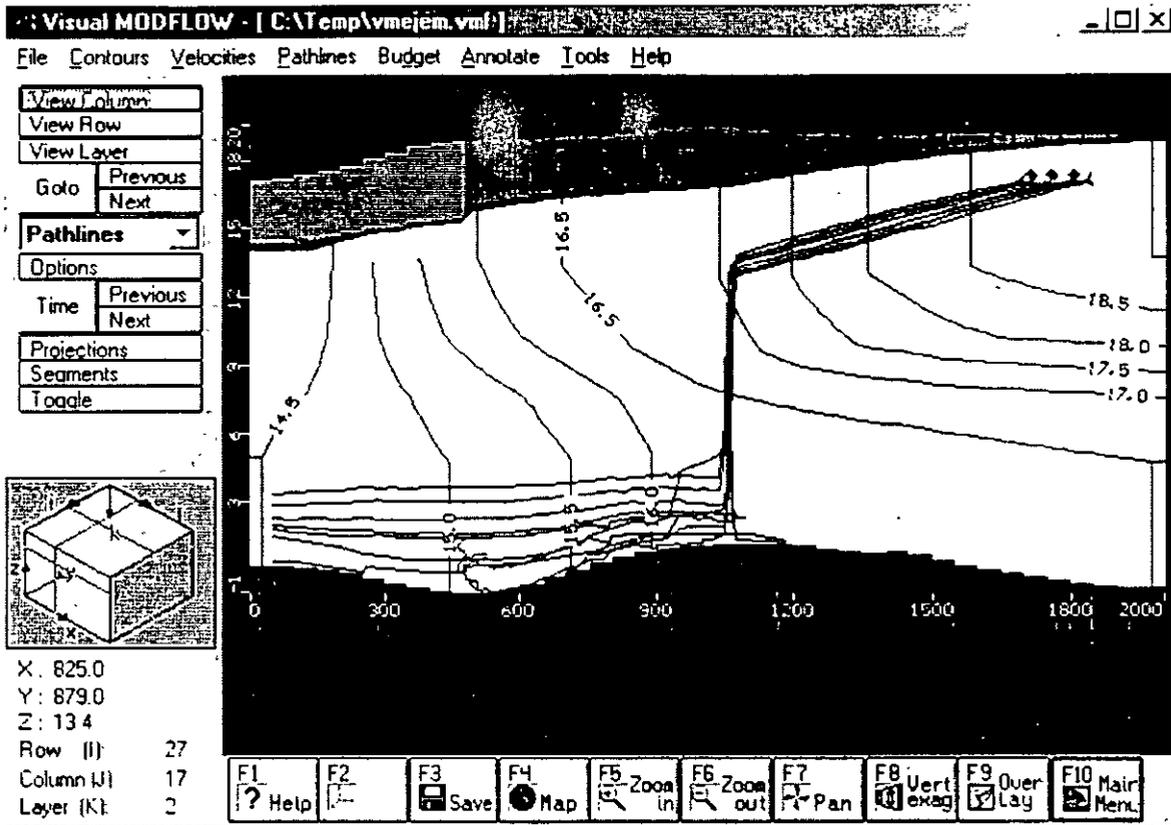


Figura 18. Movimiento de las partículas en sección

Esta figura nos muestra el movimiento de las partículas en sección.

Estos resultados muestran que la contaminación del acuífero superior puede llegar a los pozos de abastecimiento que bombean del acuífero inferior por medio de la perforación abandonada.

A manera de ejercicio y para determinar la predicción que se hubiera hecho de no haberse tomado en cuenta la perforación abandonada, cambie las conductividades hidráulicas modificadas para simular la perforación abandonada y vuelva a simular el movimiento de las partículas.

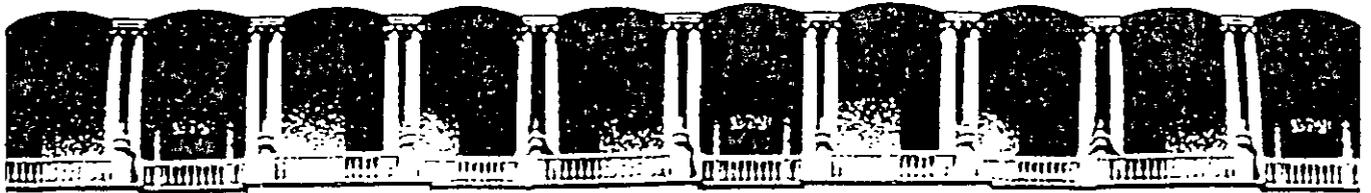
Las figuras 19 y 20 muestran el resultado si la conductividad hidráulica que simula la perforación abandonada no hubiera sido tomada en cuenta. Este resultado predeciría que la contaminación permanecería en el acuífero superior sin infiltrarse por la perforación abandonada. De esta manera se predeciría erróneamente que los pozos de abastecimiento no se contaminarían.

¿Cuál es el resultado? ¿Cuál es la interpretación?

☞ Main menu F10 (del menú inferior)

☞ File

☞ Exit



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

CURSOS ABIERTOS

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

**MODULO III
CA 114**

**MÓDELOS MATEMÁTICOS EN
GEOHIDROLOGÍA Y CONTAMINACIÓN DE
ACUÍFEROS**

TEMA

**MANUAL PARA UTILIZACIÓN DEL VISUAL MODFLOW
(ANEXO)**

**EXPOSITOR: M. C. LUIS E. LESSER CARRILLO
PALACIO DE MINERIA
OCTUBRE DE 2002**



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

Visual Modflow

M. en C. Luis Ernesto Lesser Carrillo

**Curso Internacional de Contaminacion de Acuíferos
Modulo III Modelos Matemáticos en Geohidrología y Contaminación de Acuíferos**

Pasos Para Crear un Modelo

- 1) Definir objetivos / seleccionar modelo
- 2) Recolectar Datos
- 3) Discretizar el modelo
- 4) Definir fronteras / agregar pozos
- 5) Calibración
- 6) Predicción / incertidumbre

Definir Objetivos

- ¿Cual es el propósito del Modelo?
- La formación del modelo depende de la finalidad del proyecto

Abastecimiento de agua (Flujo de agua regional) vs. Sistema de remediación (Flujo de agua local)

- Se debe de tener cuidado al utilizar modelos anteriores
- Determinar cual fue el propósito del modelo y estudiar su posible aplicación.

Seleccionar Modelo

- ¿Cual es el propósito del Modelo?
- ¿Cual es la información disponible?

Es importante recordar que: $\begin{matrix} \text{Entrada} \\ \text{Basura} \end{matrix} \leftrightarrow \begin{matrix} \text{Salida} \\ \text{Basura} \end{matrix}$

Modelos Matemáticos

- Modelos Analíticos - tienen solución exacta

Ejem: Ley de Darcy $Q = -K \frac{dh}{dl} A$

- Modelos Numéricos - no tienen solución exacta

Ejem: Ecuación de Laplace $\frac{\partial^2 h}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 h}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 h}{\partial z^2} = 0$

Modelos Analíticos

Ventajas:

- Sencillos y fáciles de utilizar
- Se obtienen soluciones con rapidez
- Las soluciones son estables
- Se obtiene un resultado exacto sin necesidad de interpolar en cualquier espacio/tiempo.

Modelos Analíticos

Desventajas:

- El medio debe de ser homogéneo
- La dispersión es espacialmente uniforme (aunque puede ser anisotrópica)

Modelos Numéricos

Ventajas:

- Puede manejar geología heterogénea y anisotropía.
- Puede manejar grandes cantidades de información
- Puede interpolar resultados con facilidad.

Desventajas:

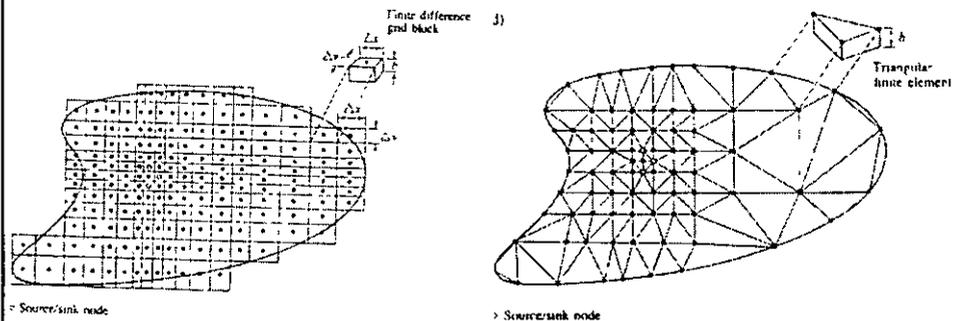
- Mas complicado y tardado

Modelos Numéricos

Tipos:

• **Diferencias Finitas**
Mas sencillo y utilizado

• **Elementos Finitos**
Mayor complejidad



(De Wang y Anderson, 1982)

Pasos Para Crear un Modelo

- 1) Definir objetivos / seleccionar modelo
- 2) Recolectar Datos
- 3) Discretizar el modelo
- 4) Definir fronteras / agregar pozos
- 5) Calibración
- 6) Predicción / incertidumbre

Recolección de Datos

- Lo mas importante es recordar que :

Entrada Salida
Basura ↔ Basura

- El resultado de un modelo nunca será mejor que los datos de entrada

Recolección de Datos - Información Necesaria

- topografía
- caudales y niveles de rios y lagos
- precipitación / evaporación
- localización de pozos
- historial de los caudales de los pozos
- localización de fuentes contaminantes
- geología/geohidrologia
- conductividad hidráulica
- coeficientes de almacenamiento
- dispersión, etc.

Recolección de Datos

- Crear un modelo conceptual
- Desarrollar una intuición de los resultados
- Si el modelo matemático no reproduce resultados esperados, hay que revisar el modelo conceptual

Pasos Para Crear un Modelo

- 1) Definir objetivos / seleccionar modelo
- 2) Recolectar Datos
- 3) Discretizar el modelo
- 4) Definir fronteras / agregar pozos
- 5) Calibración
- 6) Predicción / incertidumbre

Discretización del Modelo

La discretización del modelo debe diseñarse con la idea de:

- Incrementar la estabilidad del modelo
- Incrementar la resolución del modelo
- Minimizar la dispersión numérica
- Minimizar el esfuerzo computacional

Debe existir un equilibrio razonable entre estos objetivos

Discretización del Modelo

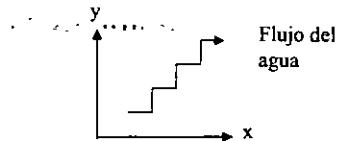
Estabilidad del modelo:

- Un espaciamiento uniforme produce los resultados más estables
- El incremento del tamaño de 2 celdas continuas no debe de exceder un factor de 1.5
- Alrededor de los pozos la malla debe de ser refinada para correctamente simular el cono de abatimiento
- La malla debe de ser refinada en areas de interes.

Discretización del Modelo

Estabilidad del modelo:

- Son preferibles las celdas cuadradas, deben evitarse las celdas demasiado rectangulares
- Es preferible alinear los ejes en dirección del flujo del agua subterránea para evitar la dispersión numérica



Discretización del Modelo

- No deben existir capas discontinuas (utilizar un espesor mínimo)
- Celdas adyacentes deben empalmarse al menos un 75%
- Al simular las capas geológicas es preferible utilizar más capas para simular un estrato (Una capa del modelo es una división matemática y no significa un estrato distinto)
- También es preferible utilizar capas del mismo tamaño y utilizar varias capas para representar un estrato para evitar un empalme menor de 75% en celdas adyacentes.

Pasos Para Crear un Modelo

- 1) Definir objetivos / seleccionar modelo
- 2) Recolectar Datos
- 3) Discretizar el modelo
- 4) Definir fronteras / agregar pozos
- 5) Calibración
- 6) Predicción / incertidumbre

Fronteras

Las fronteras mas importantes en Vmodflow son:

- *constant head* (carga constante)
- *river / lake* (rio/lago)
- *General Head* (carga general)
- *Specified no-flux* (no flujo)

Constant head (Carga constante)

- Frontera del 1^{er} tipo o Dirichlet (especifica la carga en la frontera)
- Esta frontera implica un abastecimiento de agua infinito!!!
- Debe ser utilizada únicamente al modelar grandes lagos y ríos o el oceano
- No calcula el nivel del agua en las celdas asignadas

River/Lake (Rio/Lago)

- Frontera del 3^{er} tipo, mixta o Cauchy (mezcla de frontera de 1^{er} y 2^{do} tipo)
- La diferencia con la carga constante es que esta frontera calcula el nivel de agua en la celda
- Se utiliza en casos en que el nivel de agua en los rios o lagos no depende del agua subterránea

River/Lake (Rio/Lago)

- Hay que especificar la “conductancia” (*conductance*) que es un valor difícil de obtener en el campo y por lo tanto es un valor obtenido al calibrar
- Otro truco para simular ríos u otros cuerpos de agua superficiales es definir un material geológico con una conductividad hidráulica muy alta y con coeficiente de almacenamiento $S=1$

General Head Boundary (GHB) (Carga General)

- Frontera del 3^{er} tipo, mixta o Cauchy (mezcla de frontera de 1^{er} y 2^{do} tipo)
- Simula el efecto de fronteras lejanas
- Gracias a esta frontera no es necesario simular grandes acuíferos para problemas pequeños
- Se define un nivel del agua subterránea en la celda, pero este nivel representa el nivel del agua en la frontera lejana

General Head Boundary (GHB) (Carga General)

- El modelo calcula un nivel de agua en la celda
- Requiere un valor de conductancia definida por los autores de Modflow como:

$$C = \frac{KA}{L}$$

- Esto viene de la Ley de Darcy para calcular el flujo en una celda del modelo:

$$Q = -K \frac{dh}{dl} A$$

Specified no-flux (no flujo)

- Caso especial de una frontera del 2^{do} tipo o Neumann (especifica el flujo en la frontera)
- Es la frontera mas común en Modflow
- Cuando en una frontera no se especifica nada, Modflow asume una frontera de no-flujo
- Se utiliza a lo largo de partuaguas subterráneos, líneas de flujo o límites geológicos de acuíferos

Specified flux boundary (frontera de flujo)

- Frontera del 2^{do} tipo o Neumann (especifica el flujo en la frontera)
- No se puede especificar directamente en Modflow
- Se puede simular utilizando pozos de recarga
- Muy difícil y tardado, en especial cuando la malla de discretización no es homogénea.

Problemas al agregar pozos

- Hay que tener cuidado al indicar caudales altos en los pozos debido a la posibilidad de secar las celdas.
- Celdas secas es el “cancer” de Modflow
- Cuando una el nivel del agua subterránea es más bajo que el límite inferior de una celda, esta se seca, una vez seca, esta celda no volverá a ser utilizada en la simulación

Problemas al agregar pozos

- Cuando una celda se seca, las adyacentes se secarán con mas facilidad, extendiendose este problema a todo el modelo como el cancer

- Puede utilizarse la opción de *rewetting*, pero la solución puede volverse muy inestable

- Otra opción es revisar la discretización de las capas

Rewetting Options

Activate cell wetting

Cell wetting interval

Cell wetting factor

Cell Wetting

Only wet cells from cells below

Wet cells from sides and below

Wet/dry threshold m

Rewet Option

Rewet using Re-wetting Factor

Rewet using Re-wetting Threshold

Pasos Para Crear un Modelo

- 1) Definir objetivos / seleccionar modelo
- 2) Recolectar Datos
- 3) Discretizar el modelo
- 4) Definir fornteras / agregar pozos
- 5) Calibración
- 6) Predicción / incertidumbre

Calibración

- El propósito es simular el comportamiento del acuífero comparando los resultados del modelo con observaciones de campo
 - Se necesitan criterios cuantitativos y cualitativos para calibrar
 - La calibración no da resultados únicos. Es decir, distintas personas pueden calibrar el mismo modelo válidamente de manera distinta
- ¿Que diferencia hay en las predicciones de esas distintas calibraciones?

Calibración

Parámetros de calibración:

- Conductividad hidráulica
- Recarga
- Condiciones de frontera
- almacenamiento

Al incorporar transporte aumentan los parámetros de calibración

Calibración Cualitativa

- Se hace comparando configuraciones de la elevación del nivel del agua o abatimientos
- Es importante tomar en cuenta que el modelo nos da un resultado de interpolación de resultados. Es decir, no toma en cuenta el criterio de la persona que desarrollo las configuraciones “a mano”
- Por lo general, con el tiempo se tienen mas puntos de calibración en un mismo sitio. Esto crea problemas al querer simular un acuífero partiendo de muy pocos valores

Calibración Cuantitativa

- Vmodflow presenta resultados de calibración de pozos de observación (calculado vs. observado). También calcula el *Normalized RMS (normalized root mean squared error)*
- Cuando hay suficientes puntos de calibración para el sitio de estudio, se considera que el modelo esta calibrado si el *Normalized RMS <10%*

Calibración Cuantitativa

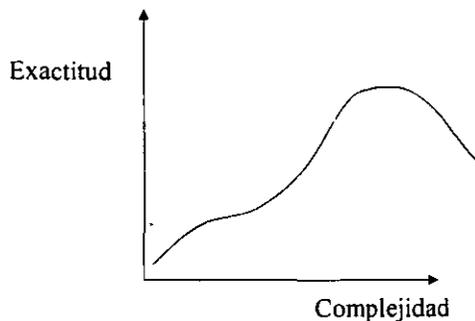
- Es importante entender la diferencia entre la exactitud real del modelo y la exactitud aparente del modelo
- La exactitud aparente es inversamente proporcional a la cantidad de datos (a menor número de datos, la exactitud aparente es mayor)
- La exactitud real es directamente proporcional a la cantidad de datos (a mayor número de datos la exactitud real es mayor)

Nota: Datos se refiere a datos de calibración y NO al número de variables para calibrar

Exactitud de la Calibración

“El Mejor Modelo es el Modelo más Simple”

- Un modelo más complejo no implica mayor precisión o exactitud
- Existe un límite en el grado de complejidad del modelo y los beneficios que se obtienen



Exatitud de la Calibración

Estudio de calibración y predicción por David Freyberg (1988)
(Ground Water Vol. 26, No. 3: 350-360)

- 9 grupos de estudiantes calibraron un modelo con los mismos datos y discretización, y realizaron predicciones
- Freyberg comparó las predicciones de cada grupo con la información del sitio

Exatitud de la Calibración

- Los resultados muestran que la mejor predicción fue hecha por el grupo que utilizó relativamente pocas zonas de conductividad hidráulica, su error en la calibración fue moderado (de los mas altos de la clase)
- La peor predicción fue hecha por el grupo que utilizó el mayor número de zonas de conductividad hidráulica, su error en calibración muy bajo (la “mejor” calibración de la clase)
- Freyberg concluye que en este caso una “buena” calibración no significó una buena predicción

Calibración Automática

- Pest (*Parameter estimation methods*) es el programa utilizado para la calibración automática.
- Vmodflow tiene la interface WinPest
- Los métodos utilizados en la calibración automática son aún muy inestables, por lo que es muy difícil obtener un resultado positivo en muchos casos. (En especial existen problemas de inestabilidad cuando se presentan celdas secas)
- Su aportación más importante a la fecha es el cambio de mentalidad en lo que significa calibración y estudios de sensibilidad

Calibración Automática

- Es bueno que el Pest “sugiera” valores de calibración
- Esto puede ayudar a definir mejor el modelo conceptual del acuífero
- Para utilizar la calibración automática, primero se debe de calibrar “a mano”, después utilizar Pest y finalmente afinar los resultados “a mano”
- La computadora no reemplaza el criterio del modelador

Pasos Para Crear un Modelo

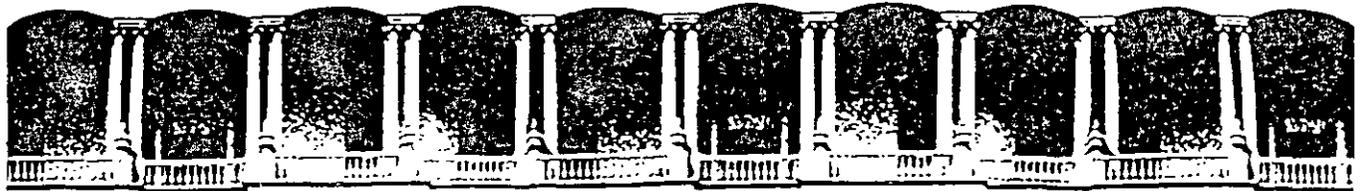
- 1) Definir objetivos / seleccionar modelo
- 2) Recolectar Datos
- 3) Discretizar el modelo
- 4) Definir fronteras / agregar pozos
- 5) Calibración
- 6) Predicción / incertidumbre

Prediccion / Incertidumbre

- Una calibración es una manera de interpretar los resultados, por lo tanto puede haber distintas combinaciones de parámetros que calibren el modelo, todas ellas válidas
- Un estudio de sensibilidad se hace despues de haber hecho la calibración de un modelo para definir la sensibilidad del modelo a cambios en los parámetros
- Es posible obtener una calibración distinta, con la cual sería necesario hacer otro estudio de sensibilidad
- Los estudios de sensibilidad son largos y no responden directamente a las preguntas que se desean hacer (predicciones)

Prediccion / Incertidumbre

- Es mas importante saber que tan diferentes pueden ser las predicciones utilizando las diferentes calibraciones posibles
- Comienza la tendencia a reportar las predicciones en rangos y no valores absolutos
- La visión de la calibración y predicción de un modelo se esta renovando



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

CURSOS ABIERTOS

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

**MODULO III
CA 114**

**MÓDELOS MATEMÁTICOS EN
GEOHIDROLOGÍA Y CONTAMINACIÓN DE
ACUÍFEROS**

TEMA

MODELOS DE OPTIMIZACIÓN

**EXPOSITOR: M. C. OSCAR A. ESCOLERO FUENTES
M. C. ORLANDO GARCÍA ROJAS
PALACIO DE MINERIA
OCTUBRE DE 2002**

UNAM
FACULTAD DE INGENIERÍA
DIVISIÓN DE EDUCACIÓN CONTINUA

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

MODELOS DE OPTIMIZACION

INSTRUCTORES:
MC. Oscar A. Escolero Fuentes
MC. Orlando García Rojas

INTRODUCCIÓN

Algunos autores consideran erróneamente que la magnitud de la recarga o descarga en condiciones vírgenes indica el tamaño del desarrollo sustentable a que se puede llegar en el sistema. Haciendo a un lado las dificultades para lograr establecer el balance hidrológico; éste es de poco o nulo valor para establecer la capacidad de los pozos del sistema para producir agua, los niveles de ésta en cualquier punto, y los cambios en el monto de la recarga o descarga, mismos que son de importancia relevante para hacer un manejo adecuado del acuífero.

En los sistemas hidrogeológicos el abatimiento de los niveles del agua en una cuenca debido a la extracción puede ocurrir durante períodos de años, decenas, o eventualmente centenas de años. Al producirse gradientes hidráulicos, hacia los pozos de bombeo, se produce un drenado de cierta porción del acuífero. Hay dos implicaciones que deberán ser consideradas de este hecho: (1) cierta cantidad de agua deberá ser "minada" del almacenamiento subterráneo, en el corto plazo, al crear un desarrollo, y (2) los tiempos que tardan en transmitirse los efectos en un sistema hidrogeológico son tales que no se puede suponer que en la realidad exista el régimen establecido; de hecho los pozos podrán drenar amplias áreas antes de que el sistema alcance el estado de equilibrio. Esto hace que el comportamiento de los sistemas hidrogeológicos sean diferentes a los sistemas de agua superficial.

El desarrollo de los recursos de agua subterránea implica generalmente bombear. Una vez conocida la demanda (esfuerzo) sobre el sistema, aparecen estas interrogantes: cuál podría ser la localización, espaciamiento y tamaño de los pozos, y el gasto y tiempos de bombeo que equilibre el rendimiento con la demanda? podría el recurso ser agotado, o podría la demanda equilibrarse con la capacidad de recarga del sistema?.

En principio, las interrogantes se resuelven por el análisis de algunos esquemas conservadores de bombeo y mediante pozos de observación, pero esto es extremadamente caro y puede ser en perjuicio del mismo sistema. Para abatir los costos, las observaciones directas deberán ser acompañadas de algunos medios de interpolación espacial y temporal, entre un limitado y económicamente factible conjunto de puntos de observación, con algún grado de consistencia y confiabilidad. Los modelos matemáticos reflejan en tiempo y espacio la relación resultante de los esfuerzos a que se somete, pudiéndose de esta manera sintetizar el estado del arte en el entendimiento de las características físicas del sistema y su respuesta a los esfuerzos.

La explotación y manejo del agua subterránea puede discutirse en el contexto de la hidrogeología o de la planeación del abastecimiento; por lo tanto, es necesario plantear una terminología eficaz que satisfaga ambos puntos de vista ligeramente diferentes. Para un hidrogeólogo, es útil distinguir entre las reservas de agua subterránea arriba de la salida natural (llamadas reservas dinámicas o reservas renovables) y las reservas que están por debajo de la salida natural (reservas no renovables). Si y cuando, las reservas dinámicas se agotan, cesa el flujo natural de agua subterránea que sale por las salidas naturales. Las reservas dinámicas y las que están por debajo de la salida natural forman las reservas totales. La cantidad de agua que se puede extraer cada año en forma permanente y a perpetuidad de un acuífero dado, se llama rendimiento permanente o máximo rendimiento sostenido: el límite superior del rendimiento permanente es obviamente indicativo del promedio anual de recarga. El rendimiento seguro de un acuífero es casi siempre menor al promedio anual de recarga natural a causa de varias razones hidrológicas y económicas (cuando las descargas naturales del acuífero ya están comprometidas o tienen valor ecológico significativo o cuando la extracción de agua aún en cantidades menores que el volumen renovable provoca efectos adversos, como la intrusión marina, el asentamiento del terreno o la contaminación del agua, entre otros), y consiste en el volumen medio anual de agua que, a largo plazo, puede extraerse de un acuífero sin inducir efectos perjudiciales.

Recientemente, el concepto general de rendimiento óptimo fue introducido para reemplazar el de rendimiento seguro. El rendimiento óptimo es definido como el plan óptimo para el uso de una fuente de agua subterránea. Este es un plan para alcanzar los máximos objetivos económicos de un desarrollo de agua subterránea sujeto a restricciones físicas, químicas, legales, etc. sobre el uso del acuífero. El rendimiento óptimo es una función del tiempo y del estado del sistema completo, más que únicamente, una simple especificación del monto de agua disponible, como es el caso del rendimiento seguro. Con este concepto, grandes extracciones que excedan el límite de equilibrio pueden representar el plan óptimo de desarrollo. Este desarrollo óptimo de un recurso de agua subterránea implica un eficiente balance entre el abastecimiento y la demanda. Además implica, o debería, que el beneficio neto se refleje en costos ambientales tanto o más que en los costos tradicionales de capital, operación y mantenimiento.

En el caso particular de México durante las últimas tres décadas, la extracción de agua subterránea ha progresado a ritmo acelerado, hasta alcanzar la cifra de 28,000 millones de metros cúbicos por año (Mm/año), la cual se realiza mediante el aprovechamiento de 653 zonas hidrogeológicas; es importante señalar que cerca de las dos terceras partes del volumen anterior se extraen en las regiones áridas del país, donde el subsuelo es la principal o única fuente de abastecimiento; sin embargo, en las regiones semiáridas y tropicales, por sus características naturales como permanencia, amplia distribución espacial, y bajo costo; el agua subterránea es preferentemente utilizada para abastecimiento público y en la industria. La recarga natural a nivel nacional de los acuíferos se estima en 50,000 millones de metros cúbicos (Mm), como promedio anual a largo plazo, y tiene distribución geográfica similar a la de la precipitación; siendo la renovación muy pobre en la porción árida del país, y en contraste, muy abundante en las regiones lluviosas. A esta alimentación natural se agrega la recarga inducida por las actividades humanas, especialmente en las zonas irrigadas con agua superficial, cuyo valor a escala nacional se estima en 16,000 Mm/año, resultando de esta manera una recarga total de 66,000 Mm/año en las condiciones actuales de renovación. Es importante señalar que en la mayoría de los casos, la captación de agua superficial implica la reducción de la recarga natural hacia los acuíferos. Las cifras mencionadas anteriormente dan la impresión de que existe una gran disponibilidad de agua subterránea, sin embargo, no se debe olvidar que su distribución no es uniforme en todo el país, teniéndose zonas de gran demanda con poca disponibilidad y viceversa, lo que ha llevado a fuertes problemas de sobreexplotación.

Del volumen total extraído, 17,000 Mm/año (63%) se destinan al riego de dos millones de hectáreas que representan poco más de la tercera parte de la superficie total bajo riego; 5,600 Mm/año, equivalente al 19%, se utilizan para satisfacer las necesidades de agua de unos 55 millones de habitantes, es decir el 68% de la población; 1,700 Mm/año (13%), se utilizan para abastecer al 85% de la industria en el país y el 5% restante es aprovechado por la población rural para uso doméstico y abrevadero.

De los estudios realizados a la fecha se desprende un conocimiento bastante amplio de la renovación y disponibilidad del agua subterránea; sin embargo, la demanda creciente de agua en zonas de escasa disponibilidad ha dado lugar a numerosos casos de sobreexplotación, cuya gravedad aumenta día a día hasta amenazar el desarrollo económico de esas regiones, provocándose una pérdida de almacenamiento de 5,000 Mm/año a nivel nacional de las reservas no renovables, definidas éstas como la cantidad de agua que se extrae por arriba del volumen renovable cada año, y que lógicamente procede del minado del almacenamiento subterráneo.

La sobreexplotación en su forma más inmediata ha originado el descenso de los niveles del agua, trayendo consigo diversos efectos perjudiciales entre los que se cuentan miles de pozos inutilizados por reducción de la cámara de bombeo, de disminución del caudal de extracción, intrusión salina, asentamiento del terreno y contaminación de acuíferos, ver figura (1).

II.- REVISION BIBLIOGRAFICA,

Con el objeto de identificar los trabajos publicados sobre el tema, así como de los informes institucionales generados sobre el manejo óptimo del agua subterránea, se realizó una investigación bibliográfica, en la que se revisaron a partir del año 1970 a 1993 los boletines de las publicaciones siguientes: Water Resources Research, Water Resources Bulletin, Journal of Hydrology, Journal of Hydraulic, y Journal of Water Resources Planning and Management, así como algunos números recientes de Ground Water. Se revisó la revista Ingeniería Hidráulica en México a partir de 1985 a 1993 y las memorias de los últimos tres Congresos Nacionales de Hidráulica para identificar los artículos nacionales publicados recientemente sobre el tema; también se identificaron algunos informes institucionales y dos tesis sobre el manejo óptimo de los acuíferos.

II.1.- ARTICULOS EN LITERATURA TECNICA,

De la revisión antes mencionada, en la literatura internacional se identificaron 50 trabajos de aplicación de modelos para el manejo del agua subterránea. Todos los trabajos identificados están encaminados a decisiones ingenieriles y a un único objetivo económico o físico. Los modelos de manejo son conceptualmente más complejos que los modelos de predicción porque ellos contienen aspectos adicionales sobre la toma de decisiones. Esto hace que manejen más submodelos y datos, y que requieran de mayor trabajo computacional.

Usualmente un modelo de manejo contiene cuatro elementos: un submodelo para encontrar la decisión más apropiada (por ejemplo, localización de pozos, rangos de bombeo); un submodelo para predecir el resultado de una decisión (por ejemplo, niveles del agua, salinidad); un conjunto de reglas y restricciones sobre la decisión admisible o resultados (por ejemplo, máximos bombeos, abatimientos, derechos de agua, regulaciones sobre los pozos); y una función objetivo la cual evalúa las decisiones (por ejemplo, costos, beneficios, rendimiento).

De los cincuenta modelos investigados, cuarenta tratan exclusivamente el aspecto de cantidad de agua subterránea, tres consideran ambos aspectos (cantidad y calidad) y el resto (siete) se refieren únicamente a calidad del agua. En todos los casos se trata de modelos de parámetros distribuidos. En cuanto a las técnicas de solución utilizadas para resolver el problema de manejo, la más aplicada es la programación lineal y en segundo término la programación cuadrática.

MODELOS DE OPTIMACION DE LA CANTIDAD DE AGUA SUBTERRÁNEA,

De los modelos que combinan simulación y manejo de la cantidad de agua, los podemos agrupar en dos grandes categorías (Gorelick, 1983). Estas categorías distinguen entre modelos en los cuales las decisiones de manejo conciernen a la hidráulica de agua subterránea y los que analizan políticas de operación, aspectos económicos o de asignación de agua. En la primera categoría, los modelos están encaminados al manejo de solicitudes sobre el agua subterránea tales como bombeo y recarga. Estos modelos tratan las solicitudes y las cargas hidráulicas directamente como variables de decisión en el modelo de manejo. Es importante mencionar que las variables físicas de decisión, tales como bombeo, pueden ser interpretadas como variables económicas. Esto es que se tienen consideraciones económicas implícitas. Algunos modelos pueden también contener factores económicos explícitos, tales como el costo del bombeo y de los pozos mismos. En algunos casos, los modelos están principalmente dirigidos al manejo del aspecto hidráulico del acuífero y nos referiremos a ellos como modelos hidráulicos de manejo de agua subterránea, ver figura (2).

MODELOS DE OPTIMACION HIDROECONOMICA,

La segunda categoría incluye modelos que son usados para inspeccionar interacciones económicas complejas tales como la influencia de las instituciones sobre el comportamiento de la economía agrícola, o problemas complejos de asignación de agua en proyectos de manejo conjunto agua subterránea-superficial. Estos modelos no determinan en forma explícita la política regional de las aguas subterráneas; ellos se pueden usar en evaluación de políticas; estos modelos son caracterizados por múltiples optimaciones, uno para cada subárea en una región, y tiene una fuerte componente de manejo económico. De otra manera, la serie de optimaciones puede ser seguida con rastreos externos, simulaciones u optimaciones adicionales. Esto último será referido como modelos de evaluación de políticas y modelos de asignación. En ambas categorías los modelos utilizan técnicas de optimación de programación lineal y cuadrática. Estas técnicas tienden a optimar un objetivo, tal como minimización de costos o maximización de la producción de los pozos, y están sujetos a un conjunto de restricciones algebraicas, las cuales limitan o especifican los valores de las variables de decisión tal como el abatimiento local, gradientes hidráulicos, o gastos de bombeo.

MODELOS DE OPTIMACION DEL MANEJO HIDRAULICO,

Los modelos hidráulicos del manejo de agua subterránea incorporan un modelo de simulación de un sistema hidrogeológico en particular como restricción al modelo de manejo. Las decisiones de manejo tanto como la simulación del comportamiento del agua subterránea se acoplan simultáneamente. Se han desarrollado dos técnicas para efectuar esto. En el método de modelos empotrados, la aproximación de las ecuaciones gobernantes de flujo de agua subterránea en diferencias finitas o elemento finito se tratan como parte del conjunto de restricciones de un modelo de programación lineal. Las variables de decisión son las cargas hidráulicas en cada nodo o pozo, los esfuerzos locales tales como bombeo y condiciones de frontera. En el enfoque de matriz de respuesta, se utiliza un modelo de simulación externo para obtener las respuestas unitarias. Cada una describe la influencia de un impulso de estímulo (por ejemplo, bombeo durante un período corto) sobre las cargas hidráulicas en puntos de interés a través del sistema. Se realiza el acoplamiento de las respuestas unitarias en forma matricial en el modelo de manejo. Las variables de decisión en programación lineal, mezclada, entera o cuadrática incluye los esfuerzos locales tal como bombeo o inyección y puede incluir cargas hidráulicas a discreción del modelador.

MODELOS DE OPTIMACION EMPOTRADOS,

El método empotrado para el manejo hidráulico de acuíferos utiliza programación lineal para su formulación que incorpora aproximaciones numéricas de las ecuaciones de flujo de agua subterránea como restricciones. Esta técnica fue inicialmente presentada por Aguado y Remson (1974) para el manejo hidráulico del agua subterránea. Este trabajo demuestra con ejemplos en una y dos dimensiones que el comportamiento físico de un sistema hidrogeológico puede ser incluido como parte integral de un modelo de optimación. Se usaron aproximaciones en diferencias finitas tanto para régimen establecido como para transitorio. En todos los ejemplos, la función objetivo maximiza las cargas hidráulicas en sitios específicos; las restricciones fueron sobre las cargas hidráulicas, gradientes y bombeos. Los ejemplos tratan acuíferos confinados y libres. Para el caso de acuífero confinado la ecuación gobernante es lineal, y las aproximaciones en diferencias finitas resultantes se trataron como restricciones lineales. Para el caso de acuífero libre las ecuaciones en régimen establecido se trataron como lineales con respecto al cuadrado de las cargas hidráulicas. Esta forma lineal fue susceptible de tratamiento usando modelos empotrados. Para el caso de acuífero confinado en régimen transitorio las ecuaciones

gobernantes se discretizaron sobre tiempo y espacio. Para cada paso de tiempo se incluyó un conjunto de ecuaciones, como restricciones en la programación lineal. Como podrá notarse este enfoque puede dar como resultado una matriz de restricciones extremadamente grande. Si un modelo de aguas subterráneas consiste de mil nodos y toma treinta pasos de tiempo, entonces se tienen 30,000 variables de decisión correspondientes a las cargas hidráulicas sobre espacio y tiempo. Sería un igual número de restricciones representados por ecuaciones en diferencias finitas.

Se presenta un ejemplo real para determinar el esquema de bombeo óptimo en régimen establecido para mantener los niveles del agua subterránea abajo de cotas específicas, para mantener drenado un sitio de excavación (Aguado, *et al.*, 1974). Se utilizó el método empotrado y se empleó la forma lineal en diferencias finitas de la ecuación de Boussinesq. La solución al problema de drenado indica que el bombeo total mínimo se alcanza al desarrollar el mayor número de pozos tan cerca de la excavación como se permita. En estudios posteriores se incluyeron costos y se replanteó el problema para resolverse mediante programación lineal entera (Aguado y Remson, 1980).

Willis y Newman (1977) resuelven el problema transitorio involucrando la minimización de costos de bombeo sujeto a demandas exógenas de agua. El modelo de manejo se formula como un problema de control óptimo y se resuelve utilizando programación matemática. El modelo de manejo consistió en una función objetivo sujeta a restricciones lineales. Se utilizó el algoritmo de Tui para resolver el problema de optimización, el cual resuelve una sucesión de problemas de programación lineal.

La técnica de modelos empotrados ha sido demostrada para el control de gradientes hidráulicos utilizando pozos de inyección y de bombeo con el objetivo de manejar una pluma de agua subterránea contaminada. Muchas aplicaciones de manejo se han desarrollado siguiendo la técnica anterior (Aral, 1989; Bostock, *et al.*, 1977; Jones, *et al.* 1987; Lindner, *et al.*, 1988; Peralta y Datta, 1990; Rastogi, 1989 y otros). Sin embargo, se puede observar que no se han reportado aplicaciones de gran escala, posiblemente porque no se han desarrollado programas comerciales que permitan resolver problemas de programación lineal con un gran número de variables y restricciones. En adición a la dificultad anterior se tiene que agregar la de diseño de una matriz manejable al discretizar las ecuaciones de flujo.

MODELOS DE OPTIMACION POR MATRIZ DE RESPUESTA,

La segunda técnica en modelos hidráulicos de manejo de aguas subterráneas es el enfoque de matriz de respuesta. La incorporación de una matriz de respuesta a un problema lineal fue propuesta inicialmente en 1958 (Gorelick, 1983), para la ingeniería del petróleo. Se usó una matriz de respuesta para maximizar la producción de petróleo, convirtiendo los esfuerzos de bombeo en cambios de presión en el yacimiento; como restricción se pretendía mantener al yacimiento a la presión atmosférica, limitando la producción total a la capacidad del yacimiento y garantizando que las compras de petróleo hacia el exterior no excedan la capacidad de las tuberías.

El enfoque de matriz de respuesta fue introducido al campo del agua subterránea por Deninger en 1970, quien consideró maximizar la producción de agua en un campo de pozos. Propuso que los abatimientos de respuesta fueran calculados a partir de la ecuación de no equilibrio, propuesta por Theis en 1935. La formulación en programación lineal tendió a maximizar la descarga total de los pozos. Las restricciones se establecen para limitar los abatimientos en función de las capacidades de las bombas y de los pozos. De gran significancia, Deninger también presentó la formulación de un modelo de manejo para minimizar los costos de producción de agua. La función objetivo planteada es no lineal porque se supone que los costos son directamente proporcionales a los gastos de bombeo y a las

cargas a vencer. Ambas, la extracción y la profundidad al nivel se desconocen antes de la solución. Se sugiere el uso de programación cuadrática para resolver este problema, pero no se presenta una solución de éste.

Maddock (1972) resolvió el problema no lineal de minimización de costos de bombeo. Definió un conjunto de restricciones como matriz de respuesta, a la cual el autor llamó "función algebraica tecnológica". El coeficiente de respuesta muestra el cambio de abatimiento inducido por el bombeo en cada pozo. Incluso elaboró un programa de computadora que calcula los coeficientes de respuesta. La función objetivo cuadrática minimiza el valor presente de los costos de bombeo. Consideró un ejemplo de un acuífero heterogéneo en el cual se tienen tres pozos de descarga con bombeos variables para diez estaciones climatológicas. Las restricciones garantizan el abastecimiento semianual de agua con un conjunto de límites en la capacidad de bombeo de cada pozo. Utilizó el paquete estándar de programación cuadrática para resolver el problema.

Maddock (1974) desarrolló funciones tecnológicas no lineales para el caso de acuífero no confinado y en el cual el espesor saturado varía con el abatimiento. La solución de la ecuación diferencial parcial no lineal se obtiene mediante una serie infinita de soluciones de ecuaciones diferenciales lineales. El abatimiento se trata como una suma finita de series de potencia. La relación del abatimiento al espesor saturado fue la clave para determinar el número apropiado de términos en la serie. Con esta técnica la programación cuadrática se formula, de tal manera que todas las no linealidades aparecen en la función objetivo, mientras que las restricciones permanecen lineales.

Deberá tenerse extrema precaución al calcular los costos de bombeo sobre abatimientos locales obtenidos por modelos de simulación numérica, ya que estos generalmente no consideran los abatimientos dentro del pozo provocada por la complejidad de la geometría, heterogeneidad de los parámetros y el proceso constructivo de los mismos. Los modelos de simulación numérica proporcionan valores promedio de abatimientos sobre celdas o elementos discretos. Estos valores promedio podrán ser drásticamente subestimados en relación con los valores reales.

Se usa programación entera en conjunto con una matriz de respuesta para determinar la localización óptima de los pozos, identificando la mejor localización para un específico número de pozos, tal que la curva de producción-demanda sea lo más cerrada posible.

Algunos modelos hidráulicos de manejo de agua subterránea utilizan las ecuaciones de influencia tal como lo describe Schwarz (1976). Una matriz de influencia, compilada de soluciones numéricas o de modelos analíticos o del resultado de pruebas de bombeo, sirven como restricción de programación lineal. Esto es idéntico al enfoque de matriz de respuesta descrito previamente.

Algunas variaciones al enfoque de matriz de respuesta se aplican a problemas de manejo conjunto de agua superficial y subterránea, así como, en combinación con análisis estocástico para determinar estrategias de almacenamiento.

Se ha demostrado que, la aplicación del enfoque de matriz de respuesta al manejo hidráulico del agua subterránea, involucra un gran número de variables de decisión (bombeos en cada pozo) para acuíferos regionales. Se han construido modelos de manejo para determinar el rendimiento seguro de un sistema hidrogeológico (Knapp, 1985). Estos modelos maximizan el rango de bombeo en estado estacionario, teniendo como restricciones el límite mínimo de bombeo en cada pozo activo y el número de pozos activos permisible. Esta restricción nos lleva a una serie de variables enteras que especifican cuando existe un pozo en un sitio en particular (variable entera igual a uno) o si no existe pozo (variable entera igual a cero). Otras

restricciones limitan el bombeo abajo de la capacidad de diseño y limitan el abatimiento a la mitad del espesor saturado inicial.

Heidari (1982) aplicó el enfoque de matriz de respuesta al manejo hidráulico del valle Pawnee en el sur de Kansas, EE.UU. utilizó el programa de Maddock para generar una matriz de respuesta en régimen transitorio. El acuífero libre se trata mediante una aproximación como confinado, y los abatimientos se corrigen utilizando la corrección de Jacob. La matriz de respuesta se utiliza en un modelo de programación lineal, el cual maximiza el bombeo en el tiempo. El bombeo total para cada período de tiempo es forzado para satisfacer la demanda. Cada bombeo se limita a los derechos de agua. El abatimiento en cualquier tiempo se restringe a una fracción del espesor saturado total, considerando un rango entre 0.1 a 0.25 del espesor. Para reducir el número de variables, los pozos se agrupan en 61 campos de pozos. El modelo de manejo consiste de 610 variables de decisión (bombeos y abatimientos) y sujeto a 615 restricciones. Con este trabajo Heidari (1982) demostró que el enfoque de matriz de respuesta es aplicable a sistemas reales y que es una herramienta poderosa para evaluar estrategias de manejo de agua subterránea.

Recientemente Maddock y Lacher (1991) desarrollaron funciones de respuesta para abatimientos, velocidad, pérdidas de almacenamiento, y funciones de respuesta de captura para sistemas hidrogeológicos de multiacuíferos. Los fenómenos de respuesta tratados son: infiltración de corrientes superficiales hacia el acuífero, reducción de pérdidas por evapotranspiración, filtración de acuíferos adyacentes, flujo de y hacia fronteras de carga constante, e incrementos o decrementos de la recarga natural o descarga desde fronteras de flujo preestablecido; el término captura se define como la suma de los incrementos en recarga de un acuífero o decremento de la descarga como resultado de la aplicación de un esfuerzo. Con este trabajo se enriquece más la adaptabilidad del enfoque de matriz de respuesta a problemas reales.

Aunque ya se han planteado algunas de las ventajas y desventajas de cada uno de los métodos de manejo hidráulico del agua subterránea, se mencionará que, en el enfoque de modelos empotrados, la discretización de las ecuaciones de flujo se incluye en el modelo de programación lineal como restricciones y se resuelve un modelo de simulación completo, como parte del modelo de manejo. Las cargas hidráulicas en cada paso de tiempo se tratan como variables de decisión. Los esfuerzos hidráulicos sobre el espacio y tiempo son variables de decisión adicionales. Los modelos de simulación empotrados proporcionan una gran cantidad de información relativa al comportamiento del acuífero. Sin embargo, raramente ocurre que el modelo de manejo involucre todas las cargas hidráulicas sobre el tiempo y espacio, de donde, muchas de las variables de decisión y restricciones pueden ser innecesariamente incluidas en el modelo de manejo. Para economía computacional y eliminar dificultades numéricas, la aplicación del enfoque empotrado deberá ser restringida a pequeños problemas en régimen establecido. Si los métodos de descomposición ser desarrollan en conjunto con el enfoque empotrado, será factible la solución de problemas de regular tamaño en régimen transitorio.

En el enfoque de matriz de respuesta, la solución de la ecuación de flujo sirve como restricción de programación lineal. Este enfoque proporciona información incompleta sobre el funcionamiento del sistema acuífero pero generalmente es un método más económico. El desarrollo de la matriz de respuesta requiere la solución externa del modelo de simulación para cada sitio potencial de manejo. Esto podría requerir mucho trabajo inicial. Sin embargo, la matriz de respuesta resultante es una herramienta altamente eficiente. Las restricciones se incluyen sólo para localizaciones y tiempos específicos. Restricciones y variables de decisión innecesarias no se incorporan al modelo de manejo, por lo que, el enfoque de matriz de respuesta puede manejar sistemas grandes en régimen transitorio de una manera eficiente.

El modelo de manejo se formuló con las características de un área en particular, pero puede ser aplicado a otras áreas que tengan una similar interacción río-acuífero. El modelo simula el comportamiento del manejo de la cuenca y también bombeo no controlado (llamado optimización privada). El manejo de la cuenca se define como la asignación temporal y espacial del uso del agua que maximiza la suma deducida de los rendimientos netos para el área de estudio completa. La optimización privada simula a corto plazo el comportamiento de máximo provecho de grupos de agricultores en ausencia de controles institucionales. Esto supone maximizar año por año el rendimiento neto para cada sector geográfico basado en las condiciones hidrogeológicas al principio del año.

El impacto ambiental concerniente a la intrusión marina se incorpora al modelo por medio de restricciones del nivel del agua. El modelo de optimización calcula valores de las variables de decisión (bombeo) y de las variables de estado (recarga del río) para 15 años. Restricciones de régimen establecido condicionan los niveles del agua, y el bombeo y la recarga a mantenerse constantes en cada sector para los 15 años y a perpetuidad. Este requerimiento de estado establecido asegura que el acuífero permanecerá en uso por un período infinito de tiempo.

En este trabajo se utilizó en enfoque de matriz de respuesta tanto para conocer coeficientes de respuesta debidos a descargas unitarias en los pozos como para conocer también coeficientes de respuesta para recargas unitarias en los ríos, lo que permitió plantear esquemas de manejo conjunto. Al considerar diferentes escenarios, se concluye que el manejo óptimo de la cuenca proporciona mayores beneficios excepto para el caso en que se tenga un escurrimiento muy bajo en las corrientes superficiales.

MODELOS DE OPTIMACION ESLABONADOS,

Los modelos encadenados de simulación-optimación fueron desarrollados para estudiar el impacto de cambios institucionales sobre el uso del agua subterránea. El estudio de Bredehoeft y Young (1970) explora el efecto de dos instrumentos de política (un impuesto y una cuota) sobre el manejo de una cuenca hidrogeológica. Se consideró una cuenca hipotética en la cual se desea un esquema de manejo para la asignación temporal de agua subterránea a usuarios agrícolas. El objetivo de manejo fue maximizar el rendimiento económico neto de la cuenca (agrícola). Se formuló el modelo de manejo económico como una serie de problemas de programación lineal donde el área de cultivo y la cantidad anual de agua bombeada son las variables de decisión. Se formuló un modelo para cada subárea agrícola y se resolvieron por separado los modelos para cada intervalo de manejo de cinco años. Un modelo de simulación numérica externa provee la entrada al programa lineal para estimar el costo anual del agua bombeada en cada subárea.

Una cadena computacional secuencial se desarrolló entre el modelo económico y el modelo de simulación de agua subterránea. Las cargas hidráulicas resultantes (y las profundidades al agua) se utilizaron para calcular los costos futuros de bombeo en el siguiente intervalo de cinco años. Este procedimiento se repitió para un horizonte de cincuenta años. Maddock (1972) anotó sobre este enfoque de modelos encadenados "la optimización anual de patrones de cultivo no garantiza que los cambios en los patrones de cultivo sobre el horizonte de diseño ocurran en forma óptima. Suponer que las cargas son constantes anualmente y ser actualizadas al final de la estación puede llevar a una subestimación de los costos de bombeo. Suponer que el bombeo es uniformemente distribuido sobre los pozos no hace uso de la información disponible de los modelos de parámetros distribuidos. Las condiciones locales pueden favorecer mayor bombeo en algunos pozos que en otros". En comparación con el enfoque de matriz de respuesta, los modelos encadenado permiten que se consideren grandes complejidades económicas. Los factores sociales y legales pueden ser integrados al modelo de manejo. Por otra parte, las no linealidades hidráulicas (condiciones no confinadas) no entran

en el modelo de manejo porque el modelo de simulación hidráulica es una componente separada, por lo tanto no se requiere utilizar programación no lineal.

Wanakule, et al. (1986) describen un método para determinar la política óptima de operación de un acuífero mientras cumple ciertas restricciones tales como: (1) límite inferior y/o superior del bombeo o recarga, (2) límite inferior y/o superior de las cargas, y (3) restricciones de demanda en cada período, requiriendo que el bombeo total cumpla o exceda valores específicos. Se hace una aplicación al acuífero de Edwards, al norte de San Antonio, Texas, EE.UU. Este acuífero está separado en dos porciones por un parteaguas hidrogeológico; una de ellas mantiene condiciones de acuífero libre y la otra de confinado. Se utiliza para abastecimiento público principalmente a la ciudad de San Antonio, agricultura, e industrias. El problema de optimización se planteó para maximizar la suma de las cargas hidráulicas en los nodos de bombeo y se planteó un horizonte de diseño de 5 años con intervalos anuales.

MODELOS JERARQUICOS DE OPTIMACION,

Otro enfoque para modelos de asignación o de evaluación de políticas es el enfoque jerárquico, el cual fue desarrollado para modelar y optimar sistemas de recursos hidráulicos de gran escala. En el caso de aguas subterráneas se han desarrollado sólo unos cuantos casos; sin embargo, han sido suficientes para demostrar la capacidad de ayudar en el manejo de sistemas reales muy complejos. De los modelos jerárquicos se ha dicho que la descomposición y el enfoque multiobjetivos descomponen un complicado problema regional de manejo de recursos en pequeños problemas de nivel local, cada uno de los cuales es optimado antes de tender a optimar el problema regional completo. Este proceso es iterativo y requiere coordinación y retroalimentación de las soluciones de más alto nivel hacia los niveles locales de optimación.

Shamir *et al* (1984) presentan el caso más completo de aplicación de este enfoque jerárquico al agua subterránea. Determina la política óptima anual de operación de un acuífero costero en la porción central de Israel. Utiliza un modelo de programación lineal de múltiples objetivos basados en un modelo multiceldas del acuífero. Las variables de decisión son los bombeos y/o cantidades de recarga en cada celda. Se establecen cuatro funciones objetivo: (1) dado un nivel del agua deseado en cada celda, se minimiza la diferencia entre el nivel del agua al final de la estación y el deseado en esa celda; (2) dada una posición deseada del pie de la interfase de la intrusión marina en cada celda, se minimiza la diferencia entre la localización del pie de la interfase al final de la estación y la distancia deseada; (3) dada una concentración de cloruros deseada en cada celda, la función objetivo minimiza la diferencia entre la concentración en la celda al final del período de tiempo y la concentración deseada; y (4) minimiza la energía eléctrica utilizada para el bombeo y la recarga artificial del acuífero.

MODELOS DE OPTIMACION DE LA CALIDAD DEL AGUA SUBTERRANEA,

El uso en forma conjunta de un modelo de simulación y un modelo de optimación se ha aplicado también a problemas de manejo de fuentes contaminantes en agua subterránea. El problema fundamental de manejo aquí es el uso de un acuífero para disposición de aguas residuales y para abastecimiento de agua. Este problema involucra manejar las actividades de disposición de desechos mientras mantenemos la calidad del agua en sitios específicos. Se han desarrollado modelos combinados de simulación y manejo para atacar este problema. Los problemas de simulación en el caso de manejo de fuentes contaminantes de agua subterránea involucran la solución de la ecuación de dispersión-advención (ecuación 69 del Apéndice). Se han desarrollado diferentes tipos de modelos de manejo para distribuciones de contaminantes en estado establecido, los cuales frecuentemente

representan un pésimo escenario de contaminación, y para casos transitorios involucrando redistribución del soluto, ver figura (3).

Gorelick y Remson (1982) introducen el enfoque de matriz de respuesta para atacar el problema de manejo de diferentes fuentes contaminantes sobre el tiempo, mediante el uso del método de superposición: El método utiliza un modelo lineal de simulación del transporte de soluto (en una dimensión) para generar una matriz de respuesta de concentraciones por fuentes unitarias que posteriormente se incorpora al modelo de manejo. Esta serie de restricciones indica concentraciones locales de soluto que pueden resultar de una serie de esquemas de inyección de desechos.

El programa lineal opera sobre la matriz para llegar a un plan óptimo de disposición. Un ejemplo demuestra la aplicación del método para maximizar la disposición de desechos en agua subterránea mientras mantenemos la calidad del agua de fuentes locales de abastecimiento dentro de límites deseados. Se desprecian, como una aproximación, las variaciones del campo de flujo asociadas con la inyección. La programación paramétrica se muestra como una herramienta importante en la evaluación de intercambios de disposición de desechos en varios sitios de inyección en el tiempo. La programación entera permite dar restricciones al número de pozos de inyección que pueden operar durante el período de manejo.

Gorelick, (1982) utiliza la misma metodología anterior para analizar un problema más complejo que el anterior. Obtiene los coeficientes de la matriz de respuesta a partir de un modelo de simulación del transporte de contaminantes en dos dimensiones (MOC). El modelo de manejo se aplicó a un sistema hidrogeológico hipotético muy complejo. La matriz de concentraciones de respuesta, en las restricciones de programación lineal, describen la influencia de fuentes contaminantes sobre las concentraciones en los pozos de observación a través del tiempo. Este trabajo amplía la aplicación del enfoque de matriz de respuesta a problemas complejos, para casos de control de la contaminación de acuíferos. Lógicamente el problema de la contaminación es mucho más complejo que el de la simulación del flujo de agua subterránea, y su aplicabilidad dependerá en gran medida de la información disponible y de la complejidad del fenómeno por analizar. Finalmente, el uso del método de concentraciones de respuesta no se restringe al uso de un modelo de simulación en particular. Cualquier modelo de simulación puede ser usado para generar la matriz de concentraciones de respuesta, tal como lo demostró Gorelick, (1982).

II.2.- INFORMES DE APLICACION EN MEXICO,

De la revisión realizada sobre aplicaciones en México, se identificaron tres tesis, dos de maestría realizadas en la Universidad de Arizona (Hernández, 1986), aplicada a la zona de Calera, Zacatecas; en tanto que la otra fue realizada en el Instituto Politécnico Nacional (García-Rojas, 1995) y una de licenciatura realizada en el Instituto Politécnico Nacional (Pérez, 1991) realizada mediante una beca-tesis de la Comisión Nacional del Agua y aplicada a la zona de Conejos-Medanos, Chihuahua. Se identificaron dos informes institucionales, uno realizado por la Universidad Autónoma de Chihuahua para la Comisión Federal de Electricidad en 1987, aplicado a la zona de Samalayuca, Chihuahua; y otro realizado para la Comisión Nacional del Agua en 1991 por la empresa Anáhuac Ingenieros, Consultores y Supervisores, S.A. de C.V., aplicado al valle de Cuauhtémoc, Chihuahua. De los artículos publicados, se identificaron dos presentados en la revista Ingeniería Hidráulica en México (Chávez, *et al.* 1989 y Chávez y Flores, 1992), y uno publicado en las Memorias del 10 Congreso Nacional de Hidráulica celebrado en Morelia, Michoacán, en 1988 (Chávez, *et al.* 1988). Adicionalmente una Tesis de Maestría realizada en 1993, donde se hace una revisión del estado del arte a esa fecha, sobre la aplicación de modelos de optimización al manejo del agua subterránea (Escolero, O., 1993)

Haciendo un análisis en orden cronológico, partiremos del trabajo de Mariano Hernández Narváez en 1986, en el aplica el enfoque de matriz respuesta para analizar el manejo óptimo del acuífero libre de Calera, Zac. Dicho trabajo lo divide en tres partes: la primera se refiere al uso de la técnica del "Kriging" para estimar los valores de transmisividad y cargas hidráulicas en zonas que carecen de información, la segunda parte se refiere al uso de un modelo bidimensional en diferencias finitas para la simulación de las condiciones actuales (1985), y la tercera parte se trata de la elaboración del modelo de manejo hidráulico mediante el enfoque de matriz de respuesta.

El modelo de simulación se obtiene mediante la aplicación del programa MODFLOW, el cual se calibró primeramente en régimen permanente para el período previo a 1956, y posteriormente se calibró en régimen no permanente para el período 1956-1985. El modelo consta de 198 celdas activas en una malla de paso constante de 25 columnas y 15 renglones.

Para la obtención de los coeficientes de respuesta se utilizó el programa elaborado por Maddock (1974). Considerando que el acuífero de Calera es del tipo libre se utilizó la linearización propuesta por Maddock (1974) y planteada en la ecuación 30. En la formulación del modelo de manejo, la función objetivo maximiza la cantidad de agua que puede ser bombeada mientras se mantienen los abatimientos dentro de límites razonables. Las restricciones establecen que la cantidad de agua bombeada de cada pozo no puede exceder su capacidad de diseño, que la suma total del bombeo de todos los pozos para un período de tiempo determinado cumple con la demanda de agua en el mismo período de tiempo, y que los abatimientos en cada pozo no excedan cierto límite; claramente, esta última restricción considera la ecuación de continuidad que considera el régimen de flujo a través de los coeficientes de respuesta. El horizonte de tiempo considerado para este trabajo consiste de dos intervalos de tiempo, cada uno de estos consiste de 5 años, por lo que se obtienen políticas de manejo para los períodos 1985-1990 y 1990-1995. Los coeficientes de respuesta se calcularon mediante el enfoque de campos de pozos (tal como lo plantea Heidari, 1982), obteniéndose 63 sitios de manejo, teniéndose un total de 123 variables y 254 restricciones.

Una vez que se ha planteado el modelo de manejo se analizan tres políticas de operación del acuífero: el primer criterio se basa en las demandas de agua de la región, el segundo en la máxima capacidad de los campos de pozos, y el tercero en el porcentaje utilizable del espesor saturado, al igual que lo maneja Heidari (1982). La solución del problema de manejo se realiza mediante programación lineal, utilizando un paquete comercial de computo (LP88, de Eastern Software Products).

El siguiente trabajo realizado en México es ---siguiendo el orden cronológico es el efectuado para la Comisión Federal de Electricidad por la Universidad Autónoma de Chihuahua, en la zona de Samalayuca, Chih. en el área de la planta termoeléctrica del mismo nombre, en este caso se trata del manejo óptimo de un campo de pozos (los pozos de C.F.E.), manteniendo como valor de fondo (sin que pueda variar con el tiempo) el bombeo en el resto de los pozos de la zona. En este trabajo se utilizó la misma metodología que en el descrito anteriormente, incluso participa el mismo autor (Mariano Hernández Narváez), con la diferencia que los coeficientes de respuesta se obtienen a partir del modelo de simulación del flujo, elaborado con base en MODFLOW. El sistema hidrogeológico consta de tres unidades principales: un medio saturado de permeabilidad media formado por arenas, gravas y arcillas, y que constituye el acuífero granular somero; un medio fracturado de permeabilidad media que constituye el acuífero fracturado; y una unidad semipermeable formada principalmente por limos y arcillas, que separa al acuífero granular del fracturado en la mayor parte del área de estudio. La calibración del modelo se realizó en forma secuencial, ajustando primero los niveles piezométricos del estado estacionario que prevaleció en el verano de 1984, para luego completar la calibración en el estado transitorio sobre el período diciembre de 1984 a diciembre de 1985. Los coeficientes de respuesta se obtuvieron para diez celdas de manejo

emplazadas en el acuífero fracturado, considerando que aún cuando se encuentra semiconfinado, su comportamiento sea lineal en el corto plazo (se tomaron intervalos de un año).

La función objetivo refleja la intención de llevar al máximo la vida útil del acuífero y de reducir al mínimo los efectos de la sobreexplotación. El modelo de manejo plantea reducir al mínimo los abatimientos dentro de las restricciones físicas del sistema hidrogeológico, mientras se satisface la demanda de agua de la Central Termoeléctrica de Samalayuca. Las restricciones son las mismas que se plantearon para el caso de Calera, Zac.; y la solución al modelo de manejo se hace con el mismo programa de cómputo (LP88).

Siguiendo el orden cronológico, los trabajos publicados por Chávez, *et al.* (1988), y Chávez, *et al.* (1989), consisten en resúmenes del trabajo anterior, elaborado para Comisión Federal de Electricidad.

El siguiente trabajo elaborado en México es la tesis profesional de Noe Pérez, realizada en 1991 mediante el apoyo de una beca-tesis auspiciada por la Comisión Nacional del Agua. En este trabajo se plantea el manejo óptimo del acuífero de Conejos-Medanos, Chih. el cual se pretende reservar para el abastecimiento de Ciudad Juárez, Chih. Se utiliza el mismo enfoque de matriz de respuesta para el manejo hidráulico del sistema. Para determinar la localización óptima de la batería de pozos, con la que se llevará a cabo la explotación del acuífero, existen dos opciones límite de localización, la primera localizada lo más cerca posible de Ciudad Juárez, la que presenta las siguientes características: mayor profundidad al nivel estático, menor distancia a Ciudad Juárez, cercanía a la zona de agua de mala calidad. La segunda opción es alejando lo más posible la batería de pozos de Ciudad Juárez, la que presenta las siguientes características: menor profundidad de los niveles estáticos, mayor distancia a Ciudad Juárez, y lejanía de la zona de agua de mala calidad. El volumen de agua que se pretende extraer es de $2 \text{ m}^3/\text{s}$, dividido en dos etapas. Las celdas de manejo su ubicaron tomando en cuenta que no se podía localizar pozos en una franja de 4000 m próxima a la frontera con EE.UU., con el fin de que los conos de abatimiento de los pozos no efecten el territorio del país vecino, se consideró recomendable la construcción de pozos de barrera (de bombeo) en la frontera con la zona de agua de mala calidad, con el fin de reducir los gradientes hidráulicos entre ambas zonas.

Considerando que se trata de un acuífero libre, el cual se modeló usando PLASM (modelo de Prickett), fue necesario construir una gráfica de abatimiento contra bombeo para identificar los tramos en que el acuífero se comporta cuasilineal, y de esta manera considerar la corrección de Jacob propuesta por Heidari (1982). Se identificaron dos tramos cuasilineales para los cuales se determinaron los coeficientes de respuesta, que fueron los utilizados en el modelo de manejo. Esto implica que se obtuvieron dos políticas de manejo. Con el objeto de prolongar la vida útil del acuífero, la función objetivo del modelo de manejo minimiza los abatimientos en los pozos, sujeto a: abatimientos máximos permisibles en cada pozo, bombeos máximos posibles en función de la capacidad de los pozos, satisfacer la demanda total de agua, y gradientes hidráulicos máximos permisibles en las celdas colindantes con la zona de agua de mala calidad. Para resolver el modelo de manejo se utilizó una versión del Simplex compilado en Fortran versión 5.0, el cual puede manejar hasta 125 restricciones y 180 variables.

A finales de 1991 la empresa Anáhuac Ingenieros, Consultores y Supervisores, realizó mediante contrato para la Comisión Nacional del Agua el proyecto de manejo del acuífero del valle de Cuauhtémoc, y de Laguna de Mexicanos, Chih.. Los acuíferos de estos valles son de tipo libre y se alojan en materiales de relleno aluvial que presentan continuidad hidráulica con las rocas volcánicas subyacentes. Se elaboró un modelo de simulación del flujo de agua subterránea con base en MODFLOW, utilizando una malla de 52 filas por 32 columnas. En este proyecto se realizó la calibración del modelo de flujo mediante el inversor MODINV, el

cual es un programa de optimación de parámetros desarrollado por John Doherty de la Universidad James Cook, de Queensland, Australia. Los parámetros por optimar mediante MODINV fueron la conductividad hidráulica por zonas y la recarga por precipitación pluvial en los valles.

El modelo de manejo de los acuíferos del área de Cuauhtémoc, está constituido por la integración del modelo digital de simulación y un modelo de decisión a través de las funciones de respuesta, la cual relaciona el bombeo en las diferentes zonas de manejo con el abatimiento en las mismas. Se definieron 50 zonas de manejo del agua subterránea en el Valle de Cuauhtémoc, y 16 para la Laguna de Mexicanos. Se estableció un horizonte de manejo de 10 años a partir de 1990, dividido en dos períodos de 5 años. El modelo de manejo maximiza la suma de los bombeos en los pozos, sujeto a bombeos máximos y mínimos en cada celda, cumplir con la demanda total de agua potable, se exige que el bombeo en el segundo período no sea mayor que en el primero, y que los abatimientos estén dentro de un rango permisible. Para el cálculo de los coeficientes de repuesta, el modelo digital de flujo calibrado sobre el período 1979-1990 se transformó a un modelo de abatimientos, que es un modelo de cambios, donde la ecuación diferencial parcial de flujo se expresa en términos de abatimientos en lugar de carga hidráulica (ecuación 30), y por tanto las condiciones iniciales y de frontera se imponen en consistencia con esta nueva variable.

Chávez y Flores (1992) presentan la optimación del bombeo en el acuífero de Villa de Reyes, San Luis Potosí. Utilizando el mismo enfoque metodológico que se adoptó para el acuífero de Samalayuca, Chih. (Chávez, *et al.* 1989). Para el cálculo de los coeficientes de respuesta se utilizó un modelo elaborado previamente por el Depto. de geohidrología y la Residencia de Estudios de Ingeniería Civil en Querétaro, ambos de la C.F.E.. El modelo de simulación se elaboró en base a MODFLOW, aún cuando el acuífero de Villa de Reyes es Libre, y por lo tanto, intrínsecamente no lineal, y considerando que las funciones de respuesta, al relacionar linealmente el bombeo con el abatimiento, exigen un comportamiento lineal o cuasilineal del acuífero. Se consideró aceptable que el comportamiento del acuífero de Villa de Reyes sería lineal mientras los abatimientos del nivel freático sean pequeños comparados con el espesor saturado. Esto podría funcionar para períodos cortos, pero no garantiza su aplicación a períodos largos.

El modelo de manejo planteado, al igual que el de Samalayuca, plantea minimizar los abatimientos, por lo que se plantearon dos esquemas de bombeo: el primero minimiza únicamente los abatimientos en los pozos de C.F.E., sin considerar los efectos sobre el medio granular, y sujeto a un conjunto de restricciones exactamente iguales a las de Samalayuca; el segundo esquema de bombeo plantea considerar al sistema acuífero completo, es decir, buscar la minimización de abatimientos tanto en el medio fracturado como en el granular. Es importante destacar que se ensayo el diseño de ambos esquemas óptimos para demandas mayores de 450 l.p.s., resultando que en el caso del primer esquema no fue factible obtener una solución óptima con una demanda de 700 l.p.s., mientras que en el caso del segundo esquema, el método no convergió para una demanda de 550 l.p.s., lo cual significa que no es posible satisfacer estas demandas sin violar las restricciones físicas que condicionan la explotación del sistema acuífero.

III.3.- FORMULACION DE MODELOS DE MANEJO,

Como se ha visto a través de la revisión bibliográfica, el enfoque de matriz de respuesta ha sido aplicado a diferentes problemas encaminados al aprovechamiento óptimo del agua subterránea, entendiéndose como manejo óptimo aquél que considera todos los aspectos que influyen en el control del agua para cada caso en específico. Esto nos lleva a pensar que existen diferentes formulaciones de modelos de manejo a partir del enfoque

de matriz de respuesta. En este sentido se plantearán algunos casos tipo tomados de la bibliografía analizada.

MAXIMIZAR BOMBEO,

Para el caso más simple, en el que se pretende hacer un manejo hidráulico del sistema, se tienen dos enfoques: uno, maximizar el bombeo en los pozos, y el otro minimizar los abatimientos. Para el primer enfoque presentamos el planteamiento propuesto por Heidari, (1982).

$$\text{Max } Q = \sum_{k=1}^M \sum_{n=1}^N q(k, n) \quad (8)$$

sujeto a

$$1) \quad 0 \leq q(k, n) \leq \bar{q}(k, n) \quad \text{para todo } k \text{ y } n \quad (9)$$

$$2) \quad \sum_{k=1}^M q(k, n) \geq Q(n) \quad \text{para todo } n \quad (10)$$

$$3) \quad 0 \leq s(k, n) \leq \gamma b(k) \quad \text{para todo } k \text{ y } n \quad (11)$$

$$4) \quad s(k, n) = \sum_{j=1}^M \sum_{i=1}^N q(j, i) \beta(k, d, n-i+1) \quad (12)$$

Donde:

Q = suma del bombeo de M pozos para N periodos,

$q(k, n)$ = bombeo en el pozo k durante el período n ,

$\bar{q}(k, n)$ = límite superior del bombeo en el pozo k durante el período n ,

$Q(n)$ = límite inferior de la suma del bombeo en M pozos durante el período n ,

$s(k, n)$ = abatimiento del pozo k desde el inicio del bombeo hasta el final del período n ,

γ = una fracción contenida entre 0 y 1,

$b(k)$ = espesor saturado en el pozo k ,

$\gamma b(k)$ = límite superior de abatimiento para el pozo k al final del período n , y,

$\beta(k, j, n-i+1)$ = coeficiente de respuesta del pozo k en el sitio j ,

MINIMIZAR ABATIMIENTOS,

En el caso de que se quiera prolongar al máximo la vida útil de un acuífero, la función objetivo tenderá a minimizar los abatimientos. Al respecto, se presenta el planteamiento propuesto por Chávez et al. (1989),

$$\text{Minimizar} \quad \sum_{k=1}^M s(k) \quad (13)$$

sujeto a:

$$1) \quad s(k) \leq S_{\max}(k) \quad \text{para toda } k \quad (14)$$

$$2) \quad Q(k) \leq Q_{\max}(k) \quad \text{para toda } k \quad (15)$$

$$3) \quad \sum_{k=1}^M Q(k) \geq D \quad (16)$$

$$4) \quad s(k) = \sum_{j=1}^M \beta(k,j) Q(j) \quad \text{para toda } k \quad (17)$$

Donde:

$s(k)$ = abatimiento en la celda de manejo k ,

M = número total de celdas de manejo,

$Q(k)$ = caudal de bombeo en la celda k ,

$\beta(k,j)$ = coeficiente de respuesta que representa el abatimiento en la celda k por el bombeo unitario en la celda j , es importante señalar que en éste trabajo, Chávez, desprecia los efectos residuales, por lo que calcula únicamente los 7b para el primer período, esto es aceptable únicamente en políticas de manejo a corto plazo,

$S_{\max}(k)$ = abatimiento máximo permisible en la celda k ,

$Q_{\max}(k)$ = caudal de bombeo máximo posible en la celda k , y,

D = demanda total de agua.,

MINIMIZAR COSTOS DE BOMBEO,

El primer caso de aplicación de funciones de respuesta (Maddock, 1972) se aplicó con el fin de minimizar los costos de bombeo en forma estacional, considerando que el costo de bombeo de agua en pozos es directamente proporcional al producto de la cantidad de agua bombeada en el pozo y el abatimiento que se tiene en el mismo. Para el caso de tres pozos con un horizonte de diseño de cinco años considerando intervalos semianuales, Maddock (1972) propuso el siguiente esquema,

$$\text{minimizar} \quad \left\{ \sum_{k=1}^3 \sum_{n=1}^{10} \frac{c(k,n)}{(1+r)^n} \left[\sum_{j=1}^3 \sum_{i=1}^n \beta(k,j,i,n-1+1) Q(j,i) + L(k) \right] Q(k,n) \right\} \quad (18)$$

sujeto a:

$$1) \quad \sum_{k=1}^3 Q(k,i) \geq Q_d(i) \quad \text{para toda } i \quad (19)$$

$$2) \quad Q(k,i) \leq Q_{\max}(k) \quad \text{para toda } i \text{ y } k \quad (20)$$

Donde:

$C(k,n)$ = costo de bombeo por metro cúbico de agua y por metro de abatimiento por estación para el pozo k en el intervalo de tiempo n ,

r = es la tasa de interés semianual para llevar los costos a valor presente,

$L(k)$ = es la profundidad inicial en el pozo k ,

$\beta(k,j,n-i+1)$ = es el coeficiente de respuesta,

$Q(k,i)$ = bombeo en el pozo k para el intervalo i,

$Q_{max1}(k)$ = gasto máximo posible en el pozo k, y,

$Q_d(i)$ = demanda de agua en el período i.

MAXIMIZAR RENDIMIENTOS CON USO CONJUNTO,

Reichard (1987) presenta un esquema de manejo para un acuífero utilizado principalmente para agricultura y en el que se hace un manejo conjunto entre el acuífero y las corrientes superficiales que cruzan la zona. El objetivo de este modelo de manejo es maximizar la diferencia (sobre tiempo y espacio) entre el rendimiento neto de la agricultura y los costos del agua. El esquema planteado se basa en coeficientes de respuesta por bombeo y coeficientes de repuesta por recarga del río y es el siguiente:

$$\text{Maximizar } \sum_{t=1}^{T-1} \sum_{i=1}^{NS} (fit - Cit)Bt + \sum_{t=T}^{\infty} \sum_{i=1}^{NS} (fit - Cit)Bt \quad (21)$$

donde:

fit = función de rendimiento agrícola para el sector i en el año t, es una función de $qit(fit = mi + niqit + piqit^2)$,

mi = coeficiente constante en la función de rendimiento agrícola,

ni = coeficiente lineal en la función de rendimiento agrícola,

pi = coeficiente lineal en la función de rendimiento agrícola,

qit = bombeo en el sector i en el año t,

cit = costo total de bombeo en el sector i en el año t,

$cit = qit e Dit$,

e = costo unitario de bombeo,

Dit = carga total de bombeo en el sector i en el año t,

$$Dit = \sum_{\tau=1}^1 \left[\sum_{j=1}^{NS} aitj\tau q1\tau + \sum_{k=1}^{NR} \sum_{s=1}^2 bitk\tau s k\tau s \right] + Lit \quad (22)$$

$aitj\tau$ = coeficiente de respuesta en el sector i, en el año t, debido a un bombeo unitario en el sector j en el año τ ,

$bitk\tau s$ = coeficiente de respuesta en el sector i, en el año t, debido a recarga unitaria en el tramo k de río, en el año τ , en la estación s,

$\tau k t s$ = recarga en el tramo k del río, en el año τ , en la estación s ,

Lit = carga de bombeo en el sector i en el año t , debido a las condiciones iniciales y de frontera,

$$Bt = \frac{ij}{(1+d)^t}$$

d = tasa de descuento,

T = número de años actualmente modelados en optimación,

NS = número de sectores agrícolas, y ,

NR = número de tramos de río.

MAXIMIZAR DISPOSICION DE DESECHOS,

Gorelick (1982) hace una aplicación del enfoque de matriz de respuesta a problemas de calidad del agua. La capacidad de disposición de desechos en un sistema hidrogeológico puede ser maximizada mientras se mantiene la calidad del agua bajo control en sitios específicos. Utiliza una matriz de concentraciones de respuesta derivadas de un modelo de simulación de transporte de contaminantes. El objetivo de este trabajo es manejar fuentes contaminantes en sitios potenciales en los que se pretende obtener el plan óptimo de descarga y los volúmenes de disposición en cada sitio, mediante el siguiente planteamiento:

$$\text{maximizar } Z = (u^t)(f) \quad (23)$$

sujeto a:

$$1) \quad (R)(f) \leq (c^*) \quad (24)$$

$$2) \quad (f) \geq 10 \quad (25)$$

donde:

(R) = matriz rectangular de concentraciones de respuesta ($m \times n$). El número de columnas n es igual al número de sitios de disposición, el número de renglones m es igual al número de pozos de observación,

(f) = vector de n elementos f_{jk} que corresponde a los volúmenes de inyección de soluto durante el período de manejo j en el sitio de disposición k ,

(u^t) = vector renglón de unos, $(1, \dots, 1)$, es la traspuesta de u , y ,

(c^*) = vector que refleja los estándares de calidad impuestos a los pozos de abastecimiento en el tiempo,

Al resolver este problema de programación lineal, los valores óptimos resultantes (f) son tales que las concentraciones en cualquier tiempo y en cualquier pozo de abastecimiento de agua no excedan los estándares de calidad del agua.

Hasta este momento se han planteado diferentes esquemas de manejo óptimo del agua subterránea, basados en el enfoque de matriz de respuesta. Por supuesto que no cubren todos los casos posibles; sin embargo, pueden servir de guía para hacer el planteamiento de problemas específicos.

IV.- CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES,

En las últimas dos décadas se han generado varias metodologías para analizar el problema del manejo óptimo de un acuífero, donde los enfoques principales están encaminados al manejo hidráulico del sistema y al manejo en su conjunto considerando aspectos económicos. Se ha trabajado mucho en la optimización de los costos del bombeo de agua subterránea; sin embargo, uno de los problemas principales radica en estimar los costos unitarios reales, ya que influyen muchos aspectos tales como subsidios, fuertes variaciones en la eficiencia de los equipos de bombeo, etc. Este problema ha sido atacado mediante técnicas de programación cuadrática y resuelto en forma aceptable. Para el caso de manejo hidráulico a partir de las cargas o el bombeo, se han desarrollado dos métodos principales, el de modelos empotrados, en el que las ecuaciones de flujo linealizadas en diferencia finitas o elemento finito se insertan en un modelo de manejo; el segundo método es el de matriz de respuesta. Estos métodos han sido aplicados también para problemas de operación de acuíferos y de asignación de agua subterránea. En este último caso el conjunto de restricciones se ha visto incrementado con limitantes de tipo económico. Sin embargo, no se encontraron restricciones de tipo social o de impacto ambiental, probablemente por la dificultad para traducirlas en ecuaciones.

Por otro lado, es importante señalar que, dado los objetivos y alcances del presente trabajo, no se probaron ni se validaron los modelos propuestos en las diferentes publicaciones, por lo que no se puede asegurar su eficacia en cuanto al sistema de solución y la sensibilidad del modelo, sin embargo, considerando que se han presentado en publicaciones de reconocido prestigio, no se duda de su representatividad del problema.

El criterio general de manejo de los acuíferos se basa en el concepto de rendimiento óptimo, el que para el caso de un proyecto infinito sin fuente alternativa tiende a largo plazo a igualarse con el rendimiento seguro; sin embargo, en el corto plazo pueden darse diferentes esquemas de manejo del acuífero, en los que las metodologías aquí analizadas tendrían mucha aplicación. Podría darse el caso de que se prefiera explotar un acuífero con base en las teorías de mercado, en la que se dejaría al usuario como responsable de tomar las decisiones sobre cuando y cuanto bombear desde su pozo; de hecho, en algunos acuíferos de México así se ha hecho. Gissery Sánchez (1980) analizan el comportamiento de la libre competencia, entre usuarios, contra el control óptimo del bombeo de agua subterránea, aplican su trabajo a la cuenca del Río Pecos, New México, EE.UU.. Encontrando que si la capacidad de almacenamiento del acuífero es relativamente grande, entonces las dos estrategias cumplen igual. En el caso del Río Pecos, en que realizó un análisis simplificado, los resultados de ambos enfoques son idénticos. Pero es necesario conocer algunas de los supuestos en que basa su análisis; primero, que únicamente se puede regar dentro del área del acuífero; segundo, que si el acuífero tiene fondo (de hecho todos lo tienen), no será posible alcanzar el estado estacionario, en el caso de que todos los usuarios tengan los mismos derechos, será necesario restringir estos derechos; y tercero, que la recarga natural es muy pequeña en relación con el almacenamiento del acuífero,

Para el caso de México, esta teoría no es aplicable dado que los costos de producción de agua subterránea que se tienen en el sector agrícola no reflejan los costos reales del bombeo, debido al subsidio a las tarifas de energía eléctrica, préstamos blandos por parte de la banca de desarrollo, apoyo institucional, etc. de manera que los costos son muy bajos en relación con los costos reales del bombeo. Esto ha llevado a las condiciones de sobreexplotación en que se encuentran acuíferos como el de la Comarca Lagunera, donde los niveles estáticos descienden a un ritmo promedio de 1.5 m/año, y aún no se tiene el control de la explotación por factores de mercado. Aún cuando la economía del sector agrícola en estas zonas esta en quiebra, continúan esperando que el gobierno aporte dinero vía subsidios y condonación de deudas, para poner a trabajar sus pozos.

Otro aspecto importante del manejo de acuíferos en México, es el manejo de los acuíferos sobreexplotados, donde la extracción es de 2 a 4 veces la recarga natural, no hay posible política óptima de manejo, con base en el desarrollo autosostenible de la región, que no tenga que partir de una fuerte reducción en el bombeo, con los consiguientes impactos en la economía de la región y la resistencia social a aceptar y aplicar dicho esquema de manejo.

El enfoque multiobjetivos ofrece facilidades para el manejo de problemas complejos, como los que se han discutido sobre México; sin embargo, hace falta trabajar más para su aplicación en México, misma que se puede adaptar fácilmente, acoplándolo con el enfoque de matriz de respuesta.

Del análisis de los métodos para el manejo hidráulico de un acuífero, el que mayores ventaja ofrece es el de funciones de respuesta, ya que permite manejar problemas de gran escala, sin que se tengan fuertes problemas de dimensionabilidad, utilizando campos de pozos. Permite extrapolar el método a problemas de calidad del agua, mediante la matriz de concentraciones de respuesta (Gorelick, 1982); también se puede aplicar a problemas de manejo conjunto río-acuífero, a través de los coeficientes de respuesta del río (Reichard, 1987). Una de las grandes ventajas del método de matriz de respuesta es que permite utilizar modelos de simulación preexistentes, calibrados previamente, lo que ahorra mucho tiempo y trabajo, además de que es un método que constantemente recibe aportaciones que lo enriquecen y le permite resolver problemas cada vez más complejos (por ejemplo, Maddock y Lacher, 1991), por lo que se ha vuelto de amplia aplicación en todo el mundo y representa un lenguaje común para los que se dedican al manejo del agua subterránea.

Lo establecido previamente no significa que no sirva el método de modelos empotrados, puesto que se ha observado que para casos sencillos, en régimen establecido, funciona muy bien. Como ejemplo práctico tenemos el trabajo de Aguado (1974) para mantener drenada una excavación, lo que da idea de lo amplio que es la aplicación del manejo óptimo del agua subterránea, en el campo de la ingeniería.

Un aspecto que se debe de tomar en cuenta es que los resultados obtenidos mediante los modelos de simulación y de manejo, particularmente en el caso de las cargas hidráulicas, dada la forma en que se hace la discretización del medio continuo, representa el abatimiento promedio en toda la celda, que podrían estar subestimados en comparación con los abatimientos reales en los pozos, debido a las pérdidas de carga hidráulica dentro del pozo, debido al diseño de éste, o al método constructivo del mismo. Por esto, cuando se hacen optimaciones con base en el costo de bombeo, deberá tomarse con mucho cuidado los costos de bombeo que se apliquen.

Se requiere trabajar más en el desarrollo de algoritmos y programas de cómputo que manejen muchas variables, con el fin de atacar problemas muy complejos o de gran extensión.

VII. REFERENCIAS.

1. Aguado, E. y Remson, I. (1974). "Ground-Water Hydraulics in Acuífer Management". Journal of the Hydraulics Division, vol. 100 (1) : 103-117
2. Aguado, E. y Remson, I., Pikul, M.F. y Thomas. W.A. (1974). "Optimal Pumpin for Aquifer Dewatering". Journal of the Hydraulics Division, Vol. 100 (7) : 869-877
3. Aguado, E. y Remson, I. (1980). "Ground-Water Management with Fixed Charges". Journal of the Water Resources Planning and Management Division., vol. 106 (2) : 375-383

4. Andricevic, R. (1990). "A Real-Time Approach to Management and Monitoring of Groundwater Hydraulics". *Water Resources Research*, vol. 26 (11) : 2747-2755.
5. Aral, M.M. (1989). "Waste Stabilization in Multilayer Aquifers by Optimal Hydraulic Control". *Ground Water*, vol. 27 (4) : 517-523
6. Bostock, C.A., Simpson, E.S. y Roefs, T.G. (1977). "Minimizing Cost in Well Field Design in Relation to Aquifer Models". *Water Resources Research*, vol. 13 (2) : 420-426.
7. Bredehoeft, J.D. y Young, R.A. (1970). "The Temporal Allocation of Ground Water – A Simulation Approach". *Water Resources Research*, vol. 6 (1) : 3-21
8. Carrillo Rivera, J.J. y Escolero, O.A. (1991). "A Hydrogeological Survey in Mexico". *Proceedings of the International Symposium on Hydrology and Water Resources Education and Training: The Challenges to Meet at the Turn of the XXI Century*, Edited by Jose A. Raynal, Water Resources Publications. 319-324 pp.
9. Casola, W.H., Narayanan, R., Duffy, C. y Bishop, A.B. (1986). "Optimal Control Model For Groundwater Management". *Journal of the Water Resources Planning and Management*, vol. 112 (2) : 183-197.
10. Colarullo, S.J., Heidari, M y Maddock III, T. (1984). "Identification of an Optimal Groundwater Management Strategy in a Contaminated Aquifer". *Water Resources Bulletin*, vol. 20 (5) : 747-760.
11. Comisión Federal de Electricidad. (1987). "Análisis del Estudio Geohidrológico de Samalayuca, Chih. y Diseño de una Política de Explotación Óptima para el Abastecimiento de la Central Termoeléctrica de Samalayuca". Universidad Autónoma de Chihuahua. Contrato No. 872009.
12. Comisión Nacional del Agua. (1991). " Actualización del Estudio Geohidrológico, Analizar las Políticas de Operación y Elaborar el Proyecto de Manejo del Acuífero del Valle de Cuauhtémoc, Chihuahua". Anáhuac Ingenieros, Consultores y Supervisores, S.A. de C.V. Contrato No. CNA-GRN-90-009.
13. Cummings, R.G y Mc Farland, J.W. (1974). "Groundwater Management and Salinity Control". *Water Resources Research*, vol. 10 (5) : 909-915.
14. Chávez, A., Flores, S. y Hernández, M. (1988). "Modelación Digital y Optimización Matemática en el Manejo de Acuíferos Regionales: Un Ejemplo de Aplicación". *Memorias del 10º Congreso Nacional de Hidráulica, Morelia, Michoacán, Tomo II* : 473-483.
15. Chávez, A., Hernández, M. y Flores, S. (1989). "Modelación digital y Optimización de Acuíferos". *Ingeniería Hidráulica en México*, vol. IV (2) II época : 31-39.
16. Chávez, A. y Flores, S. (1992). "Optimización del Bombeo en el Acuífero de Villa de Reyes, San Luis Potosí". *Ingeniería Hidráulica en México*, vol. VIII (1) II época : 99-107.
17. Chávez Guillén, R. y Martínez Leyva, P. (1991). "Groundwater Administration in México". *Proceedings of the International Symposium on Hydrology and Water Resources Education and Training: The Challenges to Meet at the Turn of the XXI Century*, Edited by Jose A. Raynal, Water Resources Publications. 395-402 pp.
18. Danskin, W.R. y Gorelick, S.M. (1985). "A Policy Evaluation Tool: Management of a Multiaquifer System Using Controlled Stream Recharge". *Water Resources Research*. vol.21 (11) : 1731-1747.
19. Dougherty, D.E. y Marryott, R.A. (1991). "Optimal Groundwater Management. 1. Simulated Annealing". *Water Resources Research*. vol.27 (10) : 2493-2508.
20. Escolero, O. (1993) "Manejo Optimo de un Acuífero", Tesis de Maestría, Universidad Nacional Autónoma de México, México, D.F.,68p.
21. García-Rojas, O., (1995). Manejo Optimo del Acuífero del Valle de Aguascalientes, Bajo Control de Subsistencia. Tesis de Maestría, Intituto Politécnico Nacional, México, D. F.

22. Gisser, M y Sánchez, D.A. (1980) "Competition Versus Optimal Control in Groundwater Pumping". *Water Resources Research*. vol.16 (4) : 638-642.
23. Gorelick, S.M. y Remson, I. (1982). "Optimal Dynamic Management of Groundwater Pollutant Sources". *Water Resources Research*. vol.18 (1) : 71-76.
24. Gorelick, S.M. (1982). "A Model for Managing Sources of Groundwater Pollution". *Water Resources Research*. vol.18 (4) : 773-781.
25. Gorelick, S.M. (1983). "A Review of Distributed Parameter Groundwater Management Modeling Methods". *Water Resources Research*. vol.19 (2) : 305-319.
26. Gorelick, S.M., Voss, C.I., Gill, P.E., Murray, W., Saunders, M.A. y Wright, M.H. (1984). "Aquifer Reclamation Design: The Use of Contaminant Transport Simulation Combined with NonLinear Programming". *Water Resources Research*. vol.20 (4) : 415-427.
27. Heidari, M. (1982). "Application of Linear System's Theory and Linear Programming to Ground Water Management in Kansas". *Water Resources Bulletin*, vol. 18 (6) : 1003-1012.
28. Hernández, M. (1986). "Application of the Algebraic Technological Function to the Optimization of Groudwater Abstraction From an Unconfined Aquifer in Zacatecas, México". M.S. Tesis, The University of Arizona, 159 pp.
29. Jones, L., Willis, R. y Yeh, W. W-G. (1987). "Optimal Contol of Nonlinear Groundwater Hydraulics Using Differential Dynamic Programming". *Water Resources Research*. vol.23 (11) : 2097-2106.
30. Kaunas, J.R. y Haimes, Y.Y. (1985). "Risk Management of Groundwater Contamination in a Multiobjetivo Framework". *Water Resources Research*. vol.21 (11) : 1721-1730.
31. Khepar, S.D. y Chaturvedi, M.C. (1982). "Optimum Cropping and Ground Water Management". *Water Resources Bulletin*. vol.18 (4) : 655-660.
32. Knapp, K.C. y Feinerman, E. (1985). "The Optimal Steady-State in Groundwater Management". *Water Resources Bulletin*. vol.21 (6) : 967-975.
33. Lall, U. y Santini, M.D. (1989). "An Optimization Model for Unconfined Stratified Aquifer Systems". *Journal of Hydrology*, Vol. 11 : 145-162.
34. Lemoine, P.H., Reichard, E.G. y Remson, I. (1986). "An Efficient Response Matrix Method for Coupling a Groundwater Simulator and a Regional Agricultural Management Model". *Water Resources Bulletin*. vol.22 (3) : 417-423.
35. Lindner, W., Lindner, K. y Karadi, G. (1988). "Optimal ground Water Management in Two-Aquifer Systems". *Water Resources Bulletin*. vol.24 (1) : 27-33.
36. Maddaus. W.O. y Aaronson, M.A. (1974). "A Regional Groundwater Resource Management Model". *Water Resources Research*. vol.8 (1) : 231-237.
37. Maddock III, T. (1972). "Brief Reports: Algebraic Technological Function from a Simulation Model". *Water Resources Research*. vol.8 (1) : 129-134.
38. Maddock III, T. (1973). "Management Model as a Tool for Studying the Worth of Data". *Water Resources Research*. vol.9 (2) : 270-280.
39. Maddock III, T. (1972). "Nonlinear Technological Functions for Aquifer Whose Transmissivities Vary with Drawdown". *Water Resources Research*. vol.10 (4) : 877-881.
40. Maddock III, T. Y Haimes, Y.Y. (1975). "A Tax System for Groundwater Managment". *Water Resources Research*. vol.11 (1) : 7-14.
41. Maddock III, T. y Lacher, L. J. (1991). "Drawdown, Velocity, Storage, and Capture Response Functions for Multiaquifer Systems". *Water Resources Research*. vol.27 (11) : 2885-2898.

42. Makinde-Odusola, B.A. y Mariño, M.A. (1989). "Optimal Control of Groundwater by the Feedback Method of Control". *Water Resources Research*. vol.25 (6) : 1341-1352.
43. Peralta, R.C. y Datta, B. (1990). "Reconnaissance-Level Alternative Optimal Ground-Water Use Strategies". *Journal of Water Resources Planning and Management*, vol. 116 (5) : 676-691.
44. Pérez, N. (1991). "Explotación Óptima del Acuífero de Conejos-Medános, Chihuahua". Tesis Profesional. ESIA. Instituto Politécnico Nacional, 78 pp.
45. Rastogi, A.K. (1989). "Optimal Pumping Policy and groundwater Balance for the Blue Lake Aquifer, California, Involving Nonlinear Groundwater Hydraulics". *Journal of Hydrology*, vol. 111(2):177-194.
46. Reichard, E.G. (1987). "Hydrologic Influences on the potential Benefits of Basinwide Groundwater Management". *Water Resources Research*, Vol. 23(1): 77-91
47. Reichard, E.C. y Lefkoff, L. J. (1987). "Discussion: The Optimal Steady-state in Groundwater Management. *Water Resources Bulletin*, Vol. 23(4): 717-721
48. Schwarz, J, (1976). "Linear Models for Groundwater Management" *Journal of Water Resources Planning and Management*, Vol. 28:377-392.
49. Shamir, U., Bear, J. y GamLiel, A.(1984). "Optimal Annual Operation of a Coastal Aquifer" . *Water Resources Research*, (1976). "Linear Models for Groundwater Management" *Journal of Water Resources Planning and Management*, Vol. 28:377-392.
50. Tung, Y-K. y ASCE. (1986). "Groundwater Management by Chance-Constrained Model" *Journal of Water Resources Planning and Management*, Vol. 112 (1):1-19.
51. Wagner, B. J. y Gorelick, S.M. (1987) "Optimal Groundwater Quality Management Under Parameter Uncertainty" *Stochastic Programming approaches and the value of information" Water Resources Research*, Vo. 23(7):1162-1174.
52. Wagner, B.J. y Shamir U. Y Nemati, H.R. (1992) "Groundwater Quality Management Under Uncertainty" *Stochastic Programming approaches and the value of information" Water Resources Research*, Vol. 28(5):1233-1246.
53. Wagner, B.J. y Shamir U. y Nemati, H.R. (1992) "Groundwater Quality Management Under Uncertainty" *Stochastic Programming approaches and the value of information" water Resources research*, Vol. 28 (5): 1233-1246.
54. Wanakule, N., Mays, L.W. y Lasdon, L.S. (1986). "Optimal Management of Large-Scale Aquifers: Methodology and applications": *Water Resources Research*, vol. 22(4): 447-465.
55. Willis, R., ASCE y Newman, B.A. (1977). "Management Model for Ground-Water Development" *Journal of water Resources Planning and Management*, vol. 103(1): 159-171.
56. Willis, R., Liu, P. y ASCE (1984). "Optimization Model for Ground-Water Planning *Journal of water Resources Planning and Management*, vol. 110(3): 333-347.
57. Willis, R., y Finney, B.A. (1985). "Optimal control of Nonlinear Groundwater Hydraulics" *Theoretical Development and Numerical Experiments " Water Resources Research*, vol.21(10): 1476-1482.
58. Willis, R., y Finney, B.A. (1988). "Planning Model for Optimal Control of Saltwater Intrusion" *Journal of Water Resources Planning and Management*, vol. 114(2):163-178
59. Yazicigil, H. y Rasheeduddin, M. (1987). "Optimization Model for Groundwater Management in Multi-Acuifer Systems". *Journal of Water Resources Planning and Management*, vol. 113 (2): 257-273.
60. Yazicigil, H., Al-Jayla, R. I. y Jong, R.L. (1987). "Optimal Management, of a Regional Aquifer in Eastern Saudi Arabia". *Water Resources Bulletin*, vol. 23 (3): 423-434.

ANEXO DE EJEMPLOS

Ejemplo. Pozo: P-41. Localización: Col. San Primitivo, Tlahuelipan, Hgo.

$$A_R = \frac{q_{aa}}{R_e}$$

Donde:

A_R Area de la zona de captura (m^2)

q_{aa} Volumen anual autorizado (m^3)

R_e Recarga anual (m), calculado de un balance de aguas subterráneas simple.

Datos

Q máx = 30 lps, Q exp. = 25 lps

Tiempo de operación del pozo = 18 hrs/d

Periodo de balance: marzo/1982 a marzo/1992

Area de la zona II = $256 \text{ km}^2 = 256,000,000 \text{ m}^2$

Recarga total zona II = $1,683,819 \text{ Mm}^3$

Cálculo

Volumen anual autorizado:

$$q_{aa} = (0.025)(60)(60)(18)(365)$$

$$q_{aa} = 591,300.0 \text{ m}^3/\text{a}$$

Recarga anual:

$$\text{Recarga}_{\text{anual}} = (1,683.819)(1,000,000)/(10) = 168,381,900 \text{ m}^3/\text{a}$$

$$R_e = \frac{\text{Recarga}_{\text{total}}}{\text{Area}_{\text{balance}}} = \frac{168,381,900}{256,000,000} = 0.657 \text{ m}$$

Area de la zona de captura:

$$A_R = \frac{q_{aa}}{R_e} = \frac{591,300.0}{0.657} = 899,042 \text{ m}^2$$

Radio de la zona de captura:

$$A_R = (\pi)(r_R^2)$$

$$r_R = \sqrt{\frac{A_R}{\pi}} = \sqrt{\frac{899,042.1}{\pi}} = 534.95 \text{ m}$$

Ejemplo. Pozo P-41. Localización: Col. San Primitivo, Tlahuelilpan, Hgo.

Una estimación del área A_d (m^2) relacionada a un tiempo de viaje de una zona t_d (en días), puede también calcularse usando un enfoque volumétrico como:

$$A_d = \frac{qt_d}{bn}$$

Donde:

- q Volumen anal autorizado dividido entre 365 días ó el volumen día ó el volumen diario máximo autorizado, dependiendo si la zona de protección que se está delineando es la interna o la externa (m^3/d).
- b Espesor del acuífero o longitud ranurada del pozo (m)
- n Porosidad efectiva.

Datos

Q_{máx.} = 30 lps (interior)
Q exp. = 25 lps (exterior)
Tiempo de operación del pozo = 18 hrs/d
 T_d = 50 días (interior)
 T_d = 400 días (exterior)
b = 104 m
n = 0.2

Cálculo

Radio de la zona de protección interior:

$$A_d = (\pi)(r_i^2)$$
$$r_i = \sqrt{\frac{A_i}{\pi}} = \sqrt{\frac{qt_d}{bn\pi}} = \sqrt{\frac{(1,947.89)(50)}{(104)(0.2)(\pi)}} = 38.61m$$

Este valor es menor que el radio mínimo recomendado para definir la zona de protección interna (50m), por lo que deberá adoptarse el radio interno de 50 m.

Radio de la zona de protección exterior:

$$A_d = \frac{qt_d}{bn} = \frac{(1947.89)(400)}{(104)(0.2)} = 37,459.4m^2$$

$$r_e = \sqrt{\frac{A_d}{\pi}} = \sqrt{\frac{37,459.4}{\pi}} = 109.2m$$

El área de la zona exterior para 400 días de tiempo de viaje es de 37,459.4 m² la cual es mucho menor al 25 % de A_R, por o tanto deberá incrementarse. Considerando una zona de protección circular, por geometría simple el radio r_e del área de la zona exterior igual al 25 % de A_R, es:

$$r_e = (0.5)(r_R) = (0.5)(534.95) = 267.48 m$$

Radio de la Zona de captura:

$$r_R = 534.95 m$$

Ejemplo. P-41. Localización: Col. San Primitivo, Tlahuelilpan, Hgo.

La ecuación que describe la línea de frontera de una zona de captura alrededor de un pozo en un acuífero confinado de extensión infinita bajo condiciones de estado establecido y un gradiente hidráulico uniforme es:

$$\frac{y}{x} + \tan \frac{[(2)(\pi)(k)(b)(i)(y)]}{q} = 0$$

Donde:

- q Volumen de extracción (m³/d)
- k Conductividad hidráulica (m/d)
- i Gradiente hidráulico
- b Espesor del acuífero (m)
- x y y Coordenadas (m)

La ecuación anterior puede solucionarse para dar el ancho Y_L máximo de la zona de captura aguas arriba como:

$$Y_L = \frac{q}{(k)(b)(i)}$$

y X_L , la longitud máxima de la zona de captura aguas abajo como:

$$X_L = \frac{q}{(2)(\pi)(k)(b)(i)}$$

Datos

- q = 1,620 m³/d
- k = 5 m/d
- b = 104 m
- i = 0.0053

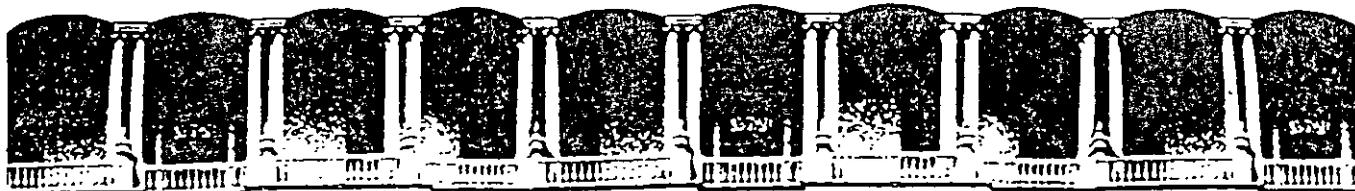
Cálculo

Ancho máximo Y_L de la zona de captura aguas arriba del pozo:

$$Y_L = \frac{q}{(k)(b)(i)} = \frac{1,620}{(5)(104)(0.0053)} = 587.81m$$

Distancia X_L aguas abajo del pozo a el punto nulo:

$$X_L = \frac{q}{2(\pi)(k)(b)(i)} = \frac{1,620}{(2)(\pi)(5)(104)(0.0053)} = 93.55m$$



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

CURSOS ABIERTOS

XIV CURSO INTERNACIONAL SOBRE CONTAMINACIÓN DE SUELOS Y ACUÍFEROS

MODULO III CA 114

MÓDELOS MATEMÁTICOS EN GEOHIDROLOGÍA Y CONTAMINACIÓN DE ACUÍFEROS

TEMA

PROTECCIÓN DE FUENTES DE ABASTECIMIENTO DE AGUA SUBTERRÁNEA

**EXPOSITOR: M. C. OSCAR A. ESCOBEDO FUENTES
M. C. ORLANDO GARCÍA ROJAS
PALACIO DE MINERIA
OCTUBRE DE 2002**

- I. DELIMITACIÓN DE ZONAS DE PROTECCIÓN DE POZOS
 - I.1. Términos relacionados con las zonas de protección de pozos
 - I.2. Definición de parámetros para la delimitación de zonas de protección
 - I.2.1 Distancia
 - I.2.2 Abatimiento
 - I.2.3 Tiempo de viaje
 - I.2.4 Límites de sistemas de flujo
 - I.2.5 Capacidad de asimilación
 - I.3. Métodos para la delimitación de zonas de protección de pozos
 - I.3.1 Radio arbitrario fijo
 - I.3.2 Radio calculado fijo
 - I.3.3 Formas variables simplificadas
 - I.3.4 Modelos analíticos
 - I.3.5 Cartografía hidrogeológica
 - I.3.6 Modelos numéricos
 - I.4. Análisis comparativo de los métodos disponibles
 - I.5. Consideraciones en la selección de la metodología más apropiada
 - I.6. Referencias del capítulo
- II. ZONAS DE PROTECCIÓN DE POZOS EN ACUÍFEROS LIBRES
 - II.1. Métodos aplicables en medios granulares
 - II.1.1 Radio arbitrario fijo
 - II.1.2 Radio calculado fijo
 - II.1.3 Formas variables simplificadas
 - II.1.4 Métodos analíticos
 - II.1.5 Cartografía hidrogeológica
 - II.1.6 Modelos numéricos
 - II.2. Métodos aplicables en medios fracturados
 - II.2.1 Cartografía de zonas vulnerables
 - II.2.2 Cartografía de sistemas de flujo con cálculo de tiempos de viaje
 - II.2.3 Cartografía de sistemas de flujo utilizando la ecuación de flujo
 - II.2.4 Aproximación basada en el tiempo de residencia del agua en el acuífero
 - II.2.5 Modelos numéricos
 - II.2.6 Métodos aplicables en acuíferos cársticos
 - II.3. Referencias del capítulo
- III. ZONAS DE PROTECCIÓN DE POZOS EN ACUÍFEROS CONFINADOS
 - III.1. Introducción
 - III.2. Métodos aplicables a acuíferos confinados con superficie potenciométrica de gradiente suave
 - III.2.1 Introducción
 - III.2.2 Cono de abatimiento
 - III.2.3 Abatimiento vs. distancia
 - III.2.4 Abatimiento vs. tiempo
 - III.2.5 Abatimiento vs. distancia utilizando modelos analíticos y modelos de computadora simples
 - III.2.6 Tiempo de viaje
 - III.2.7 Cono de abatimiento-tiempo de viaje
 - III.2.8 Método del cilindro (radio calculado fijo)
 - III.3. Métodos aplicables a acuíferos confinados con superficie potenciométrica de gradiente normal o pronunciado
 - III.3.1 Zona de contribución con identificación de límites de flujo
 - III.3.2 Aproximación de la configuración de tiempos de viaje (soluciones con métodos analíticos y numéricos)
 - III.4. Referencias del capítulo
- IV. CASOS DE ESTUDIO: EJEMPLOS PRÁCTICOS DEL CÁLCULO DE LA ZONA DE PROTECCIÓN DE POZOS
 - IV.1. Introducción
 - IV.2. Caso de estudio. Delimitación de zonas de protección en un acuífero libre (medio homogéneo)
 - IV.2.1 Problemática

- IV.2.2 Contexto geológico e hidrogeológico
- IV.2.3 Modelo conceptual
- IV.2.4 Utilización de métodos analíticos con cálculos manuales
- IV.2.5 Aplicación del Modelo Analítico WHPA
- IV.2.6 Aplicación del modelo numérico FLOWPATH
- IV.3. Caso de estudio. DELIMITACIÓN DE ZONAS DE PROTECCIÓN EN UN ACUÍFERO LIBRE (MEDIO HETEROGÉNEO)
- IV.4. Caso de estudio. DELIMITACIÓN DE ZONAS DE PROTECCIÓN EN UN ACUÍFERO LIBRE (MEDIO FRACTURADO)
 - IV.4.1 Problemática
 - IV.4.2 Contexto Geológico
 - IV.4.3 Contexto Hidrogeológico
 - IV.4.4 Modelo conceptual
 - IV.4.5 Utilización de métodos analíticos con cálculos manuales
 - IV.4.6 Aplicación del Modelo Analítico WHPA
 - IV.4.7 Aplicación del modelo numérico FLOWPATH
- IV.5. Caso de estudio. DELIMITACIÓN DE ZONAS DE PROTECCIÓN EN UN ACUÍFERO confinado HOMOGÉNEO
 - IV.5.1 Problemática
 - IV.5.2 Contexto Geológico
 - IV.5.3 Contexto Hidrogeológico
 - IV.5.4 Modelo conceptual
 - IV.5.5 Utilización de métodos analíticos con cálculos manuales
 - IV.5.6 Aplicación del Modelo Analítico WHPA
 - IV.5.7 Aplicación del modelo numérico FLOWPATH
- IV.6. Comparación entre las zonas de captura calculadas con los diferentes métodos
- IV.7. Bibliografía del capítulo
- V. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES
 - V.1. Conclusiones
 - V.2. Recomendaciones

Referencia:

Delimitación de las Zonas de Protección de pozos para agua. Geotécnia
 Manual de Diseño de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento
 Comisión Nacional del Agua. Subdirección General Técnica. Gerencia de Ingeniería Básica y Normas Técnicas
 Noviembre 1999

I. DELIMITACIÓN DE ZONAS DE PROTECCIÓN DE POZOS

I.1. TÉRMINOS RELACIONADOS CON LAS ZONAS DE PROTECCIÓN DE POZOS

Debido a que es un concepto que no se ha aplicado en la defensa de la calidad original del agua subterránea, en nuestro país no existe acuñada una definición para el término zona de protección de pozos. De acuerdo con la US Environmental Protection Agency (1987) una *zona de protección de pozos* consiste de “la superficie y subsuelo que encierra o rodea a un pozo o campo de pozos que proveen agua para abastecimiento poblacional, de tal modo que en dicha región, en caso de que se presente un contaminante, es más factible que se mueva y alcance el agua que extrae dicho pozo o campo de pozos”. Una definición alterna un poco más amplia puede ser que la zona de protección de un pozo o campo de pozos, consiste del área que rodea los abastecimientos de aguas subterráneas, pero con la característica principal de que si un contaminante estable y conservativo es introducido en la zona saturada dentro de dicha región, en determinado momento será bombeado por el pozo o campo de pozos que constituyen el abastecimiento para uso poblacional.

Considerando las definiciones anteriores, es conveniente señalar que aunque no está explícitamente señalado, el cálculo de la zona de protección de un pozo considera un volumen de extracción que pudiera denominarse “de diseño o de protección”. En condiciones ideales, dicho caudal debe de corresponder al máximo autorizado al Organismo Operador correspondiente para dicho aprovechamiento. La delimitación de la zona de protección de un pozo con la finalidad de proteger la calidad del agua subterránea que se destina para uso de la población involucra un proceso largo y complicado que incluye desde la recopilación y análisis de la información necesaria, realización de mediciones de campo, hasta la generación de mapas en donde se señala la zona de protección de los pozos investigados junto con la generación de una memoria o reporte de las actividades y cálculos realizados.

Un concepto adicional es el denominado *zona de captura de un pozo* (también conocida como zona de contribución) que consiste del área dentro de la cual toda la recarga del acuífero, sin importar cual sea su origen (precipitación, flujo lateral horizontal, flujo vertical), circulará y finalmente será extraída en dicho aprovechamiento (Figura IV.1). Un término asociado al de zona de captura de un pozo es el denominado como *área de influencia*, que consiste de la región incluida dentro del cono de abatimiento de un pozo de extracción. En la hipotética situación de que la superficie del nivel de saturación de agua subterránea fuera estrictamente horizontal, la zona de captura y el área de influencia conformarían una misma superficie. En el mundo real, la superficie piezométrica del agua subterránea nunca es horizontal, por lo que debido a la presencia de un gradiente hidráulico con determinada dirección y magnitud, la zona de captura y el área de influencia no pueden emplearse como sinónimos. De acuerdo con las definiciones planteadas, la zona de captura de un pozo es el equivalente a su zona de protección.

Cuando se analiza un pozo de bombeo emplazado en un acuífero de tipo libre en un medio homogéneo e isótropo en una región que tiene una divisoria de aguas subterráneas, como es que se representa en la Figura IV.1, los conceptos de zona de protección y de área de influencia previamente discutidos, se comprenden más fácilmente. Nuevamente, aunque no está especificado directamente, el área de influencia tiene que relacionarse con el volumen de diseño del pozo y además con el tiempo de bombeo, que en este caso tiene que ser el necesario para lograr un régimen de flujo muy cercano al estacionario (flujo establecido).

Con base en lo anterior, también es posible definir dentro de la zona de contribución, líneas hipotéticas que señalen puntos o partículas que se encuentran en una posición tal, que todas utilizan el mismo tiempo de viaje, desde su posición original, hasta el pozo de extracción (Figura IV.2). Estas líneas que formalmente se denominan como *isócronas*, también son conocidas con la denominación de *zonas de transporte*. Como todas las partículas incluidas dentro de una zona de transporte determinada (por ejemplo, 5 o 10 años) teóricamente pueden ser bombeadas por el pozo, las zonas de transporte están incluidas en su totalidad, dentro de la zona de captura. En la medida de que el tiempo de viaje que representan las zonas de transporte sean mayores, más significativa será la zona de protección propuesta para dicho pozo. Las zonas de transporte que incluyen cortos periodos de tiempo quedan comprendidas, en su mayor parte, dentro del área de influencia del pozo. Como esta región presenta, comparativamente con otras, una mayor velocidad del flujo, los contaminantes rápidamente pueden ser extraídos con lo que se incorporan a la red de abastecimiento ocasionando problemas en la población.

El principal concepto inherente al establecimiento de una zona de protección, es el tratar de limitar la entrada de contaminantes a los abastecimientos de agua subterránea. Por esta razón, cuando se analiza un acuífero de tipo confinado compuesto por material granular homogéneo e isótropo, en primera instancia se pudiera tener la impresión de que el estrato confinante superior puede constituir una protección efectiva. Sin embargo, de acuerdo con el concepto de continuidad hidráulica establecido por Tóth (1995), el agua subterránea puede desplazarse aún en medios de baja o muy baja conductividad hidráulica, como pudiera ser una capa confinante. De acuerdo con la situación hipotética representada en la Figura IV.3, la superficie potenciométrica del acuífero confinado ha sido modificada por el efecto del pozo de bombeo, de tal modo que en una porción de la zona analizada, la carga hidráulica del acuífero confinado es menor que la establecida para el acuífero libre que lo sobreyace. De este modo, se establece una componente vertical dentro del área de influencia del pozo, que se denomina como “*región de flujo vertical descendente*”. Es dentro de esta región de flujo vertical descendente en donde el flujo potencial de contaminantes puede ocasionar una degradación de la calidad del agua que se bombea en el pozo, por lo que se establece que sí es necesario delimitar una zona de protección para este tipo de acuíferos.

El establecimiento de zonas de protección es más complicado cuando se analizan acuíferos emplazados en medios fracturados o zonas cársticas. En el caso de acuíferos de tipo libre en medios fracturados es necesario identificar los principales sistemas de fracturamiento que existen en la región, así como el control estructural que condiciona la interconexión de dichos sistemas. Para la delimitación de la zona de contribución en medios fracturados es conveniente utilizar el análisis de las manifestaciones superficiales de agua subterránea, que colaborarán en la definición de zonas de recarga, descarga y de tránsito. Una aproximación preliminar para establecer la zona de contribución en este tipo de medios, que en determinadas situaciones puede ser válido, es el suponer que el nivel freático en el subsuelo es una réplica de la topografía superficial.

I.2. DEFINICIÓN DE PARÁMETROS PARA LA DELIMITACIÓN DE ZONAS DE PROTECCIÓN

Los principales objetivos que se plantean con la delimitación de zonas de protección de pozos incluyen: *i*) proporcionar suficiente tiempo para aminorar las consecuencias de la presencia fortuita de un contaminante en el agua subterránea del acuífero que abastece pozos de uso potable, *ii*) disminuir la concentración de la contaminación, por abajo de los límites máximos recomendados por las normas de calidad del agua, previo a que sea extraída por los aprovechamientos y *iii*) proteger de la contaminación potencial a la totalidad o cuando menos la mayor parte de la zona de contribución de los aprovechamientos de agua subterránea.

Con la finalidad de conseguir cumplir con los objetivos convenidos en la delimitación de zonas de protección de pozos, se consideraron cuales serían los *parámetros o criterios* que deben de ser los fundamentos de los métodos que se utilizarán en el establecimiento de dichas zonas. La U.S. Environmental Protection Agency (EPA) propuso los siguientes parámetros: *i*) distancia, *ii*) abatimiento, *iii*) tiempo de viaje, *iv*) límites del sistema de flujo y *v*) capacidad de asimilación. La filosofía que se siguió en la propuesta de los parámetros anteriores, es que cada entidad o agencia encargada de llevar a cabo la determinación de zonas de protección de pozos en una región, seleccione y utilice durante el análisis uno o varios de dichos criterios. Para esto, también propuso métodos específicos que se basan en uno o varios de esos criterios.

La reglamentación de los Estados Unidos de América establecida con base en la Ley de Agua Potable Limpia (Safe Drinking Water Act, SDWA), manifiesta que es necesario proteger los recursos de agua subterránea y otorga facilidades a los estados en el sentido de que son libres de seleccionar los programas más apropiados, de acuerdo con sus recursos y necesidades. En primera instancia, algunas pequeñas ciudades dentro de los estados probablemente no dispondrán de los recursos suficientes para contratar a una firma consultora especializada para la delimitación de las zonas de protección de sus abastecimientos subterráneos. Por esta razón, los criterios propuestos por la EPA tienen como objetivo que, cuando menos algunos de ellos, puedan utilizarse con métodos de aplicación simple, de tal modo que los costos involucrados en la delimitación de las zonas de protección sean mínimos. Se considera que cualquier método de estimación de zonas de protección, por sencillo que parezca, es mejor que no aplicar ninguno. En el mejor de los casos, la aplicación de un método barato y rápido puede ser un primer paso en una estrategia a largo plazo de protección del agua subterránea. Posteriormente, con la disposición de un tiempo más largo y con mayores recursos, tanto financieros como de personal, puede realizarse una delimitación más detallada, como la que puede llevar a cabo personal especializado que tiene los conocimientos para aplicar métodos más complicados.

En nuestro país, la experiencia en la delimitación de zonas de protección de pozos es mínima. De hecho, aunque la reglamentación vigente considera importante la protección de los recursos hidráulicos contra la contaminación, no existen leyes específicas que sugieran la aplicación de una técnica concreta para la salvaguardia de la integridad química del agua subterránea. De acuerdo con la corriente del federalismo que ha estado vigente en los últimos años en nuestro país, el gobierno federal cada vez tiene menor injerencia en las decisiones de los estados y municipios. De este modo, al amparo de las leyes aplicables, corresponderá a los municipios el decidir los procedimientos a seguir para la protección de sus recursos hidráulicos superficiales y subterráneos. El personal que labora en el abastecimiento y distribución del agua potable en los municipios, no siempre tiene los conocimientos técnicos de un hidrogeólogo. Por lo tanto, al igual que con la filosofía utilizada por la EPA, en este manual se revisarán criterios y se propondrán métodos con diferente grado de complejidad.

La elección de los criterios a utilizar dependerá del juicio y experiencia del grupo de personas encargadas de la ejecución, pero dicho raciocinio deberá ser encauzado y condicionado por el conocimiento detallado de la hidrogeología de la zona analizada, de las herramientas que se tengan a la mano y del capital y tiempo de que se disponga. Adicionalmente a los criterios escogidos, es necesario establecer una referencia específica para cada uno de ellos, es decir, los valores numéricos que representen los límites superior o inferior, mismos que cuando sean rebasados, originarán que el parámetro seleccionado cese de proporcionar el efecto de protección deseado. La propuesta de estos "**valores de referencia**" debe de realizarse con mucha cautela, porque si son sobrestimados, las zonas de protección que resulten serán demasiado grandes como para manejarlas en forma adecuada, y en el caso contrario existe el peligro inminente de contaminación del abastecimiento. A continuación se describen brevemente cada uno de los criterios básicos que conforman la base de la delimitación de las zonas de protección.

1.2.1 Distancia

La definición de una zona de protección involucra el establecimiento de un área, lo que se puede lograr proponiendo una **distancia radial** con centro en el pozo. De este modo, se considera que el criterio de distancia es la forma más explícita y simple de proponer una zona de protección de un pozo. Sin embargo, este sencillo procedimiento tiene el inconveniente de que no considera, en forma directa, el modelo conceptual que rige el flujo de agua subterránea (y por lo tanto de los contaminantes) hacia el pozo. De este modo, el aplicar este criterio únicamente, puede resultar en zonas de protección que no cumplirán con la función para las que fueron propuestas.

Sin embargo, desde un punto de vista eminentemente práctico, conviene señalar que aún con los obstáculos y deficiencias que presenta el establecer una zona de protección con base en el criterio de distancia, definitivamente es mejor que evitar proponerla fundamentando que no se dispone de los elementos necesarios. La distancia de referencia generalmente se propone con base en experiencias de sitios similares y es adecuado utilizarla como el primer paso de muchos otros, cuando se trata de implementar un programa de delimitación de zonas de protección de pozos.

1.2.2 Abatimiento

La definición básica de **abatimiento** señala que es una cantidad que representa la diferencia entre la profundidad al nivel estático y la profundidad al nivel dinámico, registrada cuando se bombea un pozo. Como el agua subterránea es extraída en forma puntual por un pozo, el máximo descenso que se produce es precisamente en esa localidad. El abatimiento decrece paulatinamente con la distancia radial, hasta que llega un momento en que no se reconoce afectación en el nivel freático (o piezométrico) del acuífero, por efecto del bombeo. Precisamente, la zona de influencia o cono de abatimiento se refiere a dicha superficie dentro de la cual es posible registrar o medir un abatimiento (Figura IV.4) o cuando para efectos prácticos, es menor de 2 centímetros. En un acuífero compuesto por material granular homogéneo e isótropo en donde la superficie del nivel agua es perfectamente horizontal (caso hipotético) y existe suficiente recarga vertical a partir de la precipitación, la proyección horizontal del cono de abatimiento será perfectamente circular y la zona de influencia coincidirá con la zona de contribución.

Con base en el análisis conceptual previo, la propuesta de utilización de este criterio es el definir la zona de influencia del aprovechamiento. Esto se logra seleccionando un valor de referencia pequeño para el abatimiento y posteriormente estimando o calculando la distancia, tomando como referencia el pozo de bombeo, hasta donde el abatimiento es igual al valor de referencia propuesto. Para la situación hipotética de un acuífero en donde el nivel freático es horizontal analizada previamente, la protección de la zona de influencia es adecuada, porque coincide con la zona de contribución. Sin embargo, en el mundo real las cargas hidráulicas en un acuífero son variables, tanto en el sentido horizontal como en el vertical, por lo que la zona de influencia no coincidirá con la zona de contribución.

1.2.3 *Tiempo de viaje*

El criterio denominado *tiempo de viaje* considera el tiempo que es necesario que transcurra para que un contaminante llegue desde su posición en el campo de flujo subterráneo hasta un pozo. Toma en consideración los principales procesos que intervienen en el desplazamiento de contaminantes en un medio saturado: *i*) advección, *ii*) dispersión hidrodinámica e *iii*) interacción del soluto con la porción sólida del acuífero. De acuerdo con el proceso de advección, los contaminantes no reactivos se mueven a la velocidad real promedio del agua subterránea. Cuando se extrae agua de un pozo, el incremento paulatino del abatimiento en dirección hacia la zona de extracción ocasiona que la velocidad real promedio del agua subterránea sea variable, conforme con la distancia al pozo. La velocidad mínima se establece para un abatimiento nulo (fuera de la zona de influencia del bombeo del pozo), incrementándose en dirección hacia el pozo. Si se considera únicamente el proceso de advección, un contaminante presente dentro de la zona de influencia del pozo, se desplazará a diferentes velocidades en dirección hacia el pozo de bombeo, al igual que lo hace el agua subterránea. En estos casos se recomienda utilizar valores de referencia relativamente altos para el criterio tiempo de viaje (del orden de varios años), ya que cuando la advección es el proceso dominante, la velocidad real promedio del agua subterránea es elevada y por lo tanto los contaminantes se desplazarán rápidamente hacia el pozo.

La dispersión se refiere a la expansión de los contaminantes en la dirección de flujo, efecto ocasionado porque los contaminantes se desplazan a una velocidad diferente que la velocidad real promedio del agua subterránea. Recordando algunos conceptos básicos, el cálculo de la velocidad real promedio del agua subterránea se basa en el concepto de medio poroso homogéneo equivalente, principio que supone que las condiciones reales de campo, en donde se presenta un acuífero heterogéneo, pueden ser representados como un acuífero homogéneo equivalente. Con base en esta conceptualización, la velocidad real promedio se estima a partir de una conductividad hidráulica, teóricamente representativa del volumen de acuífero analizado. Sin embargo, estudios de campo y experimentales han demostrado que el movimiento de los contaminantes es influenciado directamente por la presencia de heterogeneidades dentro del acuífero, que ocasionan desviaciones (a pequeña escala) de la velocidad real promedio calculada. Por esta razón, cuando el proceso de dispersión hidrodinámica condiciona el transporte de los solutos disueltos, los contaminantes pueden llegar antes del tiempo predicho por el cálculo del tiempo de viaje que se basa únicamente en el proceso de advección. En estos casos, también es conveniente utilizar valores de referencia relativamente grandes, para efectivamente incluir un mayor factor de seguridad.

Cuando existen conductos preferenciales a lo largo de zonas específicas con alta conductividad hidráulica se presenta una complicación adicional. En estos casos, la dispersión que se presenta no obedece a las leyes de Fick (descritas previamente) como sucede en condiciones "normales". De este modo, no es válido incluir la dispersión directamente, sin introducir factores de corrección y adecuación, que permitan una representación más acertada del fenómeno. Esta situación tiene una aplicación directa en medios geológicos en donde predominan velocidades elevadas del agua subterránea (mayores a 1 cm/s), como pueden ser medios calcáreos cársticos, rocas volcánicas fracturadas, sedimentos no consolidados compuestos por partículas del tamaño de la grava. En estas condiciones, los tiempos de viaje del agua subterránea son muy cortos, además de que se presenta la limitación relacionada con la difícil representación de la dispersión. Los medios geológicos con estas características requieren de la utilización de un criterio diferente al de tiempo de viaje presentado previamente.

1.2.4 *Limites de sistemas de flujo*

Una de las hipótesis de trabajo utilizadas para el establecimiento de zonas de protección de pozos, es que cualquier contaminante que se introduzca dentro de la zona de contribución de un pozo, si las condiciones no cambian drásticamente, tarde o temprano alcanzará el pozo. El criterio de definición de *límites de sistemas de flujo* está basado en definir una protección efectiva a la zona de contribución de un pozo a partir del establecimiento de los límites físicos o hidráulicos que controlan la distribución del flujo subterráneo. Los límites físicos de un sistema de agua subterránea están constituidos por la presencia de barreras tangibles al flujo, como puede ser la frontera del acuífero con material de muy baja permeabilidad, o la presencia de un gran cuerpo de agua superficial en conexión hidráulica con el flujo subterráneo. Los límites hidráulicos constituyen fronteras "invisibles" que incluyen divisorias de aguas subterráneas y líneas de flujo. A diferencia de la mayoría de las fronteras de tipo físico, los límites hidráulicos pueden ser modificados por la introducción de estímulos (extracción o inyección de agua) al sistema de agua subterránea.

En la Figura IV.5 se presentan dos sistemas de flujo limitados por fronteras de tipo físico, la presencia de un horizonte de baja permeabilidad en el fondo del acuífero y el nivel freático en su porción superior. También se presentan ríos

como parte de las fronteras físicas laterales. Las divisorias de aguas subterráneas conforman límites hidráulicos que en la mayoría de las ocasiones están influenciados por la presencia de expresiones topográficas. Otro tipo de límites hidráulicos es originado por líneas de flujo que separan sistemas de flujo de diferente jerarquía. Para efectos prácticos, estos límites hidráulicos conforman fronteras de flujo nulo (barreras impermeables), aunque como se mencionó previamente, su posición puede ser variable de acuerdo con los estímulos que se apliquen al sistema. En un caso extremo, estos límites pueden desaparecer totalmente.

La aplicación del criterio de límites de sistemas de flujo es adecuado para acuíferos de pequeñas dimensiones o para pozos que se abastecen de sistemas de flujo locales. En estos casos, los tiempos de viaje son muy cortos, por lo que es necesario proteger la totalidad de la zona de contribución de agua al pozo. En acuíferos de grandes dimensiones o en el caso de explotación de sistemas de flujo intermedios o regionales, la aplicación de este criterio conlleva a la delimitación de zonas de protección de grandes dimensiones que pueden ser muy difíciles de establecer y/o manejar. Sin embargo, cuando los pozos se encuentran ubicados en las inmediaciones de límites físicos y/o hidráulicos, aunque exploten un sistema de flujo regional o pertenezcan a un acuífero de grandes dimensiones, el criterio de límites de flujo puede aplicarse fácilmente.

1.2.5 Capacidad de asimilación

Una vez que los contaminantes escapan de la fuente y se desplazan por los materiales geológicos del subsuelo, tienen que atravesar la zona vadosa para llegar a la zona saturada. En su recorrido tienden a ser removidos o a disminuir en su concentración conforme avanza el tiempo o se incrementa la distancia recorrida. Los mecanismos son variables y dependen de la naturaleza del contaminante y del material geológico con el que están en contacto, además de las condiciones de pH, Eh y calidad original del agua subterránea en la que estén disueltos. Entre los principales mecanismos es posible reconocer genéricamente: *i*) decaimiento radiactivo, *ii*) procesos químicos, *iii*) dilución. El grado o intensidad de la atenuación es función del tipo de contaminante y del ambiente hidrogeológico local. La predicción cuantitativa de la intensidad de atenuación es uno de los más difíciles, pero también de los más importantes problemas en el estudio del transporte de solutos en el agua subterránea.

El criterio denominado *capacidad de asimilación* o atenuación se basa en los conceptos anteriores. Efectivamente, tanto la zona saturada como la vadosa tienen la capacidad (finita) de atenuar o disminuir las concentraciones de contaminantes. La concepción de este criterio es calcular el volumen mínimo necesario de material geológico, para que la concentración de un contaminante se encuentre por abajo de un valor de referencia específico cuando sea extraído por el pozo de bombeo (Figura IV.6). El valor de referencia (concentración del contaminante) a establecer deberá estar acorde con las recomendaciones reportadas en los estándares de calidad del agua vigentes para uso potable.

Este tipo de criterio de cálculo de la capacidad de asimilación es adecuado de aplicar cuando los problemas de contaminación se reducen a uno o dos contaminantes específicos. Cuando las fuentes potenciales de contaminación liberan varios tipos de contaminantes, es necesario calcular para cada uno de los solutos, el volumen de material geológico capaz de asimilar dicha carga contaminante. Por ejemplo, en la Figura IV.7 se presenta una serie de curvas de isovalores de concentración para especies químicas cuya fuente es un relleno sanitario. Es obvio que el volumen de acuífero necesario para amortiguar las concentraciones es variable para cada una de las especies. Ante este panorama, el problema se torna complejo, ya que además no existe información disponible relacionada con las reacciones que afectan a algunos tipos de contaminantes en medios geológicos específicos. Esta situación ocasiona que los mecanismos de atenuación factibles de considerar pueden ser muy simples y no representar en forma congruente la situación real de campo. Por lo tanto, los resultados del ejercicio realizado presentan un grado de incertidumbre mayor al deseable en la estimación de zonas de protección de pozos.

1.3. MÉTODOS PARA LA DELIMITACIÓN DE ZONAS DE PROTECCIÓN DE POZOS

Una vez establecidos los criterios base para llevar a cabo la delimitación de las zonas de protección de pozos, es necesario proponer las técnicas o metodologías que se utilizarán para aplicarlos. Los resultados de dichas técnicas deben tener la cualidad de ser cuantitativos además de presentar facilidad de transferencia de los productos al mapa base. De acuerdo con los trabajos realizados por la Agencia de Protección del Ambiente en los Estados Unidos de América, 6 métodos generales fueron estudiados y probados como adecuados para representar los criterios previamente discutidos. Cada uno de los métodos se basa en al menos uno de dichos criterios, pero la filosofía inherente en la selección era que se incluyeran tantos criterios como fuera posible. Otra característica que se buscó, fue que cubrieran la amplia gama de

capacidades técnicas y/o económicas que se presentan en los diferentes organismos interesados en la delimitación de las zonas de protección de pozos. De este modo, aún en las condiciones técnicas y económicas menos favorables, es posible seleccionar y utilizar al menos una de las metodologías propuestas.

Considerando un estricto orden de incremento en la complejidad de su aplicación, y por lo tanto también aumento en los costos asociados, los seis métodos establecidos como útiles por la US Environmental Protection Agency para la delimitación de zonas de protección de pozos son los siguientes:

1. Radio arbitrario fijo
2. Radio calculado fijo
3. Formas simplificadas de tipo estándar
4. Métodos analíticos
5. Cartografía hidrogeológica
6. Modelos numéricos

1.3.1 Radio arbitrario fijo

El trazado de una zona de protección de pozos por medio de la técnica de radio arbitrario se basa en la propuesta de una cantidad específica (metros) como valor de referencia, utilizando el criterio de distancia (Figura IV.8). La teoría tradicional del flujo de agua subterránea saturado hacia un pozo de bombeo considera que, en la mayoría de los casos, es válida la aproximación de suponer flujo radial hacia el pozo. Entonces tiene sentido suponer que la distancia que se determina por medio de esta metodología es efectivamente el radio de una circunferencia en cuyo centro se encuentra el pozo de bombeo. Es conveniente establecer el valor de referencia para la distancia a partir de un análisis, si se quiere simple y genérico, pero que considere de alguna manera las condiciones hidrogeológicas locales. También es deseable que en la propuesta de dicho valor de referencia participe un hidrogeólogo con experiencia, para que valide las observaciones realizadas. Adicionalmente, la propuesta del valor de referencia para el radio fijo puede realizarse con base en experiencias de otras regiones de condiciones hidrogeológicas similares que utilizaron métodos más elaborados, como los que se detallarán posteriormente.

Sin lugar a dudas, este método es el más simple que se puede encontrar utilizando el criterio de distancia. Por esta razón, su aplicación es muy económica y la información requerida muy asequible, pues prácticamente únicamente se requiere un mapa topográfico base y algunas observaciones de tipo hidrogeológico que validen la propuesta del valor de referencia. Si se desea un alto grado de protección o factor de seguridad elevado, entonces conviene proponer un gran valor de referencia para la distancia. Otra de las ventajas es que puede utilizarse como un primer paso durante el desarrollo de un programa de delimitación de zonas de protección de pozos. Conforme el programa se consolida y adquiere una mayor cantidad de recursos, puede ser adecuado optar por una interpretación más detallada y tal vez más precisa, utilizando una metodología alterna.

1.3.2 Radio calculado fijo

Este método es similar al anterior en el sentido de que consiste en el trazado de una circunferencia con el pozo ubicado en el centro. Sin embargo, la principal diferencia se establece en el criterio utilizado, ya que en este caso se consideran los criterios de: *i*) tiempo de viaje y *ii*) abatimiento. Se recomienda calcular la distancia de recorrido para un determinado valor de referencia del tiempo de viaje, utilizando alguna ecuación de tipo analítico (Figura IV.9). Los datos necesarios para la aplicación del método son variables, dependiendo de la ecuación analítica que se desee aplicar, pero en forma genérica se menciona que los principales serán: *i*) gasto de extracción del pozo, *ii*) parámetros hidráulicos del acuífero (conductividad hidráulica, coeficiente de almacenamiento, porosidad). Por supuesto, también es indispensable la proposición de los valores de referencia para el tiempo de viaje o abatimiento, esto acorde con la ecuación analítica empleada. Cuando se considere el criterio de abatimiento, la distancia también se calcula con una ecuación de tipo analítico. El valor de referencia para el abatimiento se recomienda que sea menor a 0.05 metros, para que la distancia calculada efectivamente represente el cono de abatimiento del pozo.

Se considera este método, que aunque requiere que sea aplicado por personal especializado con conocimientos de hidrogeología, es relativamente sencillo de aplicar y económico. Si los parámetros hidráulicos necesarios fueron estimados por algún estudio previo, entonces es posible calcular las zonas de protección para muchos pozos en un tiempo relativamente corto. En forma conceptual, este método tiene más fundamentos técnicos que el de radio arbitrario fijo, por lo que requiere de una mayor inversión de tiempo y económica. Sin embargo, tampoco considera en detalle

muchos de los factores que determinan el transporte de solutos, por lo que en acuíferos heterogéneos y anisotrópicos es elevada la incertidumbre asociada con los resultados obtenidos. Por lo tanto, se recomienda en la medida de lo posible, incluir la influencia de controles de tipo geológico y las fronteras hidrogeológicas existentes.

I.3.3 Formas variables simplificadas

En cualquier tipo de acuífero, la condición de superficie piezométrica horizontal es poco frecuente, por lo que durante el bombeo de un pozo, en condiciones reales de campo, la zona de influencia no será circular y tampoco coincidirá con la zona de contribución del pozo. La forma de la zona de contribución de un pozo depende de varios factores, entre los que se pueden mencionar: *i*) gasto de extracción, *ii*) recarga (directa e indirecta), *iii*) conductividad hidráulica, *iv*) porosidad efectiva, *v*) espesor del acuífero y *vi*) gradiente hidráulico y dirección del flujo de agua subterránea. En la Figura IV.10 se presentan algunas formas de zonas de contribución reales.

Un paso inicial previo a la aplicación del método de las *formas variables simplificadas* es la generación de “zonas de contribución tipo”, utilizando modelos analíticos que consideren, en la medida de lo posible, los factores señalados previamente. Para que sean útiles, es condición que las “zonas de contribución tipo” calculadas, incluyan una gran variedad de condiciones hidrogeológicas y de bombeo. La gama de opciones debe ser acotada por las condiciones hidrogeológicas que se presentan en la región en donde se desea realizar la delimitación de la zona de protección. En esta fase del análisis es muy conveniente la asistencia de hidrogeólogos expertos que colaboren en el establecimiento de los diferentes modelos conceptuales vigentes en la zona de estudio. Una vez establecida la “zona de contribución tipo” para las opciones hidrogeológicas y de bombeo más factibles, deben afinarse utilizando criterios como límites de sistemas de flujo o tiempo de viaje, con lo que se tiene como resultado una serie de *formas variables simplificadas*, que teóricamente representan las diferentes opciones de configuraciones reales que se pueden presentar en campo.

Una de las principales ventajas de este método, es que seleccionando unas cuantas *zonas de contribución tipo* representativas del abanico de opciones posibles en una región, se simplifica en gran medida el trabajo asociado con la delimitación de las zonas de protección. Aunque la aplicación es sencilla, el método de formas variables simplificadas incluye un análisis más completo que los métodos previamente señalados. El rigor del análisis reside en el cálculo de las zonas de contribución tipo y posteriormente en el tipo de método utilizado para el cálculo del tiempo de viaje propuesto.

I.3.4 Modelos analíticos

Los métodos manuales como los de radio arbitrario fijo o radio calculado fijo, generalmente se aplican cuando no existe suficiente información hidrogeológica de la zona de estudio y se desea realizar una delimitación rápida y aproximada de una zona de protección. En situaciones en que existe información relacionada con el gradiente hidráulico, conductividad hidráulica, porosidad y espesor del acuífero, se tiene la posibilidad de utilizar métodos más detallados y exactos. En este aspecto, existen ecuaciones que resueltas con determinadas condiciones de frontera, dan lugar a fórmulas analíticas que describen el flujo en estado estacionario alrededor de un pozo de bombeo (Bear y Jacobs, 1965), por lo que pueden utilizarse para la delimitación de las zonas de protección de pozos.

Los *modelos analíticos* disponibles calculan la distancia a la divisoria de agua subterránea producida por la extracción en el pozo de bombeo y al punto de estancamiento, además del espesor de la zona de contribución asociada al pozo. Estos conceptos se presentan en forma gráfica en la Figura IV.11. La longitud de la zona de captura en dirección contraria al gradiente regional del flujo de agua subterránea se calcula con base en el criterio de tiempo de viaje o de límites de sistemas de flujo.

Por medio de las ecuaciones analíticas de flujo uniforme propuestas para este método, se calcula la zona de contribución del pozo, pero no es posible definir la zona de influencia, ya que generalmente no se utilizan para calcular abatimientos. Debido a esta situación, la zona de influencia únicamente se puede calcular cuando el nivel piezométrico es relativamente horizontal, situación en la que la zona de contribución coincide aproximadamente con la zona de influencia. La aplicación de este método tiene la ventaja de que requiere de la aplicación de ecuaciones relativamente sencillas de comprender y resolver, además de que considera algunos parámetros hidrogeológicos específicos del sitio en investigación, por lo que los resultados obtenidos son relativamente confiables. Además, si se desea realizar un análisis más detallado, existe disponible un modelo semi-analítico denominado WHPA que será descrito detalladamente en el próximo capítulo.

Es recomendable utilizar los modelos analíticos cuando las zonas de protección resultarán de pequeñas dimensiones, como sería el caso de pozos de bombeo con bajo caudal de extracción. La experiencia de otros países señala que la aplicación de este método es un reflejo de que si bien existe información disponible, no se tiene tanto en calidad como en cantidad. En estos casos es importante promover acciones para la obtención de datos adicionales. La experiencia indica que en la mayoría de las ocasiones, que las zonas de protección que resultan de la aplicación en primera instancia de este método presentan la necesidad de adaptarse o calcularse nuevamente cuando se tiene mayor cantidad de información. Una recomendación adicional es en el sentido de adaptar, con base en la cartografía hidrogeológica, las zonas de protección obtenidas de la aplicación de métodos analíticos. Este ejercicio es necesario, ya que los métodos analíticos no incorporan fácilmente condiciones de frontera complejas.

Cuando se utilizan modelos para la definición de zonas de protección, es conveniente analizar la incertidumbre en la forma y tamaño de la zona de protección, ocasionada por la imprecisión asociada con la información hidrogeológica utilizada. Un ejemplo de este análisis lo realizó Baht (1993) quien utilizando el modelo WHPA (módulo RESSQC) demostró que variaciones en los valores de parámetros como gradiente hidráulico, espesor, transmisividad y porosidad, tienden a producir efectos importantes en la forma y tamaño de las zonas de protección delineadas. Un análisis más formal de la evaluación de la incertidumbre en las zonas de captura por medio de simulación condicional de la conductividad hidráulica, basada en técnicas de Monte Carlo, fue realizado por (Varljen y Shafer, 1991). La principal ventaja de este método es que utiliza los datos disponibles no sólo considerando sus valores, sino también sus atributos espaciales (ubicación y estructura de correlación).

1.3.5 Cartografía hidrogeológica

El método de *cartografía hidrogeológica* consiste en identificar las zonas de contribución de los pozos con base en el análisis geológico, hidrogeológico, geofísico, utilización de trazadores naturales y artificiales. Cuando se conjugan varios de los procedimientos señalados se logra un mayor detalle y confianza. Los criterios que colaboran en la delimitación de zonas de protección cuando se utiliza cartografía hidrogeológica, son los de límites de sistemas de flujo y tiempos de viaje principalmente. En la Figura IV.12 se presenta un ejemplo de como la cartografía hidrogeológica se utiliza para la delimitación de zonas de protección.

El análisis de la geología superficial y del subsuelo de una región, colabora en la definición de los materiales geológicos que conforman el acuífero o sistema acuífero en explotación. La identificación en superficie de las características litológicas, estratigráficas y estructurales de las diferentes unidades geológicas, y el conocimiento de su comportamiento en el subsuelo, permitirán la identificación del acuífero en la zona de estudio. De este modo, la interpretación geológica conjuntada con el examen hidrogeológico, que incluye la determinación de fronteras hidráulicas y manifestaciones superficiales de agua subterránea (topografía, calidad del agua, manantiales, caudal base, suelos salinos, etc.) y las direcciones del flujo subterráneo permiten delimitar con buena aproximación las zonas de recarga del sistema de flujo investigado.

El criterio de tiempo de viaje se aplica en el método de cartografía hidrogeológica con base en la determinación de la edad absoluta del agua subterránea, que se estima con base en la concentración de tritio. Este punto de vista es únicamente válido para aplicarse en acuíferos de tipo confinado, ya sean en medio granular o fracturado. En efecto, la presencia de cantidades importantes de tritio en el agua subterránea derivada de un acuífero confinado sugiere la presencia de infiltración de agua reciente por zonas con flujo preferencial, por lo que en este caso la zona de protección del pozo debe adaptarse a la ubicación de dichas estructuras, que permiten la rápida incorporación del agua desde la superficie.

En resumen, una de las ventajas del método de cartografía hidrogeológica es que proporciona buenos resultados en sistemas de pequeñas dimensiones y en medios hidrogeológicos heterogéneos, en donde la velocidad del agua subterránea está por arriba del promedio y por lo tanto no son válidas las suposiciones de los métodos analíticos. Entre las desventajas que presenta se menciona que requiere ser aplicado por personal entrenado en hidrogeología, con amplia experiencia en la cartografía geológica e hidrogeológica. Además este método no es adecuado para delimitar zonas de protección en acuíferos regionales de grandes dimensiones.

Los costos de la implementación de zonas de protección de pozos utilizando el método de cartografía hidrogeológica son variables, ya que dependen de la cantidad de información geológica, geomorfológica e hidrogeológica que se encuentre disponible. Si existe suficiente información, entonces la aplicación del método es relativamente económico. Otro factor importante es que tipo o tipos de herramienta de cartografía hidrogeológica se utilizará. Aunque puede ser variable, los

métodos geofísicos son los más caros, seguido por la cartografía para la definición de contactos geológicos, utilización de trazadores, definición de la superficie piezométrica regional y delimitación de las cuencas superficiales utilizando mapas topográficos.

1.3.6 Modelos numéricos

Las ecuaciones diferenciales que gobiernan el flujo subterráneo saturado o el transporte de solutos, pueden resolverse en forma aproximada descomponiéndolas en ecuaciones algebraicas, que relacionan las variables no conocidas en algunos puntos dentro del dominio de flujo y en diferentes tiempos. El sistema de ecuaciones algebraicas que es resuelto con un método numérico, posteriormente se traduce a un programa de computadora para realizar rápidamente las operaciones necesarias. El producto final se denomina modelo numérico y puede utilizarse para delimitar la zona de protección de un pozo ubicado en un ambiente hidrogeológico complejo, utilizando diferentes condiciones de frontera.

Actualmente existe en el mercado una gran variedad de modelos numéricos para utilizarse en la delimitación de zonas de protección de pozos. En general, todos son relativamente fáciles de utilizar, ya que incluyen pre-procesadores para la creación de los archivos necesarios para alimentar el código principal. Los resultados de la simulación se visualizan en forma gráfica en el monitor de una computadora, además de que es posible imprimirlos en papel utilizando una gran cantidad de periféricos. Los datos necesarios para alimentar un modelo numérico de esta naturaleza incluyen: *i*) conductividad hidráulica, *ii*) porosidad, *iii*) coeficiente de almacenamiento, *iv*) geometría del acuífero, *v*) magnitud y distribución de la recarga, *vi*) distribución de condiciones iniciales y de frontera y *vii*) magnitud y distribución espacial y temporal de la recarga de agua subterránea. Cuando se analiza el transporte de solutos entonces son necesarios datos como la dispersividad de los materiales geológicos por donde se desplaza el agua subterránea.

Para que sean efectivos los resultados de la simulación del flujo con base en modelos numéricos, deben utilizarse en forma paralela con criterios como abatimiento, límites de sistemas de flujo y tiempos de viaje, para la delimitación de las zonas de protección. En general, esto se realiza de la siguiente manera. Con base en los parámetros hidrogeológicos y condiciones iniciales y de frontera que se introdujeron como información básica al modelo numérico de flujo, se realiza una simulación, cuya solución es la distribución de cargas hidráulicas dentro del dominio de flujo discretizado. El objetivo de esta primera parte es tratar de simular condiciones controladas, por lo que el campo de flujo generado debe corresponder a un lapso de tiempo ocurrido, en condiciones reales de campo previamente.

Por ejemplo, es común el análisis de la información histórica de extracciones y distribución de cargas hidráulicas, por lo que se tratan de reproducir en el modelo. Las distribuciones de cargas hidráulicas calculada y observada deben de ser similares, si esto no ocurre será necesario realizar ajustes a los parámetros hidrogeológicos del modelo. Cuando este proceso de comparación (observado vs. calculado) que se denomina calibración del modelo se considere satisfactorio, entonces se lleva a cabo el siguiente paso que consiste en utilizar el campo de flujo generado junto con un modelo numérico de transporte de solutos, para calcular la zona de protección con base en el criterio o criterios seleccionados.

Son varios los modelos numéricos reconocidos y validados para la delimitación de las zonas de contribución a un pozo, que se encuentran disponibles en el mercado; sin embargo los más utilizados son FLOWPATH (Franz y Guiguer, 1990), MODFLOW (McDonald y Harbaugh, 1988), MODPATH (Pollock, 1989) y PATH3D (Zheng, 1992). Existen otros programas que utilizan los códigos MODFLOW (McDonald y Harbaugh, 1988) y el PATH3D (Zheng, 1992) como base para realizar las simulaciones. La ventaja que tienen es la gran variedad de herramientas visuales que tienen para construir los archivos necesarios para alimentar los "códigos base" y para visualizar en forma espectacular los resultados de las simulaciones. En esta categoría se pueden mencionar paquetes como VISUALMODFLOW (McDonald y Harbaugh 1988), Visual Groundwater, Groundwater Modeling System, Groundwater Vistas, ModIME, Processing Modflow for Windows, entre otros.

En general, se considera que los modelos numéricos son las herramientas más precisas para la delimitación de zonas de protección de pozos. Sin embargo, únicamente es recomendable su aplicación cuando se tiene suficiente información geológica, hidrogeológica o hidrogeoquímica, es decir, se tiene la información suficiente para la elaboración de un modelo conceptual adecuado para las condiciones de campo. Además de la información anterior, se requiere tener a la mano un registro histórico de las extracciones por bombeo en el área, y distribuciones de las cargas hidráulicas para diferentes periodos de tiempo. Si no es posible obtener la totalidad de dicha información, ya sea por que no se generó en su momento, o por no estar disponible, se recomienda que hidrogeólogos con destreza comprobada en la modelación de

flujo subterráneo, analicen las carencias y sugieran si es conveniente tratar de realizar el ejercicio de modelación para la delimitación de las zonas de protección.

I.4. ANÁLISIS COMPARATIVO DE LOS MÉTODOS DISPONIBLES

Una técnica que colabora en la selección del método más apropiado para la delimitación de zonas de protección, consiste en realizar un análisis comparativo de los resultados de la implementación de diferentes métodos. Además de las áreas incluidas en las zonas de protección, la comparación debe considerar la exactitud, facilidad de implementación y los costos económicos asociados. Una premisa básica que se incluye en la comparación, es que uno de los métodos aplicados es el que suministra los mejores resultados. En este aspecto, la experiencia indica que es conveniente considerar como punto de partida en el cotejo al método que incluye la aplicación de modelos numéricos, ya que sus resultados se consideran los más exactos y representativos de las condiciones reales.

En general, la comparación entre los métodos disponibles se realiza por medio de alguno de las siguientes procedimientos: *i*) comparar las zonas de protección que resultan de la aplicación de un método en regiones con diferentes condiciones hidrogeológicas y *ii*) comparar las zonas de protección que resultan de la aplicación de diferentes métodos en un mismo ambiente hidrogeológico. El segundo esquema es el más adecuado, considerando que se lleve a cabo aplicando diversos métodos en un mismo pozo o campo de pozos, situación que facilita la comparación directa de los resultados. Por supuesto que en la aplicación de los diferentes métodos para la delimitación de las zonas de protección que se compararán entre sí, se deberán de utilizar los mismos parámetros hidrogeológicos. Otro aspecto que se tiene que tomar en cuenta cuando se realice la comparación entre métodos, es que los resultados de algunos métodos incluyen diferentes tipos de zonas. Por ejemplo, los resultados de un método pueden ser la totalidad de la zona de contribución del pozo, mientras que otro (métodos numéricos por ejemplo) considera zonas de transporte con diferente período de tiempo.

En la Tabla IV.1 se presenta una comparación entre las diferentes metodologías disponibles para la delimitación de zonas de protección de pozos. Los costos de la aplicación de cada uno de los métodos están en función directa de los parámetros que pueden ser representados. En los modelos numéricos pueden ser tomados en cuenta todas las variables hidrogeológicas posibles, por lo que es el método más caro pero con la ventaja de que es el más preciso. Para una zona específica, usualmente no es posible establecer *a priori* cual o cuales métodos rinden resultados comparables con los que se obtienen de la aplicación de modelos numéricos. Esta limitación esta asociada al hecho de que cada ambiente hidrogeológico es único y especial, por lo que las generalizaciones no son válidas.

Con base en lo anterior, se deduce que la comparación entre los métodos tiene que llevarse a cabo de manera individual. La técnica ideal de comparación sería aplicar en forma paralela a unos cuantos pozos, el método de modelación numérica y un método relativamente más sencillo, como pudiera ser modelación analítica o formas variables simplificadas. La comparación directa de los resultados permite definir si los resultados del método más simple son equiparables a los de la modelación numérica. Si es el caso, entonces las zonas de protección de los pozos restantes serán establecidas directamente con base en la metodología más simple. Si los resultados obtenidos de los métodos independientes no son similares, entonces la estrategia sugiere analizar cual es la razón que motiva la disparidad e inferir los escenarios posibles; es decir, determinar si las zonas de protección delineadas con el método más sencillo tienen tendencia a la subprotección o a la sobreprotección. Una posibilidad para tratar de solventar las diferencias, es el establecimiento de diferentes valores de referencia (mayor o menor) o el cambio de criterio en el método (abatimiento por tiempo de viaje por ejemplo).

I.5. CONSIDERACIONES EN LA SELECCIÓN DE LA METODOLOGÍA MÁS APROPIADA

La definición de la metodología más apropiada para la delimitación de zonas de protección de pozos en una zona determinada depende de varios factores, entre los que se pueden mencionar:

- **La disponibilidad de información hidrogeológica para los aprovechamientos existentes y para el medio hidrogeológico de referencia.** Este es un factor determinante en la definición de la metodología que, en el mejor de los casos, es conveniente aplicar. Como se ha señalado en forma reiterada, uno de los principios fundamentales en la definición de las zonas de captación es la recopilación, análisis y utilización de la información disponible. El realizar trabajos (campo y gabinete) de tipo hidrogeológico detallado, para

obtención de parámetros hidrogeológicos es una actividad que normalmente no se contempla durante el desarrollo de un programa de delimitación de zonas de captación de pozos. De este modo, si no existe suficiente información hidrogeológica del área, las posibilidades de aplicación se reducen a métodos que no requieran de datos detallados y específicos de las propiedades hidráulicas del acuífero. En este grupo se mencionan los métodos de radio arbitrario fijo, radio calculado fijo o en el mejor de los casos, adaptación de formas variables simplificadas utilizadas en otras regiones con similares características hidrogeológicas. Cuando el análisis de la información disponible indica una amplia variedad de datos de buena calidad, entonces no existe restricción por lo que la decisión de cual método se utilizará, debe de tomarse con base en el análisis de otros factores.

- **La complejidad del medio hidrogeológico, particularmente en relación con la cantidad de datos disponibles.** El análisis de este factor requiere de la colaboración de un hidrogeólogo experto con amplia experiencia en la zona de estudio u otras con características hidrogeológicas similares. La suficiencia de los resultados, está en función directa del grado en que los fundamentos que la sustentan, representen las condiciones reales de campo. En otras palabras, la certidumbre en los resultados está en función directa de la comprensión del modelo conceptual de funcionamiento del sistema real y de como es representado por la metodología utilizada. Sistemas hidrogeológicos complejos como son los constituidos por medios cársticos o medios fracturados, generalmente no pueden ser analizados por medio de la teoría convencional de flujo subterráneo saturado en un medio poroso, por lo que la única posibilidad que existe es la utilización de la metodología de cartografía hidrogeológica. Adicionalmente, existen acuíferos en medios porosos que presentan alto grado de heterogeneidad y anisotropía que estarían en la misma posición que los de medio fracturado y cárstico. La experiencia y conocimientos de un hidrogeólogo son muy necesarios para identificar cual o cuales de las simplificaciones utilizadas en los métodos son válidas, y además seleccionar la más adecuada para representar de la manera más fiel posible los mecanismos de flujo subterráneo observados en campo.
- **La existencia de modelos de flujo subterráneo realizados con una finalidad diferente a la delimitación de zonas de protección.** En los últimos años, la Comisión Nacional del Agua se ha dado a la tarea de diseñar y calibrar modelos de flujo subterráneo en la mayoría de los principales acuíferos de nuestro país. Muchas ciudades importantes están asentadas en las inmediaciones o sobre de dichos acuíferos. Adicionalmente, algunos investigadores han llevado a cabo simulaciones de flujo subterráneo en diferentes regiones de nuestro país. Si el objetivo es definir las zonas de protección de los pozos de agua potable que abastecen una ciudad, incluida en la región en donde se desarrolló un modelo de simulación, entonces la opción más lógica es utilizar dicho modelo de flujo para realizar la encomienda. Sin embargo, es necesario realizar una revisión completa del modelo que incluya cuando menos la definición positiva de respuestas a las siguientes preguntas: *i)* ¿representa el modelo numérico al modelo conceptual de funcionamiento del sistema de agua subterránea?, *ii)* ¿el diseño e implementación del modelo es adecuado?, *iii)* ¿la distribución y el volumen de extracción por bombeo son correctos?, *iv)* ¿el procedimiento de calibración es satisfactorio?. Si después del examen se considera que el modelo simula adecuadamente el flujo subterráneo en la zona de estudio, entonces se recomienda tomarlo como base para realizar la delimitación de la zona de protección.
- **El tiempo y recursos disponibles y necesarios para lograr un resultado aceptable.** Tal vez este factor es, desde el punto de vista práctico y efectivo, el que más influencia tiene en la toma de decisiones sobre cual método seleccionar para la delimitación de la zona de protección. En este aspecto, si el tiempo y recursos disponibles son amplios, se recomienda tratar de utilizar el método más detallado y certero posible de acuerdo con la cantidad de información disponible. Si existen limitaciones en el tiempo y recursos, la recomendación va en el sentido de utilizar una metodología más simple, haciendo énfasis en los resultados obtenidos en relación con las limitaciones que se afrontaron. En este último caso, es una práctica sana establecer una recomendación sobre el método más conveniente de aplicar en esa zona, de acuerdo con las características hidrogeológicas detectadas. De este modo, cuando se disponga de mayor cantidad de recursos, la recomendación puede seguirse para obtener resultados más detallados.

De acuerdo con la experiencia que se tiene en los trabajos que realiza la Comisión Nacional del Agua en la República Mexicana, se considera que la mayoría de las situaciones en donde se requiera realizar una delimitación de zonas de protección de pozos, serán similares a cualquiera de los siguientes tres escenarios:

1. Se trata de un área relativamente aislada en donde existe poca información hidrogeológica disponible.
2. Es una región en donde se ha realizado cuando menos un estudio hidrogeológico
3. Se trata de un acuífero muy importante por el volumen de agua subterránea que provee, ya que es la principal fuente de abastecimiento de una ciudad de más de 500,000 habitantes o de un Distrito de Riego de grandes dimensiones. Por esta razón, ha sido ampliamente estudiado, al punto de que se ha realizado un modelo de simulación en el área.

En el primero de los casos tipo propuestos, la selección de la opción menos costosa, pero a la vez más efectiva dependerá definitivamente de la experiencia del hidrogeólogo encargado de la delimitación de la zona de protección. Si de acuerdo con su análisis, la zona de estudio es relativamente homogénea y no presenta mayores complicaciones de tipo hidrogeológico, entonces los métodos de radio calculado fijo o de formas simplificadas variables pueden ser una buena opción. Cuando el análisis hidrogeológico señale que se trata de una zona compleja como pudiera ser un medio cárstico o fracturado, entonces la metodología más adecuada para delimitación de la zona de protección, es considerar en conjunto técnicas manuales y de cartografía hidrogeológica. Este proceso puede ser acompañado por la utilización de modelos analíticos simples para confirmar si la selección de la geometría de la zona de protección propuesta, es consistente con los valores probables de las propiedades hidráulicas del acuífero.

En la segunda de las opciones, la mejor de las alternativas es realizar el análisis de la información disponible (calidad y cantidad). En caso de resultar de buena calidad, y si las condiciones hidrogeológicas lo permiten, la resolución más directa será utilizar un modelo analítico para la delimitación de la zona de protección. Para la situación de medio hidrogeológico complejo, la solución es utilizar el método de cartografía hidrogeológica. Una última posibilidad surge si el análisis de la información indica la existencia de calidad y cantidad suficientes como para alimentar un modelo numérico. En este caso, el tiempo y recursos disponibles, junto con la recomendación de un hidrogeólogo con experiencia en modelación, decidirán si es una opción digna de tomarse en cuenta.

La tercera posibilidad es probablemente la que siempre se desearía que se presentara. En tiempos actuales, la modelación numérica del flujo de agua subterránea está cada vez más al alcance de los hidrogeólogos. En efecto, actualmente la preparación académica de los hidrogeólogos ha mejorado, además de la facilidad de obtención de un gran número de herramientas (computadoras, programas, etc.) a un precio razonable. En esta situación, si después del análisis realizado se considera que el modelo numérico existente es adecuado, la pregunta que surge es ¿cual modelo es el más apropiado para lograr la definición precisa de las zonas de protección?. En los siguientes párrafos se realizará una amplia descripción de los criterios a utilizar para la definición del modelo numérico más adecuado.

De acuerdo con la experiencia de otras partes del mundo, FLOWPATH (Franz y Guiguer, 1990) fue uno de los primeros modelos numéricos disponibles y probablemente es el más ampliamente utilizado para simular el flujo de agua subterránea y delimitar zonas de protección de agua subterránea. La principal razón por la cual FLOWPATH (Franz y Guiguer, 1990) se ha mantenido como una de las mejores opciones disponibles, es que el nivel de conocimiento requerido para lograr un resultado aceptable, es similar al disponible en situaciones reales de trabajo. Además, los autores del código continuamente han realizado mejoras, de tal modo que la nueva versión siempre es mucho mejor que la previa. Actualmente existen varios modelos numéricos que realizan cálculos similares a los de FLOWPATH (Franz y Guiguer, 1990), como es el caso de MODFLOW (McDonald y Harbaugh, 1988)/MODPATH (Pollock, 1989). A continuación se señalan algunos lineamientos que pueden considerarse para identificar cual es la mejor opción para la resolución de un problema específico.

FLOWPATH (Franz y Guiguer, 1990) es un modelo numérico de simulación bidimensional para estado estacionario. En algunas situaciones la utilización de un modelo de estas características puede ser una simplificación no conveniente del problema real. Por esta razón, cuando la hidrogeología señala la presencia de componentes verticales importantes, y además existe suficiente información (calidad y cantidad) disponible, el modelo numérico más adecuado para la delimitación de las zonas de captura será MODFLOW (McDonald y Harbaugh, 1988)/MODPATH (Pollock, 1989). Definitivamente MODFLOW (McDonald y Harbaugh, 1988)/MODPATH (Pollock, 1989) tiene un mayor número de

opciones que FLOWPATH (Franz y Guiguer, 1990), ya que es capaz de simular flujo subterráneo saturado tridimensional, en estado transitorio con una gran variedad de condiciones de frontera.

Los casos en que MODFLOW (McDonald y Harbaugh, 1988)/MODPATH (Pollock, 1989) es adecuado para utilizarse en la definición de zonas de protección incluyen:

- Cuando el modelo existente para una región sea FLOWPATH
- En donde el acuífero es heterogéneo y es necesario dividirlo en varias capas.
- Cuando se espera una variación tridimensional de las cargas hidráulicas y en algunas de las propiedades hidráulicas.
- Cuando se tienen que considerar variaciones en los caudales de las descargas naturales.
- En donde existe una importante interacción agua superficial-subterránea.
- Acuíferos de almacenamiento bajo y alta permeabilidad, en donde las diferencias en la forma y tamaño de las zonas de captura pueden ser importantes.
- Cuando se presentan evaluaciones en donde es necesario un análisis detallado.

Por último, es conveniente señalar que la selección de un modelo es una decisión difícil y siempre existe el impulso de adoptar el más complicado, porque se tiene la creencia de que en la medida de la sofisticación del modelo, mayor será la confianza que se puede otorgar a sus resultados. Sin embargo, no debe de olvidarse que existe una consigna muy clara cuando se utilizan modelos para la simulación del flujo subterráneo, si entra basura, sale basura. En efecto, si la información disponible no es adecuada o completa, el utilizar un modelo complicado no solventará la situación de la falta de datos, sino que al contrario, la agudizará.

Otra situación importante que siempre se tiene que tener en mente, es que en determinados medios hidrogeológicos, los contaminantes conservativos pueden entrar en pozos de extracción, aunque de acuerdo con la delimitación de la zona de protección realizada con cualquiera de las metodologías previamente señaladas, se considere que están protegidos (Seiler y Lindner, 1995). Este hecho es especialmente válido cuando se interceptan sistemas de flujo regionales, ya que en este caso se ocasionan modificaciones importantes de las condiciones estacionarias, que prevalecían previo al inicio de la explotación, y que ocasionan la interacción con sistemas locales o intermedios. En estos casos es difícil aplicar en forma convencional el concepto de zonas de protección de pozos para prevenir la contaminación, ya que la presencia de componentes verticales en el movimiento del agua subterránea, no puede ser considerado con las metodologías disponibles.

I.6. REFERENCIAS DEL CAPÍTULO

- Anderson, M.P. y Woessner, W. W. 1992. Applied groundwater modeling. Academic Press, Harcourt Brace Jovanovich, Publishers. 381 p.
- Bhatt, K. 1993. Uncertainty in wellhead protection area delineation due to uncertainty in aquifer parameter values. *Journal of Hydrology*, v.149, 1-8.
- Domenico, P.A. y F.W. Schwartz. 1997. Physical and chemical hydrogeology. Second Edition. John Wiley & Sons, Inc. 506 p.
- Franz, T. y N. Guiguer. 1990. FLOWPATH, two-dimensional horizontal aquifer simulation model, Waterloo Hydrogeologic Software, Waterloo, Ontario, 74 p.
- Fetter, C.W. 1994. Applied hydrogeology. Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs, N.J., 3rd ed. 691 p.
- Freeze, R.A., and Cherry, J., 1979. Groundwater. Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs. 604 p.
- McDonald, M.G. y A.W. Harbaugh. 1988. A modular three-dimensional finite-difference ground-water flow model. *Techniques of Water-Resources Investigations 06-A1*, USGS, 576 p.
- Pollock, D.W. 1989. Documentation of computer programs to compute and display pathlines using results from the U.S. Geological Survey modular three-dimensional finite-difference ground-water flow model. *U.S. Geol. Surv., Open-File Report 89-381*, 181 p.
- Seiler, K.P. y W. Lindner. 1995. Near-surface and deep groundwaters. *Journal of Hydrology*, v.165, 33-44.
- Tóth, J., 1995. Hydraulic continuity in large sedimentary basins. *Hydrogeology Journal*, v.3, No4. 4-16.
- USEPA, United States Environmental Protection Agency. 1987. Guidelines for delineation of wellhead protection areas. Office of groundwater Protection. 139 p.
- Varljen M.D. y Shafer J.M. 1991. Assessment of uncertainty in time-related capture zones using conditional simulation of hydraulic conductivity. *Groundwater*, 29-5, 737-748.
- Zheng, C. 1992. PATH3D. Particle tracking program for calculating groundwater paths and travel times in steady-state or transient, two- or three-dimensional flow fields (v.3.2). S.S. Papadopoulos & Assoc. Rockville, MD. 59 p.

II. ZONAS DE PROTECCIÓN DE POZOS EN ACUÍFEROS LIBRES

La protección y limpieza del agua subterránea son temas cada vez más prioritarios en nuestro país. Como se ha manifestado en forma reiterada, en el renglón de la protección del agua subterránea la definición de zonas de protección de pozos, implementada dentro de un programa de protección de fuentes de abastecimiento, es una metodología muy eficiente. La determinación de zonas de protección se refiere a todo el proceso de especificación de una región aledaña al aprovechamiento, con la finalidad de limitar al máximo un posible evento que conduzca a la contaminación de los recursos hidráulicos subterráneos. Incluye varios pasos, que van desde la búsqueda y recopilación de información y selección del método más apropiado, hasta la creación de mapas en donde se delimite la ubicación y amplitud de cada una de las zonas de protección calculadas. En la Figura V.1 se presenta una propuesta general de los pasos que es conveniente realizar para la delimitación de zonas de protección de pozos.

Un punto muy importante de tomar en consideración es recordar que la delimitación de zonas de protección, al igual que los sistemas de agua subterránea utilizados, es un proceso dinámico. Es decir, no existe una última palabra en la delimitación de las zonas de protección para una zona, ya que es relativamente común que las condiciones que se presentan en el agua subterránea cambien año con año. Esta situación es especialmente válida para zonas con abundante número de pozos y gran volumen de extracción anual. Además, conforme pasa el tiempo se descubre y genera nueva información del subsuelo, situación que permite retroalimentar el panorama de conocimiento previo, logrando de este modo representar los sistemas de flujo en forma más acertada. Sin embargo, en algunas regiones se llegará al punto en que el conocimiento del sistema de agua subterránea será tan completo, que cualquier esfuerzo en la generación de nueva información, logrará únicamente un pequeño incremento en la certidumbre asociada con la zona de protección delineada. Es difícil decidir cuando se alcanzó este parteaguas en el conocimiento, ya que es una decisión subjetiva basada en los resultados obtenidos y en el análisis de los costos asociados con la generación de nueva información.

Con base en lo anterior, se puede concebir a la delimitación de zonas de protección para aprovechamientos de agua subterránea como un proceso iterativo, en donde la información se recopila y analiza, se crea un modelo conceptual de funcionamiento del sistema, se selecciona una metodología para la delimitación de la zona de protección y se obtiene un resultado. Posteriormente, se comparan los resultados obtenidos con las condiciones reales, cotejo que cuando no es satisfactorio invita a la generación de información adicional. Los nuevos datos pueden modificar el modelo conceptual de funcionamiento, con lo que el ciclo comienza nuevamente.

Adicionalmente, la definición de zonas de protección de pozos o zonas de captura como también se les conoce, es un concepto aplicable tanto para situaciones de prevención de la contaminación, como en la etapa de limpieza y rehabilitación de zonas con agua subterránea contaminada. En el capítulo previo se realizó la definición de los criterios recomendados para la definición de zonas de protección de pozos, así como las metodologías que, en forma genérica, pueden emplearse con base en dichos criterios. A continuación se presentan las metodologías aplicables para la delimitación de zonas de protección de pozos emplazados en acuíferos de tipo libre.

II.1. MÉTODOS APLICABLES EN MEDIOS GRANULARES

De acuerdo con la disposición vertical de los materiales geológicos en el subsuelo, los acuíferos de tipo libre son los que generalmente presentan menor protección natural a la contaminación, por lo que son muy vulnerables a ser afectados por fuentes de contaminación ubicadas en la superficie del terreno. Un acuífero libre consiste de material permeable que se extiende desde la superficie del terreno hasta la zona de saturación y aún más abajo. La única protección natural que presentan estos acuíferos se establece en la zona no saturada, región en donde diferentes mecanismos físicos, químicos y biológicos pueden actuar atenuando los contaminantes durante su movimiento vertical hacia la zona saturada. Por esta razón es muy importante la delimitación acertada de las zonas de protección en acuíferos libres, ya que es necesario proteger al máximo los recursos de agua subterránea cuando se utilizan para abastecimiento poblacional.

II.1.1 *Radio arbitrario fijo*

El método de radio arbitrario fijo consiste en el establecimiento de una circunferencia en cuyo centro se ubica el pozo en investigación. La zona de protección delineada consiste de la circunferencia de radio igual al valor de referencia designado. El establecimiento del valor de referencia para el criterio de distancia puede proponerse con base en

experiencia en otras zonas, a partir de cálculos preliminares o a partir de parámetros generalizados de acuerdo con las características de los materiales que constituyen el acuífero.

Sin lugar a dudas, este método es el más simple que se puede aplicar utilizando el criterio de distancia. Además su empleo es muy económico y la información requerida muy asequible, pues prácticamente lo único que se requiere es un mapa topográfico base, y algunas observaciones de tipo hidrogeológico que validen la propuesta del valor de referencia. Si se desea un alto grado de protección o factor de seguridad elevado, entonces puede proponerse un gran valor de referencia para la distancia. Otra de las ventajas es que puede utilizarse como un primer paso durante el desarrollo de un programa de delimitación de zonas de protección de pozos. Conforme el programa se consolida y se adquiere una mayor cantidad de recursos, se puede optar por una interpretación más detallada y tal vez más precisa, utilizando otra metodología.

II.1.2 Radio calculado fijo

El método de radio calculado fijo consiste en trazar una circunferencia alrededor del pozo. Existen dos criterios generales, que se utilizan de manera independiente para fijar la longitud del radio de la circunferencia: *i*) tiempo de viaje y *ii*) abatimiento. En el caso del criterio de tiempo de viaje se utiliza una ecuación de tipo analítico para el cálculo de la distancia que tiene que recorrer un contaminante, de acuerdo con el valor de referencia establecido para el criterio de tiempo de viaje. En principio el método se basa en la evaluación del volumen de agua subterránea contenida en un cilindro de radio “r” y altura (b) igual al espesor saturado del acuífero, de la siguiente manera (Figura V.2):

$$V = \pi r^2 b \eta_e$$

en donde V es el volumen de agua subterránea contenido en el cilindro de radio “r”, altura “b” y porosidad efectiva “ η_e ”. Si el pozo que se ubica en el centro del cilindro y se bombea a caudal constante (Q) durante un tiempo (t_v), entonces:

$$Q t_v = \pi r^2 b \eta_e$$

El tiempo que tarda una partícula que viaja a la misma velocidad del agua subterránea en recorrer una distancia “r” hacia el pozo de bombeo es igual a “ t_v ”, tiempo que será equivalente al valor de referencia propuesto para el criterio tiempo de viaje. El término del lado izquierdo de la ecuación es equivalente al volumen de agua subterránea bombeado y el de la izquierda al volumen de agua en el cilindro con dimensiones establecidas previamente. Son varias las condiciones de validez de la fórmula anterior. Las más importantes que se pueden mencionar son:

- La velocidad del agua subterránea originada por el gradiente hidráulico natural de la zona de estudio debe ser mucho menor que la velocidad causada por el bombeo del pozo. En otras palabras esto significa que la superficie piezométrica tiene que ser prácticamente horizontal.
- En este caso se considera que el flujo hacia el pozo es radial, por lo que es importante que el acuífero pueda considerarse como homogéneo con conductividad hidráulica horizontal independiente de la orientación.
- Que se trate de un pozo totalmente penetrante. En caso de que no sea así, se recomienda que en lugar del espesor del acuífero (b) se considere la longitud de la rejilla del pozo o en su caso, el espesor del acuífero cortado por el pozo.

La resolución de la ecuación anterior para definir la distancia (radio de la circunferencia) que tiene que recorrer el contaminante en el tiempo t_v , es la siguiente:

$$r = \sqrt{\frac{Q t_v}{\pi \eta_e b}}$$

En la ecuación anterior el parámetro “r” es el radio de la zona de protección calculada para el pozo. El cálculo del radio con base en el criterio de tiempo de viaje es muy sencillo, ya que no considera la conductividad hidráulica del acuífero. Tal vez el término más difícil de estimar en el caso anterior sea la porosidad efectiva, valor que en este caso teóricamente debe representar un valor promedio dentro de la zona de protección delineada. Una técnica alterna para delimitar el radio calculado fijo es la que se basa en la propuesta de un valor de referencia para el criterio de abatimiento (Figura V.3). Sin embargo, en este caso necesariamente se requiere del conocimiento de la conductividad hidráulica del

acuifero. Resolviendo analíticamente la ecuación de flujo subterráneo para determinadas condiciones de frontera, se obtiene la ecuación de Theis (1935), que calcula el abatimiento producido en un acuifero por el bombeo de un pozo en régimen transitorio:

$$r = \sqrt{\frac{u 4 T t}{S}}$$

en donde “r” es el radio de la circunferencia con centro en el pozo que delimitará la zona de protección, “T” es la transmisividad, “t” el tiempo en alcanzar un estado cuasi-estacionario, “S” es el rendimiento específico de un acuifero libre y “u” es un parámetro adimensional relacionado con la función de pozo W(u).

$$W(u) = \frac{4 T t s}{Q}$$

En la ecuación anterior “s” es el abatimiento propuesto en el valor de referencia (el que se produce a la distancia “r” del pozo de bombeo) y Q es el gasto de extracción del pozo. Una vez calculado el valor de W(u), el dato de “u” se obtiene por medio de una tabla (Kruseman y de Ridder, 1990). Además de los supuestos señalados para el caso anterior, es necesario el cumplimiento de otros adicionales:

- La ecuación de Theis es estrictamente válida para acuiferos confinados, por lo que como en este caso se analizan métodos para la delimitación de zonas de protección de acuiferos libres, es indispensable que el abatimiento registrado en el pozo de bombeo, sea mínimo (menor de 0.25 veces el espesor saturado; Custodio y Llamas, 1976) comparado con relación al espesor del acuifero.
- El drenaje del agua es instantáneo y proporcional al descenso producido en el pozo. Esto significa que no se presenta el efecto del drenaje diferido en el acuifero durante el bombeo del pozo.

Cuando las condiciones establecidas en los supuestos anteriores no se satisfacen en forma adecuada, existe la posibilidad de aplicar un método numérico para estimar la distancia “r” a la que se produce el abatimiento “s” equivalente al valor del nivel de referencia. El modelo numérico que se puede utilizar en este caso es el propuesto por Rathod y Rushton (1991) que consiste de un modelo de dos capas con flujo radial. Este modelo numérico considera varias componentes que los métodos analíticos tradicionales no incluyen. Una ventaja adicional es que el modelo tiene la factibilidad de incorporar en forma específica y directa la distribución de la geología local, pozos parcialmente penetrantes, radio finito del pozo, componentes verticales, efecto de drenaje diferido, entre otros. Sin embargo, requiere de mayor información que en los casos anteriores, situación que pudiera constituir una limitación importante en la aplicación del método.

Se considera que en la mayoría de los casos las limitaciones en la información se solventarán, si durante la recopilación de la información se obtienen los datos del aforo que se realizó en el pozo para el cálculo del equipo de bombeo. En efecto, la experiencia indica que para la mayoría de los pozos de agua potable, existe disponible cuando menos el diseño del pozo y los datos del aforo o aforos que se han realizado en el aprovechamiento. Esta información, aunque no es la óptima, es suficiente para calibrar el modelo numérico de Rathod y Rushton (1991), con lo que se estimarán los parámetros hidráulicos del acuifero explotado. A partir del modelo calibrado se realizan simulaciones a un tiempo largo de bombeo o considerando explícitamente el régimen de operación (horas de bombeo al día, o días de bombeo a la semana, etc.). A partir del análisis de los resultados de las predicciones realizadas, es posible definir sin ningún problema la distancia “r”, para la que se cumple el valor de referencia propuesto para el criterio de abatimiento “s”.

Como una información adicional relativa al modelo de flujo radial de dos capas, se menciona que la Gerencia de Aguas Subterráneas de la Comisión Nacional del Agua tiene a la disposición de las personas interesadas, varias versiones del modelo numérico de Rathod y Rushton (1991). Algunas versiones tienen integrados pre-procesadores para la generación de los archivos para alimentar el modelo y post-procesadores para la visualización de los datos abatimiento-tiempo, utilidades que lo transforman en una herramienta muy fácil de utilizar. A la fecha, la utilización de este modelo es un requisito básico en la interpretación de cualquier prueba de bombeo que sea parte de los estudios que realiza la Gerencia

de Aguas Subterráneas. Para mayores detalles relativos con el modelo de flujo radial, se recomienda al lector consultar la referencia original (Rathod y Rushton, 1991).

Un método que se utiliza en Europa y que en esencia es similar al método de radio fijo calculado, propone la estimación del área de contribución efectiva a un pozo. Cuando en un acuífero se presenta una superficie piezométrica horizontal, la zona de contribución a un pozo es circular y por lo tanto con base en el área de contribución es posible calcular un radio fijo. El área de contribución a un pozo se estima con base en una relación que considera un balance de agua simple, entre la recarga anual y el volumen de extracción anual del pozo. La relación anterior se expresa matemáticamente de la siguiente manera:

$$A = \frac{Q}{R_e}$$

En la ecuación anterior, A es el área de contribución efectiva al pozo, Q es el gasto de extracción y R_e es la recarga efectiva, con los volúmenes establecidos en forma anual. Se supone que el volumen de agua extraído por el pozo no excede los límites naturales de los recursos de agua subterránea disponibles en la región. Si se dispone de la información relacionada con la recarga natural de agua subterránea, este método es económico y relativamente sencillo de aplicar. Al igual que la técnica de radio calculado fijo, se recomienda utilizarlo cuando no existe disponible toda la información que se requiere para aplicar técnicas más sofisticadas como pueden ser los modelos numéricos. Tiene la desventaja de que muchas regiones la recarga no se distribuye uniformemente ni en tiempo ni espacio, situación que en muchas ocasiones invalida los resultados obtenidos por la aplicación de la fórmula.

II.1.3 Formas variables simplificadas

Considerando los dos métodos previamente señalados, la utilización del método de formas variables simplificadas es un paso adelante en la delimitación de zonas de protección. Efectivamente, a diferencia de los métodos de radio arbitrario fijo y radio fijo calculado, las formas variables simplificadas consideran de manera conjunta los siguientes parámetros: *i*) gasto de extracción, *ii*) recarga (directa e indirecta), *iii*) conductividad hidráulica, *iv*) porosidad efectiva, *v*) espesor del acuífero y *vi*) gradiente hidráulico y dirección del flujo de agua subterránea. La metodología incluye la aplicación de modelos analíticos, como los descritos en Bear y Jacobs (1965) y Todd (1980) y que junto con los valores de los parámetros señalados previamente, generan los datos necesarios para la definición de la zona de contribución del pozo. Posteriormente, la “forma variable” se establece utilizando como criterios a límites de flujo y tiempo de viaje.

Con base en el método analítico que propone la ecuación de flujo uniforme para estado estacionario (Bear y Jacobs, 1965; Todd, 1980) se calcula zona de contribución del pozo para el caudal de diseño. Básicamente son dos los datos necesarios para realizar dicha definición, la distancia al punto de estancamiento que se genera aguas abajo del pozo de bombeo, y el ancho de la región que contribuye con flujo de agua subterránea al bombeo del pozo. A partir del análisis hidrogeológico de la región en donde se ubican los pozos a los que se desea calcular la zona de protección, se evalúan y obtienen los parámetros hidrogeológicos necesarios para representar diversas condiciones típicas de la región. Con las fórmulas correspondientes y los valores de los parámetros hidrogeológicos, se generan diversas zonas de contribución de los pozos. La forma variable simplificada se obtiene aplicando sobre la zona de contribución, un factor como puede ser límites de sistemas de flujo o tiempos de viaje.

El criterio de límites de sistemas de flujo puede aplicarse cuando en las inmediaciones del pozo se presenta un límite físico o hidráulico, como pudieran ser barreras de baja permeabilidad al flujo subterráneo, divisorias de agua subterránea, corrientes o cuerpos de agua superficial en contacto hidráulico con el acuífero, entre otros. Cuando se tiene en mente utilizar el criterio de tiempo de viaje para la definición de la zona de protección, una vez seleccionado el valor de referencia, es posible aplicar la siguiente fórmula para establece la extensión, aguas arriba del pozo, de la zona de contribución que interesa:

$$t_x = \frac{S}{v} \left[\pm (r_x - r_w) + Z \ln \frac{(Z \pm r_w)}{(Z \pm r_x)} \right]$$

en donde

$$Z = \frac{Q}{2\pi K b i}$$

Ecuación en la que “ v ” es la velocidad real promedio del agua subterránea, “ t_x ” es el tiempo de viaje desde el punto “ x ” hasta el pozo de bombeo, “ S ” es el rendimiento específico, “ K ” es la conductividad hidráulica, “ b ” es espesor saturado del acuífero, “ i ” es el gradiente hidráulico, “ r_w ” es el radio del pozo y “ r_x ” es la distancia desde el punto x hasta el pozo de bombeo. El signo más-menos (\pm) se refiere a que el punto “ x ” se encuentra aguas arriba (+) o aguas abajo (-) del pozo de bombeo. Esta ecuación se tiene que resolver por medio de una aproximación de ensayo y error, proponiendo valores de “ r_x ” hasta obtener un resultado de “ t_x ” igual o muy cercano al propuesto como valor de referencia para el criterio de tiempo de viaje.

La ecuación anterior es válida para calcular la zona de contribución de un pozo totalmente penetrante, ubicado en un acuífero confinado, constituido por un medio poroso homogéneo, con flujo uniforme (gradiente hidráulico constante) y condiciones de flujo establecido. Este caso particular sugiere la aplicación de la ecuación a un acuífero de tipo libre, por lo que el espesor del acuífero se considera como el espesor saturado. Previamente se analizaron las limitaciones que se presentan cuando se simplifica una ecuación para acuíferos confinados aplicándola a un acuífero libre, por lo que se recomienda que un hidrogeólogo experto analice las condiciones locales para establecer las condiciones de validez de las formas variables simplificadas producidas. En la Figura V.4 se presentan algunos ejemplos reales de formas variables simplificadas que se utilizaron en la delimitación de zonas de protección de pozos.

Una vez concebido el número de formas variables simplificadas necesario para representar la gama de posibilidades existentes en la zona de estudio, el procedimiento a seguir (Figura V.5) incluye: *i*) la selección de la forma simplificada más apropiada de acuerdo con las condiciones hidrogeológicas locales y de bombeo del pozo y *ii*) orientación de la forma simplificada de acuerdo con la dirección del flujo subterráneo. Por este motivo, ya que las formas simplificadas fueron calculadas, la aplicación del método es relativamente simple. Entre la información mínima a obtener para la aplicación del método se tiene: *i*) gasto de extracción del pozo, *ii*) dirección de flujo del agua subterránea, *iii*) tipo de material geológico o de acuífero. Esta última información sólo es necesaria si existen diferencias en el material geológico del subsuelo y que las formas variables simplificadas hayan sido calculadas para cada uno de ellos.

II.1.4 Métodos analíticos

Cuando se tiene una razonable cantidad de recursos (económicos, personal y tiempo) para la realización de la delimitación de zonas de protección y además existe un conocimiento apropiado de la zona de estudio, es posible lograr un buen resultado aplicando métodos analíticos. En efecto, con los métodos analíticos se obtiene una mayor certidumbre en los resultados que el que se consigue con el método de formas variables simplificadas, ya que los modelos analíticos calculan, con base en los parámetros hidrogeológicos, una zona de contribución “personalizada” para cada uno de los pozos en investigación.

Los métodos disponibles permiten el cálculo, para condiciones de flujo establecido, del campo de flujo alrededor de un pozo de bombeo emplazado en un acuífero confinado, compuesto por material granular homogéneo e isótropo. Para simplificar el problema, el pozo de bombeo se ubica en el origen de las coordenadas y existe un gradiente hidráulico uniforme en las condiciones naturales del flujo (Figura IV.11). La ecuación que describe las condiciones anteriores es (Bear y Jacobs, 1965):

$$\frac{y}{x} + \tan\left(\frac{2\pi K b i y}{Q}\right) = 0$$

Q = gasto de extracción del pozo
K = conductividad hidráulica
i = gradiente hidráulico
b = espesor del acuífero
x, y = coordenadas del punto de interés

La ecuación anterior puede ser resuelta para el cálculo del ancho máximo (Y_L) de la zona de captura, aguas arriba del pozo. La ecuación resultante es la siguiente:

$$Y_L = \frac{Q}{Kbi}$$

La máxima distancia X_L aguas abajo del pozo hacia donde se extiende la zona de captura, define la posición de un punto de estancamiento. La ecuación que describe la posición de ese punto es la que a continuación se describe:

$$X_L = \frac{Q}{2\pi Kbi}$$

Las coordenadas de los puntos (x,y) a lo largo de la isócrona, o línea de partículas en el acuífero para las cuales los tiempos de viaje (t_v) al pozo de bombeo son idénticos, es descrita por la siguiente ecuación:

$$e^{-t^*} = e^{-z} \left(\cos w + \frac{z \operatorname{sen} w}{w} \right)$$

en donde “ z ”, “ w ” y “ t ” son cantidades adimensionales definidas por:

$$z = \frac{x}{X_L}, \quad w = \frac{y}{X_L}, \quad t^* = \frac{Kit_v}{\eta X_L}$$

Para los puntos a lo largo de “ x ”, que en realidad es una línea en la dirección de flujo natural, con sentido hacia el pozo de bombeo, la ecuación del tiempo de viaje se reduce a:

$$t^* = z - \ln(1 + z)$$

El tiempo de viaje desde cualquier punto hasta el pozo puede ser calculado a partir de las ecuaciones anteriores, pero el problema inverso (que en este caso es el que interesa) de determinar las coordenadas (x,y) para un tiempo de viaje (t_v) específico, requiere de una aproximación por tanteos, o de la aplicación de un método numérico. Observando con cuidado la ecuación anterior para calcular t^* , se advierte que es equivalente a la ecuación para calcular t_v propuesta en el apartado de formas variables simplificadas. Otra manera de resolver el problema inverso planteado es utilizar métodos numéricos. Estos métodos están incluidos en el paquete WHPA (Blandford y Huyakorn, 1991) que con una aproximación semi-analítica, calcula las zonas de captura con base en las ecuaciones anteriores.

El modelo WHPA (Blandford y Huyakorn, 1991) es un modelo de flujo subterráneo saturado semi-analítico que consiste de varios módulos que se relacionan entre sí. Este modelo fue desarrollado por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos de América para facilitar la determinación de zonas de protección de pozos. WHPA son las siglas en inglés de **Well Head Protection Areas** que traducido significa zonas de protección de pozos. Este modelo tiene la gran ventaja de que es interactivo y relativamente fácil de utilizar, situación que lo constituye como una buena herramienta en la delimitación de zonas de protección. Las hipótesis de trabajo que utilizan los módulos del modelo WHPA (Blandford y Huyakorn, 1991) incluyen: *i*) el acuífero es homogéneo e isótropo, aunque con el módulo GPTRAC se puede incluir efectos de heterogeneidad en el acuífero, *ii*) el acuífero es de área infinita, *iii*) la dirección y gradiente del flujo de agua subterránea son uniformes, *iv*) el pozo de bombeo es totalmente penetrante y *v*) el flujo de agua subterránea es bidimensional.

Una restricción importante es que está basado en ecuaciones válidas para un acuífero confinado, por lo que cuando se desea aplicar en acuíferos de tipo libre, que es precisamente la situación que se maneja en este caso, los resultados deben de tomarse con las reservas del caso. Mucha atención debe incluirse cuando se presenta el efecto de drenaje diferido. Al igual que con los métodos anteriores, la experiencia del hidrogeólogo que realiza el trabajo es muy importante, sobre todo para otorgar la confiabilidad que se merecen los resultados obtenidos, a partir de la comparación entre el modelo conceptual real y las condiciones que establece el modelo analítico.

Los 4 módulos incluidos en el modelo WHPA (Blandford y Huyakorn, 1991) se denominan: RESSQC, MWCAP, GPTRAC y MONTEC. Las últimas versiones del módulo GPTRAC, tienen la ventaja de que incluyen recarga distribuida al sistema de flujo de agua subterránea. Esto se logra con base en la resolución de la solución analítica para el flujo hacia el pozo en un acuífero libre con recarga uniforme. Incluye dos componentes: *i*) opción semi-analítica y *ii*) opción numérica. La opción semi-analítica delinea las zonas de captura para diferentes tiempos de viaje, utilizando técnicas analíticas para el cálculo de la velocidad. Este módulo puede simular interferencia entre pozos, y fronteras como ríos y barreras impermeables, pero orientados a lo largo de uno de los extremos de la zona de estudio. La opción numérica delimita las zonas de captura utilizando una técnica numérica para el cálculo de la velocidad, por lo que requiere del conocimiento de cargas hidráulicas en los nodos de una malla rectangular. Con esta opción numérica es posible simular acuíferos heterogéneos, con múltiples zonas transmisividad, porosidad y espesor variables.

El módulo MONTEC contiene un algoritmo para el análisis de Monte Carlo, con lo que es posible incluir los efectos de la incertidumbre que introducen los parámetros hidráulicos utilizados, en la forma y tamaño de la zona de captura de un pozo que penetra un acuífero homogéneo. Los datos que se representan como funciones de probabilidad incluyen: *i*) gasto de extracción del pozo, *ii*) conductividad hidráulica, *iii*) gradiente hidráulico, *iv*) porosidad efectiva, *v*) espesor del acuífero. Entre los tipos de distribución que se pueden utilizar con el módulo MONTEC se mencionan: *i*) normal, *ii*) lognormal, *iii*) exponencial, *iv*) uniforme, *v*) \log_{10} uniforme y *vi*) empírica.

El módulo RESSQC es una versión modificada del código RESSQ (Keely y Tsang, 1983; Javandel *et al.* 1984), que fue diseñado originalmente para la delimitación de frentes de contaminación alrededor de pozos de inyección. La "C" representa que se realizó una modificación al código para incluir la delimitación de zonas de captura relacionada con determinado tiempo de viaje, en pozos que penetran totalmente un acuífero homogéneo. El módulo MWCAP genera zonas de captura híbridas, en estado estacionario utilizando el criterio de tiempo de viaje en acuíferos homogéneos. La principal desventaja que presenta MWCAP es que considera que los pozos existentes funcionan de manera independientemente y por lo tanto, no toma en cuenta el efecto de la interferencia de pozos.

En forma simple, los procesos que realizan los módulos del modelo WHPA (Blandford y Huyakorn, 1991) son los siguientes: *i*) calcular el régimen del flujo subterráneo predominante, *ii*) calcular el abatimiento alrededor del pozo de bombeo, *iii*) restar los abatimientos calculados a la distribución de cargas hidráulicas iniciales, *iv*) calcular la distribución espacial de la velocidad del agua subterránea utilizando las cargas hidráulicas y *v*) determinar como se mueven las partículas dentro del campo de velocidades y de ese modo calcular la trayectoria que seguirán en un tiempo determinado (Figura V.6).

A pesar de todas las bondades que el modelo WHPA tiene, se ha descubierto que presenta ciertas desventajas entre las que se mencionan: *i*) únicamente puede ser aplicado en forma realista a medios hidrogeológicos relativamente simples, en donde la distribución del flujo subterráneo sea lineal (horizontal), con fronteras cuya dimensión vertical equivale al espesor del acuífero y *ii*) los módulos tienen limitaciones en la delimitación de zonas de captura, ya que es necesario especificar un gradiente hidráulico uniforme, situación que generalmente no se satisface. Como conclusión se menciona que los módulos del modelo WHPA (Blandford y Huyakorn, 1991) sólo producirán resultados adecuados cuando se apliquen a situaciones hidrogeológicas relativamente simples, en acuíferos con campos de flujo uniforme. Cuando estas condiciones no se cumplan, los resultados obtenidos deben de analizarse con las reservas del caso.

Lerner (1992) estableció un modelo semi-analítico que considera la existencia de recarga natural difusa y que calcula la forma y dimensiones de las zonas de captura para diferentes tiempos de viaje. Su modelo denominado ROSE, incluye nuevas expresiones para el cálculo de la velocidad real promedio del agua subterránea, permite la inclusión de recarga, y la presencia de barreras de carga constante o impermeables. Señala que las zonas de protección de pozos delineadas con los modelos analíticos que no pueden incorporar el efecto de la recarga natural de agua subterránea, en general son más angostas y de mayor longitud que las que se calculan con el modelo ROSE, que efectivamente considera el efecto de la recarga natural. De acuerdo con su análisis, la comparación del modelo ROSE con el módulo GPTRAC del modelo WHPA (Blandford y Huyakorn, 1991), muestra que el último produce resultados poco satisfactorios, debido a que no mantiene un balance entre la recarga y la extracción dentro de la zona analizada.

Alternativamente al programa analítico WHPA (Blandford y Huyakorn, 1991), varios autores han desarrollado algunos algoritmos para el cálculo de zonas de protección de pozos. Por ejemplo Bakker y Strack (1996) presentan un procedimiento para la delimitación de zonas de captura, determinándolas por medio de: *i*) la ubicación de los puntos de estancamiento, *ii*) utilizarlos para construir la envolvente de la zona de captura y las líneas de flujo divisorias y *iii*) por medio de esta información generar los límites de la zona de captura para cualquier tiempo. Lo anterior fue implementado

en un programa de cómputo basado en el método del elemento analítico, y que se denomina CZAEM (Strack *et al.* 1994). Al igual que el WHPA (Blandford y Huyakorn, 1991) el programa CZAEM se utiliza para la delimitación de zonas de protección de pozos, programa que permite una definición más exacta de zona de captura, sobre todo en los alrededores de los puntos de estancamiento.

II.1.5 Cartografía hidrogeológica

Como se señaló en el capítulo anterior, el método de cartografía hidrogeológica es muy adecuado para la delimitación de zonas de protección en regiones en donde, por la complejidad del flujo subterráneo, no es conveniente tratar de analizarlo con base en ecuaciones analíticas o modelos numéricos, ya que los resultados seguramente no representarán las condiciones de campo. En el grupo de medios en donde el flujo subterráneo no es caracterizado por las ecuaciones de flujo convencionales, se incluyen los medios de tipo fracturado y cárstico.

En acuíferos compuestos por medios fracturados o cársticos, la aplicación de métodos analíticos no es muy recomendable, ya que no es posible incluir concisa y fácilmente los efectos de la heterogeneidad y anisotropía que comúnmente presentan las propiedades hidráulicas. Además, la velocidad del agua subterránea puede ser muy elevada, por lo que la teoría tradicional para el transporte de solutos y la ley de Darcy no son aplicables directamente. Por esta razón, es conveniente que la delimitación de zonas de protección en estos medios, se realice con el método de cartografía hidrogeológica. El procedimiento más adecuado para la situación de medios cársticos, es la definición en primera instancia de las zonas de contribución de los pozos, con base en un análisis topográfico complementado con interpretación de la superficie freática o piezométrica, según sea el caso. Posteriormente pueden aplicarse trazadores artificiales (colorantes, cloruro de sodio, etc.) para una delimitación más detallada.

Existen disponibles diferentes técnicas para realizar la aplicación del método de cartografía hidrogeológica y definir la zona de protección de un pozo o campo de pozos. Estas técnicas incluyen: *i*) geología, *ii*) geofísica, *iii*) hidrogeología, *iv*) trazadores naturales y artificiales. En general, los resultados que rinda el método de cartografía hidrogeológica serán más realistas y congruentes en la medida de que se utilice el mayor número de técnicas posibles y los resultados independientes se conjunten. Las técnicas geológicas incluyen la identificación de las características litológicas, estratigráficas y estructurales de las unidades geológicas que se presentan en la superficie del terreno. Con base en recorridos de campo complementado con la interpretación de fotografías aéreas, se obtiene la información que se vaciará posteriormente a un plano topográfico. En dicho plano se señalan los contactos entre las unidades geológicas diferenciadas en la zona de estudio. Finalmente, con base en la interpretación de registros litológicos y la geología superficial, se realiza una interpretación del comportamiento de las unidades geológicas en el subsuelo. La delimitación de la zona de protección se realiza con base en los contactos geológicos. Los contaminantes pueden incorporarse fácilmente al acuífero en las regiones en donde no está cubierto por otra unidad geológica de menor permeabilidad, por lo que una práctica común es coincidir la zona de protección con los afloramientos de las unidades geológicas que componen el acuífero.

Las técnicas geofísicas aprovechan algunas propiedades de los materiales geológicos del subsuelo (resistividad, densidad, elasticidad) para cuantificarlas de manera indirecta desde la superficie, logrando de este modo realizar una interpretación de su comportamiento a profundidad. El tipo de propiedad del material geológico que conviene registrar depende de su naturaleza intrínseca y de la profundidad de investigación que se desea alcanzar. En estudios relacionados con la identificación de acuíferos, que son depósitos que en general se ubican a profundidades someras, la resistividad de los materiales geológicos es la propiedad que se registra. Las técnicas geofísicas son complementarias a la interpretación de la geología del subsuelo. En efecto, las interpretaciones geofísicas se benefician de la información geológica directa, ya que su correlación permite realizar la calibración de datos geofísicos contra los geológicos, ejercicio que facilita la extrapolación de la geofísica para proponer el patrón que siguen los materiales geológicos en el subsuelo.

El objetivo primordial de la aplicación de técnicas hidrogeológicas en el método de cartografía hidrogeológica, tiene que ser la identificación de la geometría del acuífero en explotación y los sistemas de flujo involucrados. La identificación de la geometría del acuífero se realiza con base en la geología superficial, de preferencia complementada con información geofísica. Para la identificación de sistemas de flujo es necesario analizar dentro de la zona de estudio, las manifestaciones superficiales de agua subterránea.

La importancia del manejo conjunto de las técnicas geológicas, geofísicas e hidrogeológicas se ejemplificará por medio del siguiente ejemplo hipotético. Mediante la identificación de contactos geológicos se puede definir que un pozo está emplazado en un acuífero libre compuesto por material granular, por lo que su zona de protección pudiera delimitarse con base en la trayectoria del contacto geológico con otras unidades geológicas de menor permeabilidad. Sin embargo, si el análisis hidrogeológico señala que el acuífero granular aloja un sistema de flujo local y otro de jerarquía regional, es menester identificar cual de esos sistemas de flujo es el explotado por el pozo. En caso de que se trate del sistema de flujo regional, la propuesta de la delimitación de zona de protección con base en los afloramientos del material granular únicamente no tiene sentido, ya que está protegiendo una zona de recarga diferente a la que abastece al pozo de agua subterránea.

La utilización de trazadores como una técnica que colabore en la definición de zonas de protección de acuíferos de tipo libre, únicamente es recomendable en acuíferos calcáreos cársticos, en donde la velocidad del agua subterránea es elevada. De este modo, es probable que el tiempo que sea necesario esperar para la aparición del trazador no será muy largo. En general, se utilizan para identificar la presencia de conductos preferenciales en terrenos cársticos. Consisten de la aplicación directa a la zona saturada de colorantes, esporas o un elemento químico que pueda identificarse con facilidad posteriormente en el agua subterránea. La zona de aplicación, que se definirá con base en técnicas geológicas e hidrogeológicas, deberá estar ubicada dentro de la región que se sospecha forma parte de la zona de contribución del aprovechamiento investigado. Posteriormente a la aplicación, el agua del aprovechamiento se observará por un tiempo razonable para detectar la aparición del trazador. Si después de algún tiempo se detecta la presencia del trazador en el agua subterránea que se obtiene del aprovechamiento, entonces la zona en donde se aplicó pasa a formar parte de la zona de protección del pozo. Esta técnica es muy útil para la delimitación de zonas de protección de manantiales cársticos que se utilicen como fuente de abastecimiento poblacional.

II.1.6 Modelos numéricos

Un método adicional para la delimitación de zonas de protección de pozos, es mediante la aplicación de modelos matemáticos, que aproximan con base en métodos numéricos las ecuaciones diferenciales que gobiernan tanto el flujo como el transporte de solutos en el agua subterránea. Por las características de los modelos numéricos, el dominio de flujo se discretiza en elementos prismáticos de tamaños regulares o variables. A cada una de las celdas se le asignan parámetros hidrogeológicos "promedio", por lo que con base en esta aproximación es posible manejar condiciones hidrogeológicas más complejas que con los métodos analíticos. Entre los parámetros hidrogeológicos necesarios para los modelos de flujo subterráneo saturado se incluyen: *i*) geometría de las capas que componen el medio o medios por donde se desplaza el agua subterránea, *ii*) conductividad hidráulica, *iii*) porosidad y/o coeficiente de almacenamiento, *iv*) magnitud y distribución de la recarga, *v*) condiciones iniciales (distribución espacial de las cargas hidráulicas para cada una de las capas en que se dividió verticalmente el modelo) y de frontera (de flujo, no-flujo, flujo especificado, carga constante, carga variable, etc.). Por supuesto que la implementación de la información anterior en el modelo requiere de su integración ordenada a partir de un modelo conceptual de funcionamiento hidrodinámico.

Los resultados de la aplicación de modelos de flujo subterráneo saturado incluyen, entre otras cosas, la distribución de cargas hidráulicas en la zona de modelación. Esta única información no es suficiente para la delimitación de zonas de protección, por lo que es necesario utilizar criterios como abatimiento, límites de sistemas de flujo o tiempos de viaje en forma conjunta con la modelación. Los modelos numéricos que se utilizan para la delimitación de zonas de protección, generalmente aplican un método de trayectoria de partículas (particle tracking) para incluir el criterio de tiempo de viaje. Este método no resuelve la ecuación de transporte de solutos directamente, pero simula la propagación de la masa disuelta en el agua subterránea, por medio de una técnica de movimiento aleatorio de partículas. El transporte de los solutos se simula añadiendo un número determinado de partículas, que posteriormente se desplazan de manera aleatoria. Para considerar el proceso de advección, cada partícula se mueve en la dirección del flujo del agua subterránea una distancia que está definida por la magnitud de la velocidad y la longitud del paso de tiempo utilizado en este modelo. Por esta razón, cuando se consideran pasos de tiempo cortos, la partícula efectivamente describe la forma de una línea de flujo. La dispersión se considera en el movimiento de la partícula añadiendo una componente aleatoria al movimiento determinístico, mismo que es función de la dispersividades del medio.

Una descripción detallada de las bases de los modelos numéricos, los métodos de resolución del sistema de ecuaciones resultante, y los procedimientos para incorporar los datos de campo al modelo, queda fuera del alcance del presente manual. Sin embargo, se considera conveniente presentar una descripción breve de las principales características de los modelos FLOWPATH y MODFLOW/MODPATH, que son los más aceptados y utilizados a escala mundial para la

delimitación de zonas de protección de pozos. De este modo el lector interesado, puede tener una idea preliminar y abundarla si lo desea, consultando los manuales de dichos modelos o textos especializados en modelación.

Entre los primeros modelos que se diseñaron específicamente para la delimitación de zonas de captura de pozos, se señala a FLOWPATH (Franz y Guiguer, 1990), que es un modelo que está basado en un método numérico ampliamente validado y reconocido por los hidrogeólogos de todo el mundo. Además de que posee una interfaz simple para introducir los datos, por lo que es relativamente rápido de utilizar. Tiene la gran ventaja de que puede incorporar situaciones hidrogeológicas más complejas que el modelo semi-analítico WHPA (Blandford y Huyakorn, 1991). Asimismo los resultados de la simulación pueden convertirse en archivos *.DXF (drawing exchange format) para exportarse directamente a programas de ambiente CAD (computer assisted drawing). Esta herramienta es muy importante para la generación de los planos con las zonas de protección delimitadas. Entre las principales desventajas que presenta es que simula flujo bidimensional y estado estacionario únicamente. Si dentro del dominio de flujo se presentan situaciones de acuífero libre y confinado, el modelo no puede incluirlas en forma conjunta. Además la descripción del modelo para la interacción agua subterránea-superficial es deficiente.

El modelo FLOWPATH (Franz y Guiguer, 1990) es un modelo numérico que la compañía Waterloo Hydrogeologic Software tiene a la venta. Resuelve las ecuaciones de flujo utilizando un método de diferencias finitas y calcula cargas hidráulicas y velocidades, datos que permiten delinear las líneas de flujo, tiempos de viaje de partículas y zonas de contribución o captura para uno o varios pozos. El paquete incluye todos los programas necesarios para llevar a cabo la introducción de datos y la visualización de los resultados por medio de una plataforma gráfica muy conveniente, situación que facilita la creación y/o modificación de modelos. Permite la incorporación de un gran número de periféricos para impresión de los archivos generados, además de tener la facilidad de creación de archivos que posteriormente se pueden procesar con programas que utilicen ambientes CAD como pudiera ser un sistema de información geográfica.

En el desarrollo de la malla de diferencias finitas en que se dividirá el dominio de flujo, es conveniente señalar que las dimensiones de las celdas (Δx y Δy) deben ser lo suficientemente pequeñas como para considerar variaciones en el flujo, sobre todo en las inmediaciones de los puntos de interés, en este caso los pozos. En regiones en donde se requiere menor detalle, las dimensiones de las celdas, pueden ser un poco mayores. También es importante considerar que la relación $\Delta x/\Delta y$, debe de tratar de mantenerse cercana a la unidad, ya que cuando esto ocurre las soluciones obtenidas son más exactas y por lo tanto la definición de las zonas de protección será más acertada. Como se señaló previamente, FLOWPATH resuelve la ecuación de flujo subterráneo bidimensional en estado estacionario, de acuerdo con determinadas condiciones de frontera. Las condiciones de frontera que se incorporan indicándolas en los nodos correspondientes (los nodos son la intersección de la malla), incluyen son los siguientes tipos:

- Carga constante o elevación fija
- No-flujo, que es la condición de frontera inicial
- Flujo especificado o de flujo

Por requerimientos inherentes al desarrollo del programa, FLOWPATH impone que al menos se especifique un nodo de carga fija. Este es un punto clave del programa, por lo que debe tenerse cuidado en el lugar en donde se establece dicho nodo de carga fija. No se recomienda ubicarlo en la porción central de la malla, porque su presencia puede distorsionar la dirección de flujo del agua subterránea. Se recomienda ubicar el nodo de carga fija en los límites de la zona modelada, en donde tengan el menor efecto posible sobre las zonas en donde se encuentran los pozos. En lo que se refiere a los pozos, es posible ubicarlos con base en sus coordenadas (x,y) reales. Sin embargo, por exigencia del modelo, para efectos de la simulación el pozo es desplazado al nodo más cercano, por lo que las soluciones se calculan para un sitio que puede estar hasta $1.4 \cdot \Delta x$ de la posición real. Cuando de utiliza una malla de amplias dimensiones, lo anterior puede acarrear diferencias importantes. Para evitar este problema, es conveniente colocar una intersección de la malla, justo en donde se ubica la posición real del pozo. Una limitación adicional es que este modelo no es capaz de representar un acuífero que en una porción es confinado y en otra se comporta como de tipo libre.

La resolución de las ecuaciones resultantes de la aplicación del método de diferencias finitas, se realiza por medio de un método modificado implícito de dirección alternante, que tiene la ventaja de ser un método iterativo incondicionalmente estable. Una característica adicional, es que el modelo incorpora un balance de agua, que se utiliza para probar la exactitud de la solución. Se recomienda que los resultados del modelo no se tomen como correctos, si la diferencia observada en el balance de agua (entradas-salidas) es mayor al 1%. Los resultados de la modelación incluyen contornos de cargas hidráulicas dentro del dominio de flujo y vectores de velocidad. Para realizar el proceso de calibración, se

deben especificar algunos puntos en donde se tenga conocimiento de las cargas hidráulicas de campo, para compararlas con los resultados del modelo. En este aspecto, FLOWPATH tiene algunas herramientas que facilitan el proceso de comparación entre las cargas hidráulicas observadas y calculadas. En la Tabla V.1 se presentan algunas de las limitaciones que se presentan en la delimitación de zonas de protección, cuando se utiliza el modelo FLOWPATH.

Tabla V.1 Problemas comunes y limitaciones en la delimitación de zonas de captura cuando se utiliza el modelo FLOWPATH

PROBLEMA	DESCRIPCIÓN
Ubicación de los pozos de extracción	FLOWPATH automáticamente mueve los pozos de extracción a la intersección de la malla más cercana. Esto se evita poniendo una intersección de la malla exactamente en el lugar en donde se encuentra el pozo de interés.
Espaciamiento de la malla	El espaciamiento de la malla tiene influencia directa en la precisión de representación de la delimitación de la zona de protección.
Radio del círculo de liberación de partículas	Círculos de liberación de partículas muy pequeños tienen a producir zonas de protección incorrectas. Una situación similar se observa cuando el radio es demasiado grande.
Convergencia del modelo	Si el modelo FLOWPATH no converge, entonces el balance de agua puede ser erróneo, además de las cargas hidráulicas calculadas.
Acuífero confinado/libre	FLOWPATH sólo permite la representación de acuífero libre o confinado, pero las dos condiciones no pueden estar presentes en un mismo modelo.
Infiltración de ríos	La infiltración a partir de la corriente superficial es dependiente de la carga, pero no existe forma de incorporar una restricción para considerar el volumen real de escurrimiento del río.

Para la delimitación de las zonas de contribución, FLOWPATH permite la incorporación de partículas que serán liberadas en los puntos específicos que se desee dentro del dominio de flujo. El seguimiento de la trayectoria de las partículas se realiza por un periodo de tiempo específico (tiempo de viaje) y puede ser hacia adelante (directo) o hacia atrás (inverso). En el seguimiento hacia adelante de la trayectoria de las partículas, se predice su ubicación en el tiempo, mientras que en el procedimiento hacia atrás, se determina su ubicación en el paso de tiempo anterior. De este modo, las zonas de contribución se determinan proponiendo un valor de referencia para el tiempo de viaje, observando la aplicación del procedimiento inverso a las trayectorias de partículas que se originaron en un punto alrededor de la fuente. Por último es conveniente mencionar: la experiencia indica que si la malla no es lo suficientemente densa en las inmediaciones del pozo, es común que los resultados de la delimitación de la zona de protección sean erróneos. En la Figura V.7 se presenta un ejemplo de la delimitación de zonas de protección utilizando el modelo de simulación FLOWPATH.

La primera versión del programa para simulación de flujo subterráneo saturado denominado MODFLOW, fue expedida en 1984, con una versión posterior en 1988, logrando a la fecha ser uno de los modelos más reconocidos y utilizados a escala mundial. De acuerdo con Domenico y Schwartz (1996), su popularidad puede atribuirse a 4 factores principales: *i)* el código ha demostrado ser una herramienta poderosa y bien confeccionada, por lo que puede aplicarse en una amplia gama de problemas prácticos, *ii)* el manual del usuario es muy detallada y concisa, *iii)* el programa es de dominio público ya que su desarrollo fue apoyado por la US Geological Survey y *iv)* se han desarrollado numerosos cursos de entrenamiento para su utilización, además de que algunas compañías han desarrollado productos que lo toman como

base. MODPATH es un producto adicional que se acopla a los resultados de MODFLOW para seguir la trayectoria de partículas y delinear zonas de protección de pozos.

El código MODFLOW es un modelo de diferencias finitas capaz de: *i)* realizar simulaciones del flujo subterráneo en estados transitorio y estacionario, *ii)* manejar modelos de una sola capa o de varias capas, *iii)* representar condiciones de acuífero libre y confinado al mismo tiempo en la misma capa. Otra de sus ventajas es que tiene un diseño “modular” que consiste de un programa principal con varios paquetes. Estos paquetes consisten de sub-rutinas que realizan acciones específicas necesarias durante la modelación, como es adición de recarga a la capa superior y cálculo de la evapotranspiración. El diseño modular permite una organización lógica entre los elementos del programa, además de que facilita la integración de nuevos módulos para realizar tareas específicas. Las sub-rutinas principales de MODFLOW se presentan en la Tabla V.2.

Algunos de los aspectos importantes en la operación del programa incluyen la definición del tamaño de los pasos de tiempo, entre otros. La selección de un paso de tiempo muy grande ocasiona grandes errores, sobre todo en los primeros incrementos cuando el bombeo se inicia. Por esta razón, es conveniente utilizar la opción que tiene MODFLOW de incremento gradual de pasos de tiempo, situación que minimiza los errores. Otro asunto importante en los modelos numéricos es el relacionado con la comparación entre las cargas medidas en los pozos y aquellas que calcula el modelo en los nodos de “bombeo”. La carga o abatimiento en los nodos de bombeo no representa la carga en un pozo, porque en el primer caso la carga hidráulica corresponde a un valor promedio en la totalidad del volumen incluido en la celda.

Tabla V.2 Resumen de las los principales módulos incluidos en MODFLOW

NOMBRE DE LA SUBROUTINA	DESCRIPCIÓN
Básica (BAS)	Sirve para organizar el modelo. Aquí se establecen las fronteras, longitud de los pasos de tiempo, condiciones iniciales, entre otras.
Flujo entre bloques (BCF)	Es indispensable en cualquier simulación. Establece la información de la malla, número de capas, tipos de acuíferos, parámetros hidráulicos.
Pozos (WELL)	Se utiliza para simular los efectos de inyección o extracción por pozos.
Recarga (RCH)	Este paquete simula la acción de la recarga natural de agua subterránea.
Ríos (RIV)	Se utiliza para simular la interacción del agua superficial con el agua subterránea.
Drenes (DRN)	Es similar al paquete de ríos, con la diferencia que únicamente considera el flujo hacia el dren.
Evapotranspiración (EVT)	Se utiliza para simular la evapotranspiración por presencia de freatofitas cuando existen niveles freáticos someros.
Frontera de carga general (GHB)	Se utiliza para especificar un flujo en una frontera que sea función de la carga hidráulica y de la conductancia de los materiales.
Procedimiento fuertemente implícito (SIP)	Programa iterativo que se utiliza para la resolución del sistema de ecuaciones de diferencias finitas.
Método de	Programa iterativo que se utiliza para la resolución del sistema

sobrerrelajación de ecuaciones de diferencias finitas.
sucesiva (SOR)

Control de salida Sirve para especificar cuales son los datos que se desean
(OC) imprimir.

Un ejemplo de delimitación de zonas de protección de pozos por medio de la modelación numérica del flujo subterráneo utilizando el código MODFLOW, lo presentan Papatolios y Lerner (1993). El modelo numérico se desarrolló en un acuífero de tipo libre, constituido por areniscas del Permo-Triásico que se extiende en la porción central y norte de Inglaterra. Por sus características litológicas y químicas, el acuífero es especialmente vulnerable a la contaminación por nitratos, por lo que se requirió realizar la delimitación de la zona de protección para un nuevo campo de pozos que se perforaron para abastecimiento público. Posteriormente a la calibración es estado estacionario (condiciones previas al inicio de las nuevas extracciones), procedieron a la introducción del bombeo adicional, calculando la distribución de cargas hidráulicas a diferentes tiempos. Para condiciones de flujo establecido, la zona de captura delimitada para la extracción (12,500 m³/día) resultó de 18.7 km².

Cuando se utilizan modelos numéricos, la delimitación de zonas de protección para pozos de bajo caudal en acuíferos productivos produce ciertos problemas, debido a que no se produce una afectación notable en la distribución de las cargas hidráulicas. En estos casos, se considera que la zona de captura está conformada por la línea de flujo que viene gradiente arriba directamente hacia el pozo. De acuerdo con Cole y Silliman (1997) la certeza asociada con la predicción de la geometría de dicha línea de flujo, depende de la incertidumbre existente en el conocimiento de la distribución espacial de la conductividad hidráulica. Dichos autores proponen el cálculo de una zona de captura basada en un análisis estadístico denominado "*percentil capture contour*", que se define cuantificando para un tiempo de viaje específico, la variación de la longitud y orientación de la línea de flujo que constituye la zona de captura. Por medio de un análisis de Monte Carlo se determinó que el campo aleatorio de segundo orden de la conductividad hidráulica, produce las variaciones que se observan en la zona de captura. Cole y Silliman (1977) señalan que el tamaño de las zonas de captura se incrementó en la medida de que aumenta la varianza en el logaritmo de la conductividad hidráulica, pero disminuyó en la medida de que el ángulo entre la dirección principal de la estructura de correlación y la dirección de flujo regional se incrementó.

II.2. MÉTODOS APLICABLES EN MEDIOS FRACTURADOS

Amplias regiones de nuestro país se abastecen de agua subterránea derivada de acuíferos compuestos por rocas fracturadas o rocas carbonatadas con aberturas de disolución, que comúnmente se denominan acuíferos cársticos. Entre los materiales consolidados fracturados que conforman acuíferos de importancia, se mencionan aquellos compuestos por rocas volcánicas de la Sierra Madre Occidental. Importantes ciudades de la región norte y centro del país, basan parcial o totalmente su abastecimiento en este tipo de acuíferos compuestos por rocas volcánicas fracturadas. En algunas regiones de la Sierra Madre Oriental existen formaciones de origen sedimentario clástico (areniscas y lutitas) que por el grado de fracturamiento que presentan, constituyen acuíferos fracturados de mediana potencialidad. La región que tradicionalmente se abastece de un acuífero cárstico de grandes dimensiones es la Península de Yucatán, aunque en algunas regiones de los estados de Tamaulipas, Nuevo León y Coahuila, también existen algunos acuíferos cársticos de relativa importancia.

Por esta razón, es importante analizar los métodos aplicables para la delimitación de zonas de protección en acuíferos compuestos por rocas consolidadas fracturadas. Previa a la descripción de los métodos, se realizará una breve síntesis de algunos fundamentos básicos de la teoría que sostiene el análisis del flujo subterráneo saturado en medios fracturados. Se hace especial énfasis en los aspectos que se deben de tomar en cuenta para definir las condiciones en que un medio fracturado puede analizarse por medio de la teoría tradicional de flujo en medios granulares. Este aspecto es de primordial importancia en la definición del método a aplicar, ya que todos, con excepción del método de cartografía hidrogeológica, se basan en mayor o menor medida en que el flujo subterráneo cumplen con la Ley de Darcy.

Cuando se investiga el flujo subterráneo en rocas consolidadas fracturadas, se juzga que las discontinuidades estructurales interconectadas constituyen las principales vías por donde circula el agua subterránea. En general, el flujo en el interior de los bloques que limitan las fracturas se considera mínimo, con la excepción de los medios de doble porosidad, en donde el flujo intergranular en dichos bloques puede ser importante. De acuerdo con Domenico y Schwartz (1997) además de Freeze y Cherry (1979), es posible realizar la investigación del flujo de fluidos en medios

fracturados utilizando diferentes aproximaciones: *i*) considerar el medio continuo y *ii*) considerar el medio discontinuo o discreto. La primer aproximación supone que el volumen de roca fracturada analizado es equivalente a un medio poroso. Esto significa que la Ley de Darcy puede aplicarse directamente, por lo que son válidas la mayoría de las ecuaciones que hasta el momento se han descrito en los capítulos previos. Si de acuerdo con las investigaciones de campo, el medio fracturado no presenta las características de medio continuo, el flujo debe describirse por medio de otro tipo de teoría.

Medio continuo. En la aproximación que considera el medio continuo se considera que las propiedades del medio, únicamente son función de la posición del sitio de medición y del tiempo, pero no varían de acuerdo con el tamaño del volumen investigado. Un medio fracturado se considera continuo cuando la densidad de fracturamiento es lo suficientemente densa que se comporta de manera similar a un medio poroso granular. Si el espaciamiento de las fracturas es irregular en una dirección determinada, el medio presentará heterogeneidad, pero si el espaciamiento de las fracturas está en función de la dirección, entonces el medio será anisotrópico. Long *et al.* (1982) sugieren que los sistemas fracturados se comportan como medios porosos cuando: *i*) la densidad de fracturas se incrementa, *ii*) las aberturas son relativamente constantes, *iii*) las orientaciones se distribuyen de manera aleatoria, *iv*) las pruebas se realizan en grandes volúmenes de muestras de acuífero.

Snow (1968, 1969) ha demostrado que muchos problemas de flujo en fracturas pueden ser tratados con la teoría tradicional de flujo subterráneo que incluye la Ley de Darcy y un tensor anisotrópico para la conductividad. Bradbury *et al.* (1991) sugirió que existen algunos criterios para determinar cuando un acuífero compuesto por roca fracturada puede ser analizada como medio poroso, a la escala de una zona de protección de pozos. Entre estos criterios se incluyen la relación entre la escala del fracturamiento y la escala del problema, mediciones de la conductividad hidráulica que se ajustan a una distribución log-normal, variaciones mínimas en la composición química del agua subterránea, una configuración piezométrica suave y pruebas de bombeo que presentan conos de abatimiento circulares o elípticos, con incremento lineal en el abatimiento cuando se aumenta el gasto de bombeo.

Sin embargo, aún en un medio continuo la velocidad del agua subterránea puede ser tal que la Ley de Darcy no sea válida (Hubbert, 1956). Esto generalmente sucede en fracturas que son bastante amplias y el agua subterránea se desplaza en régimen turbulento, similar al que se presenta en una tubería. Una situación similar se presenta en medios granulares en donde las partículas son de gran tamaño (gravas limpias) y por lo tanto los poros son de grandes dimensiones. A medida de que la velocidad se incrementa, la energía cinética del fluido también aumenta, hasta que el efecto de la inercia por el efecto de la velocidad, es mayor que la viscosidad, por lo que las partículas se comienzan a desplazar de la manera errática que caracteriza al flujo turbulento. En este régimen de flujo, las moléculas de agua se desplazan en forma paralela, como sucede cuando se presenta el régimen de flujo laminar.

El número de Reynolds relaciona los cuatro factores que determinan si el flujo es turbulento o laminar

$$R = \frac{\rho_w v d}{\mu}$$

En esta relación, R es el número de Reynolds, ρ_w es la densidad del fluido, agua subterránea en este caso particular, v es la velocidad del fluido, d es el diámetro de la abertura por donde se desplaza el fluido y μ la viscosidad. En rocas fracturadas con aberturas amplias la descarga específica y el número de Reynolds son elevados (en general mayores de 10) las fuerzas de viscosidad son menores que las de la inercia de las partículas, por lo que la Ley de Darcy no es válida. Cuando se analiza el número de Reynolds en un medio granular, el valor de d no es fácil de determinar. Una práctica común es considerar el diámetro promedio de las partículas, más que el promedio del diámetro de los poros. En este caso, Bear (1972) establece que la Ley de Darcy únicamente es válida para valores del número de Reynolds comprendidos entre 1 y 10.

Las velocidades del flujo subterráneo que comúnmente ocasionan valores del número de Reynolds mayores a 10, generalmente se presentan en rocas calcáreas en donde las fracturas y planos de estratificación han incrementado su abertura original debido a fenómenos de disolución. Esto también ocurre en algunas rocas volcánicas como las coladas de basaltos, que tienen la característica de presentar estructuras cavernosas, producto del irregular desplazamiento de las coladas sobre la superficie del terreno. Como se mencionó previamente, algunos sedimentos están compuestos por partículas homogéneas del tamaño de la grava o mayor, ocasionalmente pueden presentar también un régimen turbulento en el desplazamiento del agua subterránea. En contraste con los casos previamente descritos, la gran mayoría de los

sedimentos no consolidados (arenas, limos, etc.) presentan valores del número de Reynolds menores a 1, por lo que su desplazamiento ocurre en régimen laminar.

Medio discontinuo. El otro extremo se presenta la situación cuando la densidad de las fracturas es muy baja, por lo que el flujo se analiza en las fracturas individuales o en arreglos de fracturas. En este caso, los métodos disponibles se basan en los principios de la mecánica de fluidos y en las ecuaciones de Navier-Stokes. La Ley Cúbica es un ejemplo de una ecuación que describe el flujo en una fractura. Establece que para un gradiente hidráulico dado, el flujo a través de una fractura es proporcional al cubo de la abertura de la fractura. Para flujo laminar entre dos placas paralelas, el flujo volumétrico puede expresarse de la siguiente manera:

$$Q = \frac{\rho_w g b^2}{12 \mu} (bw) \frac{\delta h}{\delta L}$$

En donde Q es el gasto volumétrico, ρ_w es la densidad del agua, g es la aceleración de la gravedad, μ es la viscosidad, b es la abertura de la fractura, w el ancho de la fractura perpendicular a la dirección de flujo y $\delta h/\delta L$ es el gradiente en la dirección de flujo. Esta ecuación es de la forma de $Q=KiA$, en donde "i" es el gradiente hidráulico y "A" el área (bw). De este modo, la conductividad hidráulica para este modelo de placas paralelas es:

$$K = \frac{\rho_w g b^2}{12 \mu}$$

Cuando se considera un arreglo paralelo de N fracturas de abertura b, entonces la porosidad η_f de las fracturas es igual a Nb y la conductividad hidráulica será:

$$K = \frac{\rho_w g N b^3}{\mu 12}$$

En la mayoría de los casos prácticos, los datos necesarios para la aplicación de la Ley Cúbica son difíciles de obtener, por lo que su empleo no está muy difundido entre la comunidad hidrogeológica que investiga el flujo en medios fracturados.

II.2.1 Cartografía de zonas vulnerables

En general se reconoce que el grado de atenuación de muchos contaminantes dependerá del tiempo de recorrido o de residencia (intensidad de interacción) en la zona no saturada. En rocas fracturadas el flujo de agua desde la superficie del terreno, es mucho más rápido que aquel en un medio granular, por lo que en el primer caso, el peligro potencial a la contaminación es comparativamente mayor. Adicionalmente, en el caso especial de medios fracturados en donde de acuerdo con la distribución y tamaño de las aberturas no es válida la aplicación de métodos que consideren la Ley de Darcy, la cartografía de zonas vulnerables es una buena opción para la delimitación de las zonas de protección. Se considera muy apropiado en este caso, conjuntar la delimitación de la zona de protección, con la aplicación de un método de evaluación de la vulnerabilidad del agua subterránea a la contaminación.

El principio de la cartografía de zonas vulnerables se basa en suponer que protegiendo la zona inmediata al pozo, se limitará la contaminación del agua subterránea que se bombea en dicho aprovechamiento. El método de cartografía de zonas vulnerables consiste en analizar los mapas geológicos, hidrogeológicos, topográficos, distribución de suelos y fotografías aéreas para identificar zonas locales (aberturas en el terreno, suelos muy permeables, fracturas importantes, sumideros, etc.) en los alrededores inmediatos del pozo, que faciliten la entrada de la contaminación al acuífero desde la superficie del terreno. La mayoría de las ocasiones, estas oquedades se presentan en donde la roca que constituye el acuífero, aflora o se encuentra a una profundidad somera. La primera parte del trabajo consiste en identificar con técnicas geológicas e hidrogeológicas, las unidades consolidadas que constituyen el acuífero en explotación. Posteriormente, identificar la presencia de dichas rocas en la superficie y realizar de recorridos de campo para visualizar directamente el estado de los sitios identificados en gabinete.

Sin embargo, este método por sí sólo no delimita estrictamente la zona de contribución del agua subterránea que se extrae en el aprovechamiento. Por esta razón, es conveniente incorporar en forma paralela a la cartografía hidrogeológica, un método de preferencia relativamente sencillo, pero que tome en consideración alguna o varias de las características hidrogeológicas de la zona de estudio. Entre las propiedades que pueden tomarse en cuenta se mencionan la dirección del flujo subterráneo, gradiente y conductividad hidráulica. Es conveniente recordar que en este caso se analiza un medio fracturado en donde la aplicación de la Ley de Darcy no es estrictamente válida. La filosofía de aplicación de métodos como el de radio calculado fijo o formas simplificadas variables es en el sentido de obtener un resultado aproximado, que coadyuve con la cartografía de zonas vulnerables a establecer una zona de protección más apegada a la realidad.

II.2.2 Cartografía de sistemas de flujo con cálculo de tiempos de viaje

La cartografía de sistemas de flujo es una derivación del método de cartografía hidrogeológica que se analizó previamente para acuíferos libres en medio granular. Consiste en la definición de fronteras hidráulicas y físicas que condicionan el movimiento del agua subterránea. En este tipo de fronteras hidráulicas se incluyen divisorias de aguas subterránea y límites entre sistemas de flujo. Las fronteras físicas pueden ser la presencia de materiales geológicos de conductividad hidráulica muy baja, o representaciones hidrológicas como pueden ser ríos, lagos y lagunas. En condiciones ideales, este método requiere de la identificación tridimensional de la distribución de cargas hidráulicas en la zona de estudio. Para ello, además de la determinación de la distribución espacial de las unidades geológicas, es necesario realizar mediciones de la profundidad al nivel del agua en pozos y piezómetros existentes, información que se transformará en cargas hidráulicas.

El siguiente paso consiste en la definición de una red de flujo en el plano horizontal. Si la información es adecuada, es muy recomendable la realización de una red de flujo en el plano vertical. La dirección de la red de flujo en perfil estará señalada por la dirección preferencial del flujo subterráneo, como se determinó en el análisis horizontal. Las técnicas para el trazado de redes de flujo se analizaron previamente, por lo que no se discutirán aquí. Una mayor comprensión de la distribución vertical de las cargas hidráulicas, se logra analizando las manifestaciones superficiales de agua subterránea. Con base en dichas manifestaciones y las redes de flujo, se delimitan los diferentes sistemas de flujo que existen en la zona de estudio. Adicionalmente, es posible definir en forma bastante apropiada la zona de contribución del pozo analizado. Sin embargo, es conveniente utilizar un criterio adicional para la delimitación de la zona de protección del pozo.

Considerando que el medio fracturado pueda ser tratado como un medio continuo en donde es válida la Ley de Darcy, conviene utilizar el criterio de tiempo de viaje. Para una región en donde predomine flujo subterráneo horizontal, la siguiente expresión para determinar la velocidad real promedio del agua subterránea es válida:

$$v = (K/\eta_e) i$$

La velocidad del agua subterránea puede utilizarse en forma conjunta con un periodo de tiempo específico, para limitar la zona de protección del pozo a aquella porción de la zona de contribución que cooperará con agua al pozo, durante el periodo de tiempo señalado. Los contornos de tiempos de viaje se dibujan con base en la suposición de que los contaminantes en el agua subterránea se desplazaren en la misma dirección y a la misma velocidad que el agua subterránea. Los tiempos de viaje se estiman con base en la siguiente ecuación:

$$d = v t$$

En la ecuación anterior, "d" es la distancia aguas arriba desde el pozo hasta la línea de tiempo de viaje, v es la velocidad real promedio del agua subterránea y "t" el valor de referencia propuesto para el criterio tiempo de viaje. Para el caso de acuíferos de grandes dimensiones, las zonas de contribución pueden ser muy grandes, por lo que con base en la definición de líneas de tiempo de viaje, el tamaño de la zona de contribución toma dimensiones reales. Cuando existe incertidumbre en los parámetros del acuífero, es conveniente que el valor de referencia para el criterio de tiempo de viaje sea lo suficientemente grande como para permitir un factor de seguridad (cuya magnitud dependerá del criterio del hidrogeólogo) en la delimitación de la zona de protección.

II.2.3 Cartografía de sistemas de flujo utilizando la ecuación de flujo

Una vez que se realizó la cartografía de los sistemas de flujo, este método incorpora la delimitación de la zona de contribución a partir de la aplicación de la ecuación de flujo uniforme que se describió en la sección previa de métodos analíticos por la definición de zonas de contribución en un acuífero de tipo libre. Al igual que en el método previo, se supone que el medio fracturado puede ser representado por un medio granular equivalente. En este caso se tiene la ventaja de que las dimensiones de la zona de contribución son estimadas con base en los parámetros hidráulicos locales, por lo que se considera de mayor exactitud que el método previo, en donde la zona de contribución se delimita en forma manual. Posteriormente, la definición de las líneas de igual tiempo de viaje, se realiza con base en las fórmulas analíticas correspondientes.

II.2.4 Aproximación basada en el tiempo de residencia del agua en el acuífero

Esta aproximación para la delimitación de zonas de protección utiliza la composición química del agua subterránea para identificar las trayectorias de viaje del agua subterránea y su velocidad. Para la aplicación de este método se considera en forma conjunta la composición química del agua subterránea (elementos mayores y menores) y algunos isótopos (tritio, deuterio y oxígeno-18). El tritio es un isótopo radiactivo que en condiciones ideales puede utilizarse para establecer la edad absoluta del agua subterránea bombeada por un pozo. Después de 1953 se presentaron elevadas concentraciones de tritio en la atmósfera, ya que en ese tiempo se comenzaron a realizar pruebas nucleares que incrementaron los valores naturales de tritio en la atmósfera (menores a 10 Unidades de Tritio.).

Por esta razón las mediciones de tritio en el agua subterránea, son una buena herramienta en investigaciones relacionadas con la determinación de su edad absoluta. Si una muestra de agua subterránea de una zona presenta valores elevados de tritio (por ejemplo mayores a 100 U.T.), entonces es evidente que su recarga ocurrió después de 1953. Si la muestra contiene valores bajos de tritio (menores de 5 U.T.) entonces es lógico suponer que la recarga ocurrió antes de 1953. La determinación de la edad del agua y el establecimiento de grupos químicos de agua subterránea permite verificar la efectividad de los cálculos de tiempos de viaje y definir la eficacia de la definición de la zona de contribución; ya que en donde el agua sea muy antigua, la zona de contribución será muy grande y por lo tanto no conviene tomarla como la zona de protección del pozo. Adicionalmente, la identificación de la edad del agua subterránea y la definición de su contenido químico e isotópico permite determinar zonas de recarga natural rápida o inducida dentro del acuífero. Por ejemplo, si el agua de un pozo tiene similar composición química e isotópica a la de una corriente superficial que se ubica en sus inmediaciones, eso indica una directa interacción entre el agua superficial y el agua subterránea.

Los isótopos estables más interesantes de la molécula de agua son el oxígeno-18 y deuterio. La relación entre estos isótopos ambientales se puede utilizar para establecer de manera cualitativa las condiciones climáticas que prevalecían en el momento de la recarga del agua subterránea. En latitudes boreales se ha establecido que valores de oxígeno-18 y deuterio correspondientes a un clima más frío que el actual, son comunes en aguas subterráneas antiguas, por lo que son indicadores indirectos de la edad del agua subterránea. Para el caso de México las condiciones son diferentes, ya que la influencia de las glaciaciones en la relación oxígeno-18 y deuterio no se manifiesta de igual manera que en las latitudes de Estados Unidos de América y Canadá o Europa. En México algunas aguas antiguas pueden relacionarse a valores específicos de exceso de deuterio, diferentes a los que se registran actualmente.

En efecto, el exceso de deuterio está relacionado con las condiciones de humedad en las que ocurrió la evaporación. De manera global, el valor del exceso de deuterio actualmente es del orden de 10‰, pero regionalmente presenta variaciones debido a las diferentes condiciones de humedad. Esto es particularmente válido para regiones áridas. Los climas en latitudes correspondientes a Norteamérica y Europa han experimentado cambios en temperatura, cuando menos desde el Pleistoceno. En regiones sub-tropicales, los cambios de clima han provocado modificaciones en los patrones de la precipitación. Este efecto "paleoclimático" se refleja en el contenido isotópico de la precipitación. Adicionalmente, el "exceso de deuterio", como es función del contenido de humedad, es una de las herramientas más importantes para identificar "paleo-aguas" en las zonas áridas y semiáridas del mundo (Clark, *et al.*, 1995). A diferencia de un cambio en la posición a lo largo de la línea global de aguas meteóricas (GMWL por sus siglas en inglés; Craig, 1961) que se observa en las "paleo-aguas" de Estados Unidos, Canadá y Europa, el efecto paleoclimático en regiones subtropicales como México se refleja por un desplazamiento de la línea meteórica, debido a un decremento en el exceso de deuterio.

Por ejemplo, en las regiones áridas del Norte de África, la línea meteórica moderna se caracteriza por excesos de deuterio entre 15 y 30 ‰. Sin embargo, en esta región existieron en el pasado climas más húmedos y lluviosos que produjeron valores de exceso de deuterio menores. En estas condiciones, la línea meteórica se ubica cerca o abajo de la GMWL. Esto se ha observado en muchas regiones, en donde el agua subterránea se ha identificado como antigua utilizando dataciones absolutas con ^{14}C . En México, aguas antiguas con valores de exceso de deuterio han sido reportadas por Issar *et al.* (1984), quienes detectaron este efecto en aguas subterráneas antiguas derivadas de acuíferos calcáreos regionales de la Sierra Madre Oriental. En la zona de Villa de Reyes, S.L.P, Quijano (1980) reporta que el agua subterránea de acuíferos volcánicos fracturados, presentan un exceso de deuterio de 5 ‰. En la misma zona de Villa de Reyes, Carrillo-Rivera *et al.*, (1992), con el método de ^{14}C dataron agua subterránea termal de sistemas de flujo regional y exceso de deuterio de 4.8 ‰ (promedio aritmético para las muestras con $30^{\circ}\text{C} > \text{temp.} < 40^{\circ}\text{C}$). La edad absoluta calculada para el grupo de aguas termales es de cuando menos de 10,000 años, por lo que corresponde al Pleistoceno Tardío. Cuando la relación entre los isótopos estables manifiesta el conocido efecto de altitud, también colabora en la definición de las diferentes zonas de recarga de los sistemas de flujo.

El método que se basa en la estimación del tiempo de residencia del agua en el acuífero requiere de una gran cantidad de información de alta calidad. Para realizar una interpretación adecuada se requiere que el hidrogeólogo encargado posea amplia experiencia en hidrogeoquímica e hidrología isotópica. En general, el costo de los análisis isotópicos y químicos tenderá a ser elevado, situación que aunado a los costos de la interpretación, hacen que este sea un método caro. Adicionalmente, este método tiene la desventaja de que no delimita la zona de contribución del pozo. Entre las ventajas que tiene, se menciona que es muy útil para confirmar la efectividad en la delineación de las zonas de contribución y los tiempos de viaje realizados con metodologías alternas.

II.2.5 Modelos numéricos

La utilización de modelos numéricos y de transporte para la delimitación de zonas de protección, fue discutida previamente cuando se analizaron las técnicas aplicables a un acuífero de tipo libre de medio granular. La mayoría de los modelos numéricos suponen un medio granular, por lo que para aplicar un modelo numérico con relativa certidumbre en un medio fracturado se requiere que a la escala analizada pueda ser tratado como un medio continuo equivalente a un medio granular (U.S. EPA, 1991). Los parámetros se seleccionan de tal modo que el patrón de flujo en el medio poroso equivalente sea similar a aquel del medio fracturado. La simulación del flujo en medios fracturados utilizando este modelo conceptual requiere de la definición de los *valores efectivos* de conductividad hidráulica, almacenamiento y porosidad. El significado de las palabras *valores efectivos* significa que la evaluación debe realizarse con base en métodos especialmente diseñados para flujo en medios fracturados. No es válido interpretar una prueba de bombeo en un pozo emplazado en un medio fracturado, utilizando un método diseñado para medio granular.

Los valores efectivos para los parámetros se obtienen de la interpretación de pruebas de bombeo con métodos específicos para medios fracturados, como los de Sauveplane, (1984), Gringarten, (1982), estimados con métodos de balance de aguas o calculados de la descripción de campo de la distribución de las fracturas, aberturas, longitud e interconexiones. Cuando los parámetros efectivos fueron definidos, entonces es posible aplicar modelos de simulación de diferencias finitas al medio poroso equivalente que representa el medio fracturado.

La dificultad que comúnmente se enfrenta en la aplicación del concepto de medio poroso equivalente, se relaciona con la definición del tamaño apropiado del volumen elemental representativo, en donde se definirán las propiedades hidráulicas equivalentes. En general, cuando la determinación de las propiedades hidráulicas se realiza con base en métodos de campo (pruebas de bombeo, inyección de trazadores), se considera que los resultados son adecuados para utilizarse como valores efectivos equivalentes. La definición de las propiedades hidráulicas realizada en laboratorio involucra un volumen demasiado pequeño por lo que no es representativo de las condiciones de campo y por lo tanto en la mayoría de los casos prácticos no es válida su utilización.

Por medio de un modelo de flujo estocástico con fracturas discretas (SDF por sus siglas en inglés) elaborado por (Rouleau 1988) acoplado con un programa de trayectoria de partículas, Bradbury y Muldoon (1994) investigaron el efecto de la densidad del fracturamiento y su orientación, sobre la forma de la zona de contribución de un pozo de bombeo en un acuífero fracturado. El modelo SDF es un programa para la simulación de flujo bidimensional de agua subterránea en sistemas de fracturas discontinuas. El programa genera los sistemas de fracturamiento con base una aproximación del método de Monte Carlo, que utiliza parámetros estadísticos calculados a partir de mediciones de campo como longitud de fracturas, orientaciones, aberturas y densidades. El flujo subterráneo en las fracturas se calcula por medio de las ecuaciones de Navier-Stokes para flujo estacionario incompresible entre dos placas paralelas.

Los resultados de Bradbury y Muldoon (1994) señalan aún en acuíferos con alta densidad de fracturamiento y condiciones de frontera simples, la zona de contribución determinada con el modelo de flujo en fracturas, es mucho mayor que las zonas de captura determinadas con base en modelos válidos para flujo en medio poroso (MODFLOW en este caso). Adicionalmente, puntualizan que en general, los modelos para medio poroso tenderán a subestimar las dimensiones de las zonas de captura de pozos en acuíferos fracturados, debido a la diseminación de la zona de captura en la dirección de los sistemas de fracturamiento principales. Por lo tanto, consideran que es conveniente utilizar un factor de seguridad cuando se calculan zonas de protección en acuíferos fracturados por medio de modelos específicos para medio poroso.

II.2.6 Métodos aplicables en acuíferos cársticos

Los sistemas de agua subterránea en calizas, dolomitas, mármol y otras rocas solubles, pueden comportarse como flujo en fracturas o pueden estar influenciadas por otro tipo de flujo. En general las rocas solubles con elevada porosidad primaria desarrollan un sistema de flujo difuso con mínimas características de carsticidad; mientras que las rocas con porosidad primaria muy baja desarrollan un medio de tipo cárstico. El principal aspecto de un medio cárstico es que está constituido por rocas calcáreas con flujo libre, en donde la mayor parte del agua subterránea se desplaza a lo largo de canales de disolución bien desarrollados. En la mayoría de los casos, el flujo está controlado por la orientación de los planos de estratificación y fracturas que afectan a la roca, que son las estructuras que determinan la ubicación de los conductos de disolución. Debido al tamaño que logran alcanzar los conductos de disolución (mayores de un centímetro), el flujo se comporta prácticamente como en una tubería, alcanzando velocidades mucho mayores a las que normalmente se registran en el agua subterránea, situación que origina la presencia de flujo es turbulento.

Las características anteriores ocasionan problemas en el cálculo de zonas de protección para los medios cársticos. La presencia de cavidades de disolución en la superficie y subsuelo, ocasiona que el flujo superficial presente una integración mínima, situación que complica la determinación de la zona de recarga. Como la mayoría del flujo subterráneo se concentra en canales de disolución bien definidos, generalmente no es válida la aplicación de modelos numéricos o modelos analíticos, técnicas convencionales para la estimación de zonas de protección.

Como se mencionó previamente, no todos los acuíferos calcáreos desarrollan características propias de un sistema de conductos. En determinado tipo de acuíferos que se denominan como de flujo difuso, la actividad de disolución de fracturas y planos de estratificación no se ha desarrollado, por lo que hasta determinado punto se consideran homogéneos (Figura V.8). Previamente a la disolución de las aberturas, éstas pueden ser tan pequeñas como 2×10^{-3} centímetros (Davies, 1968). Cuando se presenta flujo de tipo difuso, la velocidad del agua subterránea es pequeña, del orden de 10^{-3} m/s, por lo que el flujo es de tipo laminar y entonces es aplicable la Ley de Darcy. En acuíferos de este tipo es perfectamente válida la aplicación de un medio poroso equivalente, por lo que es posible utilizar las metodologías para la delimitación de zonas de protección en acuíferos libres y medio granular.

El proceso de decisión si un acuífero calcáreo funciona como sistema de flujo difuso o sistema de flujo en conductos es en ocasiones subjetivo. Se basa en los datos disponibles y en la percepción del grado de desviación del flujo con relación a la validez de la ley de Darcy. Una técnica para definir la velocidad del agua subterránea en acuíferos calcáreos, consiste en la inyección de trazadores en la zona saturada. Si la velocidad definida es relativamente baja (menor de 0.1 cm/s) y las características litológicas de la roca en superficie no presentan el desarrollo de evidencias importantes de fenómenos de carstificación, entonces el flujo se considera de tipo difuso. En caso contrario, cuando la velocidad del agua es elevada (mayor de 1 cm/s) y se detecta la presencia de carsticidad (estructuras de disolución de la roca) en la superficie y en el subsuelo, entonces el flujo del agua subterránea seguramente tiene lugar a lo largo de un sistema de conductos. A continuación se describe la metodología para la delimitación de zonas de protección en medios cársticos con flujo en sistemas de conductos.

Los métodos de delimitación de zonas de protección de pozos aplicables a acuíferos cársticos, en donde el flujo se presenta en sistemas de conductos, incluyen cartografía de zonas vulnerables, cartografía hidrogeológica y la aproximación basada en el tiempo de residencia del agua en el acuífero. Todos estos métodos fueron discutidos ampliamente en las secciones previas, por lo que no se abundará más al respecto. Se considera que el punto medular en la delimitación de zonas de protección en acuíferos compuestos por rocas calcáreas, es la identificación del tipo de flujo que predomina en la zona de estudio. En este aspecto, las técnicas de geología superficial y del subsuelo, así como la cartografía geomorfológica, son sin duda elementos clave en la identificación de los mecanismos de flujo subterráneo.

II.3. REFERENCIAS DEL CAPÍTULO

- Anderson, M.P. y Woessner, W. W. 1992. Applied groundwater modeling. Academic Press, Harcourt Brace Jovanovich, Publishers. 381 p.
- Bakker, M. y O.D.L. Strack. 1996. Capture zone delineation in two-dimensional groundwater flow models. *Water Resources Research*, 32-5, 1309-1315.
- Bear, J. 1972. Dynamics of fluids in porous media. American Elsevier, New York. 764 p.
- Bear, J y M. Jacobs. 1965. On the movement of water bodies injected into aquifers. *J. Hydrol.*, 3, 37-57.
- Blandford T,N, y P.S. Huyakorn.1991. WHPA. A modular semi-analytical model for the delineation of wellhead protection areas. Prepared by Hydrogeologic Inc, for U.S. Environmental Protection Agency, Office of Ground-Water protection, under contract No. 68-08-0003,
- Bradbury, K.R., M.A. Muldoon, A. Zaporazec y J. Levy. 1991. Delineation of wellhead protection areas in fractured rocks. Technical guidance document. U.S. Environmental Protection Agency, 144 p.
- Bradbury, K.R., M.A. Muldoon. 1994. Effects of fracture density and anisotropy on delineation of wellhead-protection areas in fractured-rock aquifers. *Applied Hydrogeology*, v.3, 17-23.
- Carrillo-Rivera, J.J., I.D. Clark, Y P. Fritz.1992. Investigating recharge of shallow and paleo-groundwaters in the Villa de Reyes Basin, SLP, Mexico, with environmental isotopes. *Applied Hydrogeology*, 4, 35-48.
- Clark, I.D., P. Fritz, Y R. Drimmie. 1995. Environmental isotopes in hydrogeology. *Apuntes del curso Isotopo Hydrogeology*. University of Ottawa, Canada.
- Cole B.E. y Silliman, S.E. 1997. Capture zones for passive wells in heterogeneous unconfined aquifers. *Groundwater*, v.25-1, 92-98.
- Craig, H. (1961) Isotopic variations in meteoric waters. *Science*, 133, 1702-1703.
- Custodio, E. y M.R. Llamas. 1976. Hidrología subterránea, Tomo 1. Primera edición. Editorial Omega, Barcelona. 1157 p.
- Davies, S.N. 1968. Initiation of groundwater flow in jointed limestone. *Natl. Speleol. Soc. Bull.* 28, 111-117.
- Domenico, P.A. y F.W. Schwartz. 1997. Physical and chemical hydrogeology. Second Edition. John Wiley & Sons, Inc. 506 p.
- Dreybrodt, W. 1988. Processes in karst systems. Springer-Verlag. 287 p.
- Franz, T. y N. Guiguer. 1990. FLOWPATH, two-dimensional horizontal aquifer simulation model, Waterloo Hydrogeologic Software, Waterloo, Ontario, 74 p.
- Fetter, C.W. 1994. Applied hydrogeology. Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs, N.J., 3rd ed. 691 p.
- Freeze, R.A., and Cherry, J., 1979. Groundwater. Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs. 604 p.
- Gringarten, A.C. 1982. Flow test evaluation of fractured reservoirs. *Geol. Soc. of Amer. Spec. Paper* 189, 237-263.
- Hubbert, M.K. 1956. Darcy's Law and the fields equations of the flow of underground fluids. *Trans. Amer. Inst. Min. Met. Eng.*, 207, 222-239.
- Issar, A., J.L. Quijano, J.R. Gat, Y M. Castro.(1984. The isotope hydrology of the groundwaters of Central Mexico. *Journal of Hydrology*, 71, 201-224.
- Keely, J.F. y Ch. F. Tsang. 1983. Velocity plots and capture zones of pumping centers for groundwater investigations. *Groundwater*, 21-6, 701-714.
- Kruseman, G.P. y N.A. de Ridder. 1990. Analysis and Evaluation of Pumping Test Data. Publication 47, International Institute for Land Reclamation and Improvement, Second Edition, 377
- Lerner, D.N. 1992. Well catchments and tiem-of-travel zones in aquifers with recharge. *Water Resources Research*, 28, 2621-2628.
- Long, J.C.S., J.S. Remer, C.R. Wilson y P.A. Witherspoon. 1982. Porous media equivalent for networks of discontinuos fractures. *Water Resources Research*, v. 18-3, 645-658.
- Papatolios, K.T. y D.N. Lerner. 1993. Defining a borehole capture zone in a complex sandstone aquifer: a modelling case study from Shropshire, UK. *Quarterly Journal of Engineering Geology*, v.26, 193-204.
- Quijano, L. (1980). Isotope analysis done by Earth Science Department, University of Waterloo, Canada. Chemical analysis done by S.A.R.H. (unpublished).
- Rathod, K.S. y K.R. Rushton. 1991. Interpretation of pumping from two-zone layered aquifers using a numerical model. *Groundwater*, v.29(4). 499-509.
- Sauvaplane, C. 1984. Pumping test analysis in fratured rocks formations: state of the art and some perspectives, In: goundwater hydraulics (J. Rosensheim y G.D. Bennet, eds.), Am. Geophys. Union, Washington, D.C., 171-206.
- Snow, D.T. 1968. Rock fracture spacings, openings and porosities. *J. Soil Mech. Found. Div., Proc. Amer. Soc. Civil Engrs.*, 94, 73-91.
- Snow, D.T. 1969. Anisotropic permeability of fractured media. *Water Resources Res.*, 5, 1273-1289.

III. ZONAS DE PROTECCIÓN DE POZOS EN ACUÍFEROS CONFINADOS

III.1. INTRODUCCIÓN

Como se mencionó en capítulos previos, los acuíferos se clasifican con base en las características de su frontera superior. Un acuífero limitado en su porción superior por un acuitardo se cataloga como acuífero confinado. La teoría tradicional señala que el caso más general de acuífero confinado presenta acuitardos en sus márgenes superior e inferior, pero en este caso únicamente es de relevancia la situación en donde existe un acuitardo superior, ya que esta unidad geológica es la que provee la protección contra la contaminación originada en la superficie del terreno. La presencia del acuitardo en la porción superior del acuífero ocasiona que, en general, su vulnerabilidad a la contaminación sea mucho menor que para un acuífero libre. Sin embargo, es necesario recordar que de acuerdo con el concepto de continuidad hidráulica (Tóth, 1995), no existen materiales geológicos perfecta o totalmente impermeables. De este modo, la presencia de un horizonte arcilloso superior de baja permeabilidad no es una garantía de protección total para el acuífero subyacente.

Esta situación permite establecer que en los acuíferos confinados se presentan varias categorías o “*grados de confinamiento*”, dependiendo de los valores que exhiban las propiedades hidráulicas del acuitardo que lo sobreyace. De este modo, para la finalidad de la delimitación de zonas de protección de pozos, se define como *acuífero semiconfinado* a aquel en donde las propiedades del acuitardo superior, condicionan la presencia de flujo vertical significativo en cualquier dirección (hacia arriba o hacia abajo), ya que esto depende de la relación entre las cargas hidráulicas del acuífero y del acuitardo. Se supone que en este caso, el movimiento vertical en el acuitardo está distribuido en el área en donde existen contrastes entre las cargas hidráulicas. En un *acuífero confinado propiamente dicho*, el flujo vertical es imperceptible y cuando no lo es, se asocia a zonas localizadas como fracturas, y pozos mal construidos. Por estas zonas puntuales el agua puede desplazarse rápidamente desde la superficie hasta el acuífero confinado, sin atenuación de los contaminantes en el acuitardo. Con base en lo anterior, un acuífero semiconfinado es más vulnerable a la contaminación que un acuífero perfectamente confinado.

La definición del “*grado de confinamiento*” de un acuífero es un asunto importante a considerar cuando se selecciona un método para la delimitación de zonas de protección. Esto es debido a que algunos de los métodos consideran la existencia de flujo vertical en el acuitardo, mientras que otros no lo toman en cuenta. Con base en la distribución de las unidades geológicas en el subsuelo, es relativamente sencillo definir si en la zona de estudio se explota un acuífero libre o uno confinado. Sin embargo, en condiciones reales de campo no es muy fácil distinguir el grado de confinamiento de dicho acuífero. Es decir, es necesario utilizar ciertas técnicas especiales para distinguir si se trata de un acuífero semiconfinado o de uno confinado en el sentido de la definición utilizada con la finalidad de delineación de zonas de protección.

El empeño que se tiene en definir el grado de confinamiento de un acuífero es debido a que entre mayor sea éste, menor será el nivel de vulnerabilidad que presente a la contaminación. Las técnicas básicas que existen para evaluar la presencia y/o el grado de confinamiento de un acuífero son: *i)* geológicas, *ii)* hidrogeológicas y *iii)* hidrogeoquímicas. La geología identifica la litología, estratigrafía y estructuras de los materiales geológicos, por lo que la presencia de horizontes que funcionen como capas confinantes puede inferirse de su análisis. Adicionalmente, el examen geológico produce información para deducir de manera aproximada el grado de confinamiento que se presenta. Las técnicas hidrológicas identifican el tipo de acuífero y únicamente con cierto tipo de pruebas, el grado de confinamiento. Las técnicas hidroquímicas, en general, únicamente producen información relativa a la edad del agua subterránea, dato que permite realizar suposiciones relacionadas con la presencia de acuíferos confinados. No obstante, en circunstancias específicas la hidrogeoquímica puede ser una técnica directa para la definición del grado de confinamiento de un acuífero. Es importante recordar que cuando se realiza la evaluación de la presencia y/o grado de confinamiento, es fundamental que la valoración se realice utilizando un enfoque multidisciplinario que considere técnicas geológicas, hidrogeológicas e hidrogeoquímicas. A continuación se presenta un breve repaso de las técnicas propuestas para la identificación del grado de confinamiento de un acuífero.

Técnicas geológicas. La identificación de las unidades geológicas susceptibles de comportarse como confinantes se realiza con base en sus características litológicas y la estratigrafía local. En general, los materiales geológicos que tradicionalmente funcionan como acuitardos incluyen sedimentos en donde predominan partículas de la arcilla con escaso contenido de limo o arenas. Adicionalmente, las estructuras existentes (plegamientos, cabalgaduras, etc.)

establecen si las unidades geológicas que funcionan como acuitardo, sobreyacen a otra unidad o grupo de unidades que formen parte de un acuífero.

Para la creación de mapas geológicos que muestren la distribución de zonas en donde potencialmente pueden encontrarse acuíferos confinados, se requiere de la identificación de los tipos de rocas que están expuestas, mapas con la distribución de suelos, interpretación de fotografías aéreas, además de información (directa e indirecta) de los materiales geológicos presentes en el subsuelo. La información del subsuelo con mayor utilidad en este caso incluye registros litológicos de pozos, registros eléctricos o de cualquier otro tipo. La información de estudios geofísicos realizados en la región también es muy valiosa, porque generalmente permite extrapolar con mayor certidumbre los datos geológicos del subsuelo. Con base en esta información es posible describir el comportamiento de los horizontes de baja conductividad hidráulica en el subsuelo, aunque no exista evidencia directa de ellos en superficie debido a que por la estructura geológica presente, no afloran dentro del área de estudio. Cuando existe suficiente información, es conveniente realizar varias secciones verticales transversales en donde se representen los diferentes espesores y la profundidad a la base del acuitardo, además de las discontinuidades estructurales o litológicas. De este modo, la integración de la geología superficial y del subsuelo permite una mejor evaluación de la presencia del horizonte confinante.

Como se señaló previamente, todos los pozos son aberturas realizadas por el hombre, que cuando son perforados en un acuífero confinado, constituyen una vía preferencial para que, si las condiciones se presentan, cualquier tipo de fluido se desplace sin necesidad de atravesar directamente los horizontes confinantes. Al igual que la presencia de fracturas, los pozos que tienen ademe ranurado en la mayor parte de su extensión constituyen vías preferenciales para la contaminación, por lo que es necesario identificar su presencia para la delimitación de zonas de protección. En general, se piensa que el mayor peligro potencial relacionado con los pozos perforados en acuíferos confinados proviene de la superficie del terreno natural. Sin embargo, en zonas petroleras, pozos profundos para exploración y/o explotación de hidrocarburos, pueden conectar yacimientos profundos con acuíferos someros. La identificación de los pozos abandonados o en operación pero mal construidos generalmente es muy difícil. Es necesario realizar recopilación de información en lugares muy diferentes, sobre todo cuando existen pozos que se dedican a explotación de recursos diversos (agua, petróleo). Un parámetro esencial es la definición de la profundidad del pozo con relación a la profundidad de la base del acuitardo superior. También es necesario realizar visitas de campo para tratar de identificar pozos abandonados. En este caso, las entrevistas con personas locales es de gran ayuda, ya que la mayoría de las veces los pozos abandonados pueden estar ocultos por maleza, lo que impide su identificación expedita.

Técnicas hidrogeológicas. Las técnicas hidrogeológicas para precisar la existencia y grado de confinamiento, básicamente consisten en: *i*) la identificación de las cargas hidráulicas con relación a la ubicación de la cima del acuitardo y *ii*) observación de la respuesta hidráulica (abatimiento vs. tiempo) en un pozo de bombeo y/o en pozos de observación. Con respecto al primer rubro, la presencia de confinamiento se determina observando la profundidad al nivel del agua en el pozo que se sospecha atraviesa un acuífero confinado. Si la elevación del nivel estático en el pozo es mayor que la elevación de la base del horizonte que se considera funciona como acuitardo, entonces efectivamente el acuífero es confinado. Obsérvese la relación que existe en esta técnica con la geológica previamente descrita. Es necesario evaluar en primera instancia la presencia de un horizonte que potencialmente funcione como acuitardo y posteriormente utilizar la técnica hidrogeológica. Sin embargo, es conveniente anotar que si la elevación del nivel del agua en el pozo de observación es menor que la elevación de la base del material que se considera acuitardo, esta técnica no considerará al acuífero como confinado, ya que efectivamente funcionará como acuífero libre. Sin embargo, para propósitos de la delimitación de zonas de protección de pozos, dicho acuífero se considera como confinado, ya que existe una capa superior de baja conductividad hidráulica, que lo protege de la contaminación.

Cuando se realiza una interpolación entre la información de medidas de la elevación del nivel piezométrico en diversos pozos, se obtiene la configuración de la superficie potenciométrica. A diferencia de la observación en un único pozo, la ventaja de esta técnica es que permite la visualización de la interrelación entre varios pozos del área de estudio. Al igual que en el caso anterior, cuando la superficie potenciométrica sea más baja que la base del acuitardo, no se identificará como acuífero confinado.

Cuando ocurre la disminución de la carga hidráulica en un acuífero confinado, la liberación del agua se produce por dos mecanismos principales: *i*) compactación del acuífero ocasionado por el incremento del esfuerzo efectivo y *ii*) expansión del agua por disminución de la presión. El primer mecanismo está controlado por la compresibilidad del acuífero y el segundo por la compresibilidad del agua. En un acuífero libre el efecto de la compactación del acuífero es mínimo comparado con el volumen de agua drenada por gravedad cuando la carga hidráulica disminuye. La diferencia en los mecanismos condiciona que los valores del almacenamiento, cuando se evalúan por medio de pruebas de bombeo,

puedan utilizarse para diferenciar entre acuíferos confinados y acuíferos libres. Los valores de almacenamiento en acuíferos confinados generalmente son menores a 10^{-3} , mientras que el almacenamiento para acuíferos libres será del orden de 10^{-2} o mayor. El análisis tradicional en estado transitorio de pruebas de bombeo con mediciones en un pozo de observación permite la evaluación del almacenamiento de un acuífero (Kruseman y de Ridder, 1990). Esta técnica no permite la evaluación directa del grado de confinamiento del acuífero.

Además del almacenamiento del acuífero, durante una prueba de bombeo se recolecta información útil para la definición del grado de confinamiento de un acuífero. La presencia de escurrimiento vertical derivado del acuífero superior durante el bombeo de un pozo se evalúa fácilmente cuando se integra la información geológica con la respuesta del abatimiento con relación al tiempo. Hantush y Jacob (1955) fueron los primeros que formalmente incluyeron la comunicación entre estratos confinantes por medio de un "factor de goteo", que se incorporó en la ecuación de Theis (1935). Este concepto fue extendido y mejorado por Neuman y Witherspoon (1971), quienes claramente demostraron que la respuesta hidráulica en acuíferos en donde se presenta flujo vertical en los acuíferos es dependiente del tiempo. Efectivamente, en un acuífero semiconfinado el abatimiento para pequeños periodos de tiempo es muy similar al que se registraría si fuera de tipo confinado. Conforme avanza el tiempo, se observa que la respuesta en el abatimiento se aparta de la de un acuífero confinado, hasta que eventualmente para tiempos largos, toda el agua que se bombea es proporcionada por el acuífero. De este modo, es claro que si durante la prueba el bombeo se detiene en la primera porción de la curva, al análisis indicará que el acuífero se comporta como confinado.

La interpretación de pruebas de bombeo utilizando un modelo numérico de flujo radial a un pozo (Rathod y Rushton, 1991) permite identificar cuantitativamente el grado de confinamiento de un acuífero. El procedimiento normal es el calibrar la información de una prueba de bombeo, proponiendo parámetros hidráulicos acordes a la naturaleza litológica tanto del acuífero como del acuífero. La utilización de un modelo numérico, en este caso de flujo radial hacia un pozo, es una buena manera de probar en forma cuantitativa si el modelo conceptual de funcionamiento propuesto es adecuado. La interpretación de pruebas de bombeo utilizando un modelo numérico con la única finalidad de probar si un acuífero es confinado o para evaluar el grado de confinamiento, puede parecer superfluo. Sin embargo, es una estrategia adecuada si dicho modelo también se utiliza para la delimitación de la zona de protección del pozo.

El cálculo de la conductividad hidráulica vertical del acuífero es la mejor técnica para evaluar el potencial de contaminación y diferenciar entre un acuífero confinado y otro semiconfinado. Sin embargo, deben tenerse en cuenta dos aspectos principales: *i*) los métodos tradicionales de interpretación de pruebas de bombeo producen valores promedio de los parámetros hidráulicos dentro del área de influencia de la prueba y *ii*) el agua que libera el acuífero no necesariamente se deriva de un acuífero libre que lo sobreyace y que constituye la fuente potencial de la contaminación. En efecto, tanto Hantush (1959) como Neuman y Witherspoon (1969) demostraron que la fuente de agua de un acuífero semiconfinado puede ser el almacenamiento del acuífero, situación válida sobre todo cuando está constituido por una interrelación de lentes discretos de arenas incluidos en un cuerpo de material arcilloso. Para la identificación de este mecanismo de flujo es necesario realizar observaciones detalladas de la evolución de los abatimientos tanto en el acuífero como en el acuífero (Neuman y Witherspoon, 1972).

Como se mencionó previamente, los acuíferos confinados no son cuerpos rígidos, sino que se comportan de manera elástica. Por lo tanto, cuando se presentan fluctuaciones en la presión atmosférica, se producen oscilaciones en la carga hidráulica medida en pozos perforados en acuíferos confinados. Se debe tomar en cuenta que los cambios en la presión atmosférica no actúan sólo sobre el esqueleto de material granular que compone el acuífero, sino también sobre el nivel del agua subterránea en el pozo de observación en donde se registran las fluctuaciones. En un acuífero libre las variaciones en la presión atmosférica se transmiten de igual manera en la columna de agua del pozo de observación, como en nivel freático, en este caso por intermedio de la zona vadosa. En un acuífero confinado, cuando la presión atmosférica se incrementa, la presión en la columna de agua del pozo aumenta, situación que ocasiona una disminución en la profundidad al nivel del agua. Cuando la presión atmosférica disminuye, se presenta el fenómeno inverso. De este modo, el registro de las variaciones diarias en el nivel del agua en pozos y su relación con la presión atmosférica, permite el establecer la presencia de confinamiento en un acuífero. En la Figura VI.1 se observa la respuesta en el nivel del agua de un pozo en un acuífero confinado, producida por cambios en la presión atmosférica.

Técnicas hidrogeoquímicas. En general las técnicas hidrogeoquímicas útiles para evaluar la presencia de confinamiento en un acuífero se basan en: *i*) definición de las características físicas y químicas del agua y *ii*) determinación de la edad absoluta con base en isótopos radiactivos. Cuando las calidades del agua del acuífero y del acuífero son diferentes, la estimación del grado de confinamiento se puede determinar con base en un modelo de mezcla conservativo.

Cuando a lo largo de la trayectoria de flujo el agua subterránea pasa de condiciones de acuífero libre a acuífero confinado, generalmente se producen una serie de cambios que ocasionan modificaciones en la calidad del agua. La mayoría de las ocasiones, las zonas en donde el acuífero es de tipo libre, los valores del potencial de óxido-reducción indican condiciones oxidantes, con presencia de cantidades variables de oxígeno disuelto. Esto condiciona la presencia de concentraciones de nitrato, sulfato y muy bajos valores de hierro disuelto. En determinadas condiciones los valores de pH son menores de 7.0 y baja concentración de STD como generalmente sucede en las inmediaciones de las zonas de recarga. En la medida de que el agua fluye gradiente abajo reacciona con los minerales que componen el acuífero y eventualmente pasa a condiciones de acuífero confinado, con lo que su composición química cambia. La evolución química en la mayoría de las ocasiones se refleja en una disminución marcada del potencial óxido-reducción y en las concentraciones de sulfato y nitrato disueltos. En forma paralela, se observa un notable aumento del pH, bicarbonato y algunos elementos traza como hierro y manganeso. La mayor interacción agua-acuífero también produce mayores valores de sodio, cloruro y en ocasiones de magnesio.

Estos cambios de la composición química del agua subterránea cuando el flujo pasa de una zona que funciona como acuífero libre a otra de tipo confinado, han sido documentados en varios lugares. En este aspecto, son clásicos los trabajos de Edmunds (1973) y Edmunds y Walton (1983) quienes los evidenciaron en el acuífero calcáreo Lincolnshire ubicado en Gran Bretaña. En nuestro país, Cardona y Hernández (1995) observaron cambios significativos en la calidad del agua subterránea en el Valle de México, a lo largo de la dirección de flujo cuando se tiene el paso de condiciones de acuífero libre a acuífero confinado (Figura VI.2). Tanto para el acuífero calcáreo de Edmunds (1973) como para el acuífero granular derivado del intemperismo de rocas volcánicas máficas estudiado por Cardona y Hernández (1995), los cambios en la calidad del agua fueron muy similares, con disminución notable del potencial de óxido-reducción, incremento de hierro y manganeso y reducción de nitrato y sulfato.

Con la única observación de la calidad del agua subterránea que se mencionó previamente, no es posible definir el grado de confinamiento de un acuífero confinado. En el caso específico de que la calidad del agua subterránea del acuífero y la del acuitardo sean muy diferentes, con la observación de la calidad del agua producida con una prueba de bombeo, es posible establecer un simple modelo de mezcla conservativa, para estimar el porcentaje de agua que se deriva del acuitardo superior. En efecto, si durante el bombeo del pozo se induce verticalmente hacia abajo agua del acuitardo hacia el acuífero, se mezclará con el agua del acuífero. El agua de mezcla será bombeada paulatinamente por el pozo durante la prueba de bombeo, por lo que la calidad del agua no será constante en el tiempo. La evaluación cuantitativa de los porcentajes de mezcla del acuífero y acuitardo se estiman con base en el siguiente modelo de mezcla conservativa:

$$C_i = A_i x_{\text{acuitardo}} + B_i (1 - x_{\text{acuitardo}})$$

Ecuación en donde $x_{\text{acuitardo}}$ es el porcentaje de agua derivada del acuitardo presente en el agua bombeada por el pozo, A_i es la concentración del soluto conservativo "i" presente en el acuitardo previo al inicio de la prueba, B_i es la concentración del soluto conservativo "i" en el acuífero y C_i la concentración del soluto conservativo "i" en el agua bombeada por el pozo. En la medida de que el porcentaje de agua derivada del acuitardo se incrementa, menor será el grado de confinamiento del acuífero y por lo tanto mayor su vulnerabilidad a la contaminación.

En la mayoría de los casos, el agua subterránea derivada de acuíferos confinados consiste de agua antigua o cuando menos relativamente antigua. Por lo tanto, si no existen vías o patrones preferenciales de flujo que permitan el desplazamiento de agua de recarga reciente hacia el acuífero confinado, será notable la ausencia de isótopos radiactivos como el tritio o compuestos orgánicos como los fluorocarbonos. La presencia de tritio permite el establecimiento de la edad absoluta del agua subterránea, así como una estimación de la susceptibilidad del acuífero a la contaminación por infiltración vertical desde la superficie. Desgraciadamente, esta técnica es relativamente costosa, además de que actualmente no existen en nuestro país laboratorios para la determinación de tritio en agua, por lo que su utilización no es recomendable.

III.2. MÉTODOS APLICABLES A ACUÍFEROS CONFINADOS CON SUPERFICIE POTENCIOMÉTRICA DE GRADIENTE SUAVE

III.2.1 Introducción

El gradiente hidráulico que ocasiona el flujo de agua subterránea en acuíferos confinados en ocasiones puede ser muy pequeño, por lo que la velocidad del flujo también es relativamente baja. Un valor común para el gradiente hidráulico en

acuíferos confinados es del orden de 10^{-4} o menor. La presencia de una superficie potenciométrica relativamente horizontal, condiciona que las zonas de contribución y de influencia sean iguales (Figura IV.4), situación que facilita la estipulación de métodos para la delimitación de zonas de protección.

De acuerdo con USEPA (1991) el parámetro más apropiado para el establecimiento de métodos para la delimitación de zonas de protección de pozos en acuíferos confinados es el de tiempo de viaje. Los criterios de distancia y de límites de sistemas de flujo no son recomendables porque en acuíferos confinados no permiten el establecimiento de las zonas de recarga o porque los límites hidráulicos pueden ser difíciles de identificar. La utilización del criterio de capacidad de asimilación es un concepto útil pero difícil de establecer de manera práctica, por lo que tampoco se recomienda. El criterio de abatimiento que incluye el establecimiento del cono de abatimiento producido por el bombeo del pozo produce zonas de protección cada vez mayores en la medida de que el grado de confinamiento aumenta. Esta situación es ilógica de acuerdo con las bases que sustentan la delimitación de zonas de protección de pozos, que señalan que un acuífero perfectamente confinado es menos vulnerable a la contaminación que otro semiconfinado. Sin embargo, para el caso de la utilización del concepto de tiempo de viaje también se presenta dicha situación, ya que entre mayor sea el grado de confinamiento, menor será el volumen de agua derivado del acuitardo y mayor la cantidad de agua relacionada con flujo lateral horizontal.

III.2.2 Cono de abatimiento

El primer grupo de métodos que se utilizan, incorporan el criterio de abatimiento definiendo la extensión de la zona de influencia. En estos métodos, la delimitación de la zona de protección se realiza con base en la definición de la extensión lateral del cono de abatimiento producido por el bombeo del pozo, con lo que se determina la zona de influencia del pozo. Para efectos prácticos, el límite del cono se ubica en donde el abatimiento es menor a 2 centímetros. El tiempo de bombeo es muy importante, ya que condiciona las dimensiones de la zona de influencia. Para la finalidad de la delimitación de zonas de protección se considera que el tiempo es el necesario para llegar a condiciones de flujo establecido o un estado muy cercano que para efectos prácticos pueda considerarse como equivalente. A continuación se presentan los tres principales métodos que utilizan la identificación del cono de abatimiento para establecer la zona de protección del pozo. En general, estos métodos se recomiendan para la situación que incorpore acuíferos semiconfinados, porque las zonas de protección que resultan en acuíferos confinados propiamente dichos resultan muy grandes.

III.2.3 Abatimiento vs. distancia

Este método involucra la medida del abatimiento de diferentes pozos de observación ubicados en los alrededores del pozo de bombeo. Las mediciones se deben de realizar al mismo tiempo, de preferencia cuando el flujo se encuentre en condiciones de régimen establecido, o cuando menos un buen tiempo después del inicio de bombeo, cuando la variación en los abatimientos sea mínima. Para un acuífero semiconfinado en estado estacionario, la siguiente expresión es válida para calcular el abatimiento:

$$s = \frac{Q}{2\pi T} K_0(r / \beta)$$

En donde "s" es el abatimiento, "Q" el gasto de bombeo constante, T es la transmisividad, K_0 es una función, "r" es la distancia y β es el factor de goteo que indica cuantitativamente el grado de confinamiento y que es igual a:

$$\beta = \sqrt{\frac{T}{k' b'}}$$

En este caso, k' es la conductividad hidráulica vertical del acuitardo y b' su espesor. La representación del abatimiento (eje aritmético) en función de la distancia radial desde el pozo (eje logarítmico), resulta en una recta para valores de r/β menores de 0.1, pero para valores mayores se desvía sensiblemente a consecuencia del efecto de recarga (Custodio y Llamas, 1976). La prolongación de la porción rectilínea de esta curva corta al eje de la distancia en punto equivalente al radio de influencia del pozo, que será igual a 1.123β . De este modo, para acuíferos semiconfinados el cono de descensos sigue la ley de Thiem ($s=0.366(Q/T)(\text{Log } R/r)$) si se toma como radio de influencia $R=1.123\beta$.

De este modo, con la información de los abatimientos registrados en los diversos pozos de observación, se realiza una gráfica de abatimiento vs. el logaritmo de la distancias entre el pozo de bombeo y los pozos de observación en donde se realizaron las mediciones de abatimiento. La extensión lateral del cono de abatimiento se estima leyendo en la gráfica lineal resultante la correspondiente distancia para un abatimiento de cero metros. Sólo en condiciones en donde β es muy pequeño se producen desviaciones de importancia en el comportamiento lineal de la curva. Sin embargo, β únicamente será pequeño en el caso de acuíferos confinados con alto grado de confinamiento, por lo que este método se recomienda especialmente para la delimitación de zonas de protección en acuíferos semiconfinados.

III.2.4 Abatimiento vs. tiempo

Cooper y Jacob (1946) realizaron una simplificación de la ecuación de Theis (1935), puntualizando que cuando los valores de la variable "u" son suficientemente pequeños, entonces la ecuación de Theis puede modificarse de la siguiente manera:

$$s = \frac{0.183Q}{T} \text{Log} \frac{2.25Tt}{r^2 S}$$

en una gráfica de abatimiento en el eje vertical contra el logaritmo del tiempo, la ecuación anterior es una línea recta cuya pendiente (Δs) es igual a:

$$\Delta s = \frac{0.183Q}{T}$$

si con base en la ecuación de Cooper y Jacob (1946) se crea una gráfica con el abatimiento con relación al logaritmo de la distancia, el valor absoluto de la pendiente resulta:

$$\Delta s = \frac{0.366Q}{T}$$

Obsérvese que en esta segunda ecuación, la pendiente de la recta es exactamente el doble de aquella en la línea que resulta cuando se dibuja la gráfica de abatimiento vs. tiempo de bombeo. Esto es ocasionado porque en la ecuación de Cooper y Jacob (1946) el tiempo aparece a la primera potencia, mientras que la distancia está afectada por un exponente cuadrático (Driscoll, 1986). Para un mismo acuífero y gasto de extracción, la relación entre las pendientes de ambas líneas es constante. Por lo tanto, si se determina la pendiente Δs para la línea de abatimiento vs. tiempo, la pendiente de la línea de abatimiento vs. distancia será el doble, siempre y cuando el gasto de extracción no cambie. Esto permite la construcción de una gráfica de abatimiento-distancia utilizando un único punto.

Con base en lo anterior, el método de abatimiento vs. tiempo incluye la definición de la línea que resulta a partir de considerar el abatimiento contra el tiempo de bombeo en una gráfica semi-logarítmica. Posteriormente se determina su pendiente como la distancia vertical de la línea trazada, a lo largo de un ciclo logarítmico. Esta información se utiliza en una gráfica abatimiento contra logaritmo de la distancia (igual a la del método previo). Se coloca el punto correspondiente al abatimiento registrado a la distancia que se encuentra el pozo de observación. Se traza una línea con el doble de la pendiente de la línea abatimiento-tiempo y se desplaza en forma paralela hasta que pase por el punto correspondiente al dato abatimiento-distancia que se tiene. La extrapolación de la línea al abatimiento nulo indica la distancia hasta la que se extiende el cono de abatimiento del pozo, o sea su radio de influencia. Como este método utiliza la ecuación de flujo en estado transitorio de Theis, es válida tanto para acuíferos confinados como para la primera porción de la curva abatimiento-tiempo de acuíferos semiconfinados, región en donde los efectos del drenado del acuitardo todavía no son muy importantes como para producir desviaciones en el abatimiento registrado. Cuando los datos de abatimiento-tiempo de un acuífero semiconfinado incluyan los efectos del drenaje vertical, en el trazo de la línea únicamente deben tomarse en cuenta los tiempos cortos, previos a la inflexión de la curva.

III.2.5 Abatimiento vs. distancia utilizando modelos analíticos y modelos de computadora simples

Para estimar la extensión horizontal del cono de abatimiento se puede intentar resolver las ecuaciones analíticas que describen el flujo en estado transitorio o establecido en un acuífero confinado. Sin embargo, se requiere de un poco de mayor cantidad de información que para los métodos previos, ya que para la resolución de las ecuaciones es necesario el conocimiento de los parámetros hidráulicos del acuífero. Esta información se obtiene de la interpretación de pruebas de bombeo realizadas con la finalidad específica de la delimitación de la zona de protección, o de datos en el ámbito regional calculados por otras personas en el mismo acuífero investigado. En general, el método involucra la utilización de la selección de una ecuación dependiendo si la información de abatimiento se obtuvo en un pozo de observación cuando estaba el régimen establecido o flujo transitorio.

En el primer caso, cuando la información del abatimiento a una distancia dada del pozo se obtuvo cuando para efectos prácticos el régimen de flujo era de tipo permanente, se utiliza la ecuación de Thiem (1960) para el cálculo de la distancia radial al punto de abatimiento nulo (radio de influencia R).

$$s = \frac{Q}{2\pi Kb} \ln \frac{R}{r}$$

En esta ecuación “s” es el abatimiento medido en un pozo de observación ubicado a una distancia “r” del pozo de bombeo. Cuando las condiciones del flujo subterráneo impuestas por el pozo de bombeo corresponden a las de un régimen transitorio, la ecuación de Theis (1935) es válida:

$$s = \frac{Q}{4\pi T} W(u)$$

En donde $W(u)$ es llamada función de pozo de “u”.

$$u = \frac{r^2 S}{4Tt}$$

Actualmente existen disponibles varios programas que resuelven ecuaciones analíticas como las anteriores (Walton, 1987). Con base en estos programas, fácilmente se calcula la extensión del cono de abatimiento de un pozo, pero requieren del conocimiento de algunos parámetros hidráulicos como almacenamiento, conductividad hidráulica, factor de goteo, principalmente. El modelo numérico de flujo radial hacia un pozo elaborado por Rathod y Rushton (1991) es un modelo más poderoso que los de tipo semi-analítico, ya que pueden incluirse una gran variedad de condiciones. Cuando se analizaron en el capítulo previo la delimitación de zonas de protección en acuíferos libres, se realizó una amplia descripción de este modelo de flujo radial que es aplicable para esta situación de acuífero confinado. La diferencia estriba únicamente en la magnitud de los parámetros (almacenamiento y conductividad hidráulica vertical del acuitardo) que se utilizan para la estimación de la extensión del cono de abatimiento.

III.2.6 Tiempo de viaje

Cuando se utiliza este criterio en la delimitación de zonas de protección de pozos, se calcula: i) el tiempo de viaje para una distancia dada que tiene que recorrer el flujo subterráneo, o ii) la distancia que se recorre durante un determinado periodo de tiempo. En este caso, es imprescindible el conocimiento o una estimación aproximada de los parámetros hidráulicos del acuífero, incluyendo la porosidad y el gradiente hidráulico.

III.2.7 Cono de abatimiento-tiempo de viaje

Este método es el que se considera el más apropiado para acuíferos confinados con superficie potenciométrica de gradiente suave. Calcula el tiempo de viaje con base en el gradiente hidráulico del cono de abatimiento del pozo. El gradiente hidráulico está en función de la distancia, disminuyendo rápidamente en dirección opuesta al pozo de bombeo.

Los contornos de tiempo de viaje, se establecen resolviendo ecuaciones analíticas simples o por medio de programas como el WHPA, que resuelven la ecuación de flujo en un campo de flujo con gradiente hidráulico constante.

El tiempo de viaje puede ser calculado por medio de la siguiente expresión:

$$v = \frac{\Delta l}{t_v}$$

En donde v es la velocidad real promedio del agua subterránea, Δl es la distancia de viaje para el periodo de tiempo t_v . Despejando el valor del tiempo de viaje y substituyendo la expresión para calcular la velocidad real promedio del agua subterránea se tiene:

$$t_v = \frac{\Delta l \eta}{K \frac{\Delta h}{\Delta l}}$$

En la relación anterior, t_v es el tiempo de viaje establecido como valor de referencia, K es la conductividad hidráulica, η es la porosidad, $\Delta h/\Delta l$ es el gradiente hidráulico del cono de abatimiento entre los dos puntos de referencia. Para el cálculo de contornos de igual tiempo de viaje, la ecuación anterior se transforma en:

$$\Delta l = \frac{TV K \frac{\Delta h}{\Delta l}}{\eta}$$

El gradiente hidráulico no es constante ya que disminuye rápidamente en dirección opuesta a donde se ubica el pozo de bombeo, por lo que el tiempo de viaje debe calcularse por medio del siguiente procedimiento: *i*) se estima el tiempo de viaje para varios segmentos discretos (por ejemplo de 0-10 metros, 11-100 metros, 101-200 metros) con base en su gradiente hidráulico estimado de información de abatimiento-distancia; *ii*) el tiempo de viaje total es la suma de los tiempos de cada incremento. Posteriormente, se realiza una gráfica de tiempo de viaje contra distancia, y como la curva que resulta es aproximadamente lineal, entonces es posible estimar las distancias para diferentes tiempos de viaje. Cuando se realizan interpolaciones no existe mucho problema, pero cuando se extrapola se debe tener cuidado, además de que se recomienda ser conservador en la estimación. Posteriormente, la distancia estimada para el valor de referencia del tiempo de viaje se dibuja alrededor del pozo, con lo que se obtiene la zona de protección del pozo.

Como se mencionó previamente, existen disponibles algunos programas de computadora para calcular el área de recarga de un pozo, así como los contornos de tiempo de viaje. Estos programas utilizan técnicas numéricas para definir la superficie potenciométrica y calcular las líneas de flujo en dirección contraria al sentido del flujo, lo que permite determinar la zona de contribución del pozo. Entre los programas que pueden realizar estos cálculos se tiene a GWPATH (Shafer, 1987) y WHPA (USEPA, 1991b). El programa WHPA es un modelo semi-analítico para la delimitación de zonas de protección de pozos, que fue creado por la US Environmental Protection Agency. El cálculo de las zonas de protección se realiza con la estimación de contornos de tiempos de viaje, considerando una superficie potenciométrica muy pequeña o pronunciada, según sea el caso.

El modelo WHPA delimita zonas de captura alrededor de pozos de bombeo utilizando una técnica de seguimiento de partículas. En este caso específico, el término partícula se utiliza sólo en términos conceptuales. Una partícula se puede conceptualizar como una molécula de agua o como una molécula de un trazador conservativo que se mueve en el acuífero a la velocidad promedio del agua subterránea. Se considera que los fenómenos de dispersión o difusión no afectan el desplazamiento de la partícula. Para el cálculo de las zonas de captura, se liberan partículas desde algunos puntos dentro del sistema. Las zonas de captura relacionadas con un tiempo de viaje específico se obtienen siguiendo las trayectorias formadas por una serie de partículas ubicadas alrededor del pozo de bombeo. El programa puede utilizar seguimiento de partículas directo o inverso dependiendo del problema que se desea resolver. El seguimiento directo de partículas consiste en rastrear las partículas en la dirección del flujo de agua subterránea, mientras que el seguimiento inverso involucra perseguir las partículas en la dirección opuesta al flujo de agua subterránea.

La modelación con el seguimiento inverso de partículas es la opción que se utiliza para la delimitación de las zonas de protección de pozos, porque establece la zona de recarga del pozo y el tiempo de viaje desde un punto específico hasta el pozo. La estimación de zonas de protección utilizando trayectoria inversa de partículas requiere del cálculo del nivel del agua en el pozo así como de la superficie potenciométrica en su alrededor. La ventaja de este método en el caso de acuíferos confinados, es que las ecuaciones que resuelven los programas, son específicamente para este tipo de acuífero, por lo que los resultados que se obtienen se consideran relativamente aceptables, sobre todo cuando no existen complejidades hidrogeológicas importantes dentro de la zona de estudio.

III.2.8 Método del cilindro (radio calculado fijo)

Este método es el mismo que el del radio calculado fijo establecido para un acuífero libre en el capítulo previo. Utiliza una ecuación de flujo volumétrico para calcular el radio (r) de un cilindro dentro del cual toda el agua será bombeada después de un determinado periodo de tiempo (tiempo de viaje, t_v). La ecuación que se utiliza es la siguiente:

$$r = \sqrt{\frac{Q t_v}{\pi \eta_e b}}$$

Ecuación en donde Q es el gasto de extracción y “ b ” el intervalo de rejilla del pozo de bombeo. Esta aproximación tiene ciertas limitaciones. Como supone que la totalidad del flujo es horizontal, únicamente es recomendable para acuíferos confinados con alto grado de confinamiento. Sin embargo, generalmente produce zonas de protección demasiado grandes como para ser manejadas apropiadamente.

III.3. MÉTODOS APLICABLES A ACUÍFEROS CONFINADOS CON SUPERFICIE POTENCIOMÉTRICA DE GRADIENTE NORMAL O PRONUNCIADO

En los acuíferos confinados es muy común que la superficie potenciométrica se caracterice por ser de gradiente suave. Sin embargo, es posible la presencia de gradientes un poco mayores, que sin lugar a dudas afectarán la forma del cono de abatimiento, ya que esta no será una circunferencia. En este caso, la forma y tamaño del cono de abatimiento está condicionada por el gradiente hidráulico regional, la conductividad hidráulica y la descarga del pozo. Los métodos que se analizarán a continuación deben utilizarse en la definición de zonas de protección en acuíferos confinados con un gradiente hidráulico entre 0.0005 y 0.001. Existen dos métodos principales: *i*) zona de contribución con identificación de límites de flujo y *ii*) configuración de tiempos de viaje utilizando ecuaciones analíticas simples o métodos numéricos.

III.3.1 Zona de contribución con identificación de límites de flujo

Este método es el mismo que se describió en el capítulo anterior en el apartado de métodos analíticos para delimitación de zonas de protección de pozos en acuíferos libres. Utiliza la ecuación de flujo uniforme (Bear y Jacobs, 1965; Todd, 1980) para definir la zona de contribución de un pozo de bombeo en una región en donde existe una superficie potenciométrica en una dirección determinada. Esta ecuación no considera flujo vertical del acuitardo, por lo que no es directamente válida para la delimitación de zonas de protección en acuíferos semiconfinados. Si se utiliza para acuíferos semiconfinados no debe olvidarse que la zona de protección delineada será mayor que la que realmente corresponde, de acuerdo con la naturaleza del acuífero semiconfinado.

Como se determinó previamente, la ecuación que describe las condiciones de flujo uniforme alrededor de un pozo de bombeo es (Bear y Jacobs, 1965):

$$\frac{y}{x} + \tan\left(\frac{2\pi K b i y}{Q}\right) = 0$$

Q = gasto de extracción del pozo
 K = conductividad hidráulica
 i = gradiente hidráulico
 b = espesor del acuífero

x, y = coordenadas del punto de interés

La ecuación anterior puede resolverse para el cálculo del ancho máximo (Y_L) de la zona de captura, aguas arriba del pozo. La ecuación resultante es la siguiente:

$$Y_L = \frac{Q}{Kbi}$$

La máxima distancia X_L aguas abajo del pozo hacia donde se extiende la zona de captura define la posición de un punto de estancamiento. La ecuación que describe la posición de ese punto es la que a continuación se describe:

$$X_L = \frac{Q}{2\pi Kbi}$$

Con las ecuaciones anteriores no se establece el límite de la zona de protección aguas arriba del pozo, por lo que éste se define con base en límites hidráulicos y/o físicos que existan en los alrededores del pozo. Otra opción es estimar la distancia para un determinado tiempo de viaje, utilizando la expresión analítica apropiada que se presentó previamente en el apartado VI.2.6.

III.3.2 *Aproximación de la configuración de tiempos de viaje (soluciones con métodos analíticos y numéricos)*

La configuración de tiempos de viaje para el establecimiento de zonas de protección puede realizarse con base en tres métodos: *i)* método con solución analítica simple, *ii)* método semi-analítico y *iii)* métodos numéricos. Los tres métodos calculan tiempos de viaje con los que es posible realizar configuraciones de igual tiempo de viaje.

Método con solución analítica simple. El tiempo de viaje para una partícula que se desplaza a la misma velocidad del agua subterránea a lo largo de una línea de flujo desde un punto hasta el pozo de bombeo puede calcularse con base en la siguiente ecuación (Bear y Jacobs, 1965):

$$T_x = \frac{\eta}{Ki} \left[X_L - \frac{Q}{2\pi Kbi} \ln \left(1 + \frac{2\pi Kbi}{Q} X_L \right) \right]$$

En donde T_x es el tiempo desde el punto X hasta el pozo de bombeo, X_L es la distancia desde el pozo de bombeo hasta el punto en donde el agua viajó durante el tiempo T_x , es positiva o negativa dependiendo de que si el punto se ubica aguas arriba (+) o aguas abajo (-) del pozo de bombeo. Con esta ecuación se calcula el tiempo de viaje desde un punto dado hasta el pozo de bombeo. El cálculo de las distancias para tiempos de viaje específicos se puede realizar por medio de ensayo y error, utilizando una hoja de cálculo en una computadora para facilitar el proceso. Es importante recordar que esta ecuación únicamente calcula el tiempo de viaje en una línea que pasa por el pozo y que es paralela la dirección general del flujo subterráneo. Tampoco considera la incorporación de flujo vertical desde el acuitardo superior si el acuífero es semiconfinado.

La principal ventaja de utilizar este método es que determina la importancia del gradiente hidráulico regional sobre la forma del cono de abatimiento producido por el bombeo del pozo. Para un tiempo de viaje específico, la relación entre la distancia de viaje del agua subterránea aguas abajo y aguas arriba del pozo, es una indicación directa de como la proyección horizontal del cono de abatimiento diferirá de la forma circular. En la medida de que dicha proyección se acerque a un círculo, menor será la influencia del gradiente regional en los contornos de tiempo de viaje.

Método semi-analítico. Cuando se tiene suficiente información hidrogeológica del sitio en estudio, es conveniente utilizar el modelo semi-analítico WHPA para el cálculo de zonas de protección de pozos. El WHPA es útil para el cálculo de contornos de tiempos de viaje para acuíferos confinados con una superficie potenciométrica que presenta un gradiente hidráulico regional. Se recomienda que se utilice en lugar del método analítico anterior, porque el programa WHPA calcula los contornos de tiempo de viaje en forma completa, a diferencia de la ecuación analítica que únicamente lo calcula para una línea que pasa por el pozo y que es paralela a la dirección de flujo. Los conceptos señalados para el programa semi-analítico WHPA en el capítulo correspondiente a delimitación de zonas de protección para acuíferos

libres, o en este capítulo para acuíferos confinados con superficie piezométrica con gradiente muy pequeño, son aplicables en este caso.

Actualmente existe disponible un modelo analítico denominado CAPZONE (Bair *et al.* 1991) que se basa en las ecuaciones de Theis y Hantush-Jacob, además de la teoría de las imágenes, principio de superposición y análisis de seguimiento de partículas. Este modelo analítico puede utilizarse para simular la respuesta de un acuífero al bombeo de pozos, incorporando valores de: *i*) los parámetros hidráulicos medidos en el sitio de estudio, *ii*) los efectos de la geología y de las fronteras hidrogeológicas, *iii*) gradiente hidráulico no-uniforme y *iv*) efectos de la interferencia de pozos. Esto se logra incorporando una solución basada en pozos imagen (si se requiere), calculando los abatimientos en las intersecciones de una malla rectangular en que se divide la zona de interés u restando los abatimientos de las cargas hidráulicas de la superficie potenciométrica original.

A diferencia de otro tipo de modelos analíticos como el WHPA, los resultados del modelo CAPZONE pueden compararse con valores de cargas hidráulicas observadas, con lo que se realiza un ejercicio de calibración del modelo. La solución calibrada se utiliza para realizar un análisis de seguimiento de partículas para determinar las trayectorias de flujo y las áreas de contribución relacionadas con diferentes tiempos de viaje. Como se incorpora la ecuación de Hantush-Jacob, este modelo puede incorporar directamente el efecto de infiltración vertical a partir de estratos semiconfinantes, situación que lo convierte en la herramienta ideal para realizar la delimitación de zonas de protección de pozos en este tipo de acuíferos.

Métodos numéricos. En capítulos previos se ha realizado una amplia descripción de los principales programas que, por medio de métodos numéricos variables, resuelven la ecuación de flujo y establecen las zonas de contribución de pozos de bombeo utilizando la técnica de rastreo de partículas. Las opciones principales son FLOWPATH (Franz y Guiguer, 1990), MODFLOW (McDonald y Harbaugh, 1988)/MODPATH (Pollock, 1989) y PATH3D (Zheng, 1992). El primero es un modelo numérico de una sola capa para estado estacionario, por lo que se recomienda utilizarlo cuando se tiene la necesidad de delimitar en forma precisa una zona de protección, pero la información disponible no es muy abundante (tiempo y espacio). MODFLOW (McDonald y Harbaugh, 1988)/MODPATH (Pollock, 1989) es un modelo tridimensional para simulación de flujo en estado transitorio que conviene aplicarlo cuando la información hidrogeológica del área de estudio es de buena calidad y muy abundante. Todas las consideraciones establecidas para el caso de acuíferos libres respecto a estos modelos, son perfectamente válidas para este caso de acuífero confinado o semiconfinado.

III.4. REFERENCIAS DEL CAPÍTULO

- Bair, E.S., A.E. Springer y G.S. Roadcap. 1991. Delineation of traveltime-related capture areas of wells using analytical flow models and particle-tracking analysis. *Groundwater*, 29-3, 387-397.
- Franz, T. y N. Guiguer. 1990. FLOWPATH, two-dimensional horizontal aquifer simulation model, Waterloo Hydrogeologic Software, Waterloo, Ontario, 74 p.
- Javandel, I., C. Doughty, y C.F. Tsang. 1984. Groundwater transport: Handbook of mathematical models. Water Resources Monograph Series 10. American Geophysical Union, Washington, D.C. 228 p.
- McDonald, M.G. y A.W. Harbaugh. 1988. A modular three-dimensional finite-difference ground-water flow model. Techniques of Water-Resources Investigations 06-A1, USGS, 576 p.
- Pollock, D.W. 1989. Documentation of computer programs to compute and display pathlines using results from the U.S. Geological Survey modular three-dimensional finite-difference ground-water flow model. U.S. Geol. Surv., Open-File Report 89-381, 181 p.
- Shafer, J.M. 1987. GWPATH: Interactive groundwater flow path analysis: Illinois State Water Survey, Champaign, Bulletin 69, 42 p.
- Todd, D.K. 1980. Groundwater hydrology, 2nd edition, John Wiley, New York.
- Tóth, J., 1995. Hydraulic continuity in large sedimentary basins. *Hydrogeology Journal*, v.3, No4. 4-16.
- USEPA, United States Environmental Protection Agency. 1987. Guidelines for delineation of wellhead protection areas. Office of groundwater Protection. 139 p.
- USEPA, United States Environmental Protection Agency. 1991a. Wellhead protection strategies for confined-aquifer settings. Bureau of Economic Geology, The University of Texas at Austin. 168 p.
- USEPA, United States Environmental Protection Agency. 1991b. WHPA. A modular semi-analytical modelo por the delineation of well head protection areas, version 2.0. Prepared by T. Neil Blandford and Peter S. Huyakorn of HydroGeologic, Inc.
- Zheng, C. 1992. PATH3D. Particle tracking program for calculating groundwater paths and travel times in steady-state or transient, two- or three-dimensional flow fields (v.3.2). S.S. Papadopoulos & Assoc. Rockville, MD. 59 p.

IV. CASOS DE ESTUDIO: EJEMPLOS PRÁCTICOS DEL CÁLCULO DE LA ZONA DE PROTECCIÓN DE POZOS

IV.1. INTRODUCCIÓN

En este capítulo se presentan cuatro casos de estudio en donde se calculan las zonas de protección para pozos de agua potable que reflejan diferentes ambientes hidrogeológicos y problemáticas particulares. El primer caso se refiere a la definición de zonas de protección de un pozo de agua potable ubicado en acuífero del Valle de León, Guanajuato; con la característica que el acuífero se considera de tipo libre homogéneo. El segundo caso examina el mismo acuífero del Valle de León, Guanajuato, pero se incluyen los efectos de la heterogeneidad, en el sentido de una distribución variable de la conductividad hidráulica del acuífero. Posteriormente, se analiza la determinación de la zona de protección para un pozo de agua potable ubicado en el Valle de Aguascalientes, que constituye un ejemplo de un acuífero libre en medio fracturado. Por último, se investiga el caso de estudio que involucra la definición de la zona de protección de un pozo emplazado en el Valle de México, en la región en donde se considera que el acuífero en explotación es de tipo confinado.

En vista de la cantidad de información hidrogeológica disponible, los métodos seleccionados para llevar a cabo la delimitación de zonas de protección fueron: *i*) modelos analíticos y *ii*) modelos numéricos. Los modelos analíticos utilizados fueron los incluidos en el paquete WHPA (Blandford y Huyakorn, 1991) en su versión 2.0, que son: RESSQC, MWCAP, GPTRAC y MONTEC. Por otra parte, el modelo numérico que se utilizó fue FLOWPATH (Franz y Guiger, 1990). El modelo analítico WHPA (Blandford y Huyakorn, 1991) es uno de los programas de cómputo oficiales para la delimitación de zonas de protección de pozos en países como Estados Unidos de América e Inglaterra, entre otros. Contiene 4 módulos principales: RESSQC, MWCAP, GPTRAC y MONTEC.

Las principales características de los módulos del modelo WHPA se mencionan en la Tabla X-1. El módulo RESSQC es una versión modificada del modelo RESSQ (Javandel *et al.* 1984), pero los restantes fueron creados específicamente para la Environmental Protection Agency Office of Ground-Water Protection por Blandford y Huyakorn (1991) con base en algunos algoritmos seleccionados de varias publicaciones recientes como Newsom y Wilson (1988) y Pollock (1988). En la Tabla X-2 se presentan los requerimientos de información (hidrogeológica y variada) necesaria para cada uno de los módulos. El módulo MONTEC que no se presenta en la Tabla X-2, requiere de la misma información que MWCAP o GPTRAC (semi-analítico), pero adicionalmente necesita las distribuciones de probabilidad que reflejen la incertidumbre que existe en el conocimiento de los parámetros hidráulicos del acuífero. Una característica importante es que los diferentes módulos funcionan de manera independiente uno de otro.

Tabla X-1. Principales características de los módulos que componen el modelo WHPA (Blandford y Huyakorn, 1991)

NOMBRE DEL MÓDULO	DESCRIPCIÓN
RESSQC	Delimita zonas de captura con el criterio de tiempo de viaje alrededor de pozo, o frentes de contaminantes alrededor de pozos inyección. Permite la incorporación de varios pozos de bombeo o inyección en acuíferos homogéneos de extensión distribuida infinita, con flujo uniforme de agua subterránea en estado estacionario. Toma en cuenta los efectos de la interferencia entre pozos de bombeo.
MWCAP	Delimita zonas de captura en estado estacionario, con criterio de tiempo de viaje o híbridas, para pozos de bombeo en acuíferos homogéneos con flujo de agua subterránea uniforme en estado estacionario. El acuífero puede ser de extensión distribuida infinita o puede considerar los efectos de fronteras (impermeables o de flujo) cercanas. No considera los efectos de la interferencia entre pozos de bombeo.

Opción Semi-analítica: Delimita zonas de captura con criterio de tiempo de viaje para pozos de bombeo en acuíferos homogéneos con flujo uniforme y estado estacionario. El acuífero

puede ser de extensión infinita o puede estar limitado por una o dos fronteras paralelas. Maneja acuíferos de tipo confinado, semi-confinado o libre con recarga uniforme. Incluye efectos de interferencias entre pozos.

GPTRAC

Opción Numérica: Delimita zonas de captura con el criterio de tiempo de viaje alrededor de pozos en un campo de flujo uniforme y en estado estacionario. Esta opción permite la incorporación de trayectoria de partículas utilizando un campo de cargas hidráulicas calculado con un modelo numérico (diferencias finitas o elemento finito) de flujo subterráneo, por lo que se pueden incorporar condiciones de frontera diversas, heterogeneidad del acuífero y anisotropía.

MONTEC

Realiza un análisis de incertidumbre para las zonas de captura delineadas con el criterio de tiempo de viaje para un pozo de bombeo en un acuífero homogéneo y extensión infinita. El acuífero puede ser de tipo confinado o semi-confinado.

Tabla X-2 Información necesaria para cada uno de los módulos del modelo WHPA (Blandford y Huyakorn, 1991)

DATOS REQUERIDOS	RESSQC	MWCAP	GPTRAC	
			SEMI-ANALÍTICO	NUMÉRICO
Tipo de unidades que se utilizarán	X	X	X	X
Tipo de acuífero			X	
Límites del área de estudio	X	X	X	X
Longitud máxima del espaciamiento	X	X	X	
No. de pozos de bombeo	X	X	X	X
No. de pozos de inyección	X		X	X
Posición de los pozos	X	X	X	X
Gastos de extracción o inyección	X	X	X	X
Transmisividad del acuífero	X	X	X	X
Porosidad del acuífero	X	X	X	X
Espesor del acuífero	X	X	X	X
Ángulo de la dirección de flujo	X	X	X	
Recarga distribuida			X	
Cond. Hidráulica del estrato confinante			X	
Espesor del estrato confinante			X	
Condiciones de frontera		X	X	
Distancia entre el pozo y la frontera		X		
Orientación de la Frontera		X	X	
Tipo de zona de captura		X		
No. De líneas usadas para la delimitación de la zona de captura	X	X	X	X
Tiempo de simulación	X		X	X
Tiempo de la zona de captura	X	X	X	X
Parámetros de la malla rectangular				X
Número de líneas para la trayectoria de partículas hacia adelante o hacia atrás	X		X	X
Coordenadas en donde comienza la trayectoria de partículas	X		X	X
Valores de carga hidráulica en los nodos				X
No. de zonas con diferentes valores de los parámetros hidráulicos				X
Propiedades hidráulicas de acuíferos heterogéneos				X

IV.2. CASO DE ESTUDIO. DELIMITACIÓN DE ZONAS DE PROTECCIÓN EN UN ACUÍFERO LIBRE (MEDIO HOMOGÉNEO)

IV.2.1 Problemática

El Valle de León, Guanajuato, se localiza en la margen sur de la Sierra de Guanajuato, en lo que se conoce como Bajío Guanajuatense (Figura X-1). En este valle se emplaza la ciudad de León de Los Aldama, que con alrededor de 1'000,000 habitantes es una de las zonas de mayor desarrollo económico del estado. Desde hace varios lustros la región es escenario de un acelerado crecimiento comercial, industrial y agrícola, que la convierte en uno de los polos de desarrollo más importantes del centro-occidente de la República Mexicana.

Debido a este auge, la densidad poblacional se ha incrementado en las últimas décadas, lo que ha provocado una demanda mayor de agua para consumo humano. Actualmente la ciudad de León se abastece casi en su totalidad de aguas subterráneas (110'148,192 m³/año), con un volumen mínimo de aguas superficiales (4'257,360 m³/año). Las fuentes de aguas subterráneas son administradas por el Organismo Operador identificado como Sistema de Agua Potable y Alcantarillado de León, mejor conocido como SAPAL. Sus pozos de abastecimiento se distribuyen en seis baterías de pozos, localizados en las zonas urbana y rural del valle (Figura X-2) y se denominan:

- Sistema Centro (ciudad)
- Sistema Oriente (ciudad)
- Sistema Sur (al sur de la zona industrial)
- Sistema Río Turbio (zona rural)
- Sistema Poniente (zona rural, carretera León-San Francisco del Rincón)
- Sistema de La Muralla (zona rural al sur del Valle de León. No aparece en la Figura X-2).

Paralelo al crecimiento poblacional se presenta la problemática de mayores volúmenes de aguas negras que se desechan en el Río Turbio o Los Gómez, que cruza la ciudad de León, hasta conducirlos a las lagunas de oxidación Mastranzo, Trinidad y San Germán (Figura X-2). A este respecto, al sur-occidente de la ciudad de León, se localizan las fuentes de abastecimiento de agua potable Poniente y Turbio, con la cercanía de cinco fuentes contaminantes que son: *i*) relleno sanitario, *ii*) fábrica de productos de cromo, *iii*) cementerio de desechos de cromita, *iv*) área de riego con aguas residuales y *v*) cauce del Río Turbio y lagunas de oxidación de aguas residuales e industrias de fuerte carga contaminante. Debido a la proximidad entre los aprovechamientos de aguas subterráneas con uso potable y fuentes contaminantes, se seleccionó el acuífero del Valle de León como caso de estudio para el manual de delimitación de zonas de protección para pozos de abastecimiento; además de ser una zona con información hidrogeológica relativamente abundante y de buena calidad.

IV.2.2 Contexto geológico e hidrogeológico

El sistema de aguas subterráneas que existe en el Valle de León pertenece a la zona del Bajío y se localiza al occidente del Estado de Guanajuato. La hidrodinámica del sistema del subsuelo ocurre en rocas fracturadas afectadas por una fosa tectónica, que además contiene depósitos sedimentarios diversos de origen continental. En el esquema de la Figura X-3, se presenta una sección geológica simplificada de la geología del subsuelo en el Valle de León. La orientación de las secciones se presenta en la Figura X-4.

El Valle de León está limitado al sur-oeste por la discontinuidad fisiográfica denominada Valles Paralelos, al noreste por la Sierra de Guanajuato. Al noroeste del Valle de León se presenta la Subprovincia Altos de Jalisco, compuesta por mesetas lávicas con elevaciones que varían de 1750 a 1850 *msnm*, que pertenecen a la Provincia Fisiográfica Eje Neovolcánico. En la porción sur se detecta el Bajío Guanajuatense, que consiste de lomeríos asociados a mesetas y llanuras de aluviones, con elevaciones del orden de 1,750 a 2,000 *msnm*. La precipitación media anual en el centro del valle es del orden de los 650 mm. La conformación geológica del subsuelo del Valle de León, se resume con los eventos geológicos que a continuación se presentan (Figura X-4).

- El basamento está constituido por tres tipos de rocas de origen y edad muy variados, que además presentan una muy baja permeabilidad. Estas son: *i*) rocas volcanosedimentarias marinas de arco volcánico insular con metamorfismo regional, en facies de esquistos verdes. Afloran extensamente en la Sierra de Guanajuato y se

conocen localmente con el nombre de Complejo Volcanosedimentario Sierra de Guanajuato, *ii*) rocas graníticas post-laramídicas de importante extensión en el subsuelo que afloran en el centro de la Sierra de Guanajuato, se denominan formalmente como Granito Comanja y *iii*) depósito de conglomerados rojos sedimentados en paleo-depresiones topográficas, identificado como unidad Conglomerado de Guanajuato.

- Rocas tobáceas e ignimbríticas de composición félsica. La componente ignimbrítica presenta una amplia densidad de fracturamiento. Ambos componentes pertenecen a la unidad denominada como Ignimbrita Cuatralba.
- Depósito de material sedimentario (Terciario Granular Indiferenciado) en una fosa tectónica formada por esfuerzos distensivos. El espesor del material granular es variable, según sea su posición geográfica dentro de la fosa.
- Rocas volcánicas máficas (Basalto El Cubilete) relacionadas con el Cinturón Volcánico Mexicano, algunos distribuidos en forma aislada en el subsuelo del Valle de León.
- Finalmente, depósito de clásticos del Cuaternario (Aluvión) formados a partir de la erosión de rocas que afloran en la Sierra de Guanajuato y Altos de Jalisco.

Debido al origen y características geológicas del subsuelo previamente señaladas, el agua subterránea se almacena y transmite a través de un acuífero libre de medio granular heterogéneo y anisotrópico. La heterogeneidad es ocasionada por la diferencia totalmente identificable entre los dos medios por donde se desplaza el agua subterránea (Tabla X-3), ya que existe un medio granular, representado por las unidades Ignimbrita Cuatralba (componente tobáceo), Terciario Granular Indiferenciado y el Aluvión, y un medio fracturado que conjunta a las unidades Ignimbrita Cuatralba (componente ignimbrítico) y Basalto El Cubilete.

Tabla X-3 Tipos de medios por donde se desplaza el agua subterránea en el Valle de León, Guanajuato

TIPO DE MEDIO POR DONDE FLUYE EL AGUA	UNIDAD LITOESTRATIGRÁFICA
GRANULAR	* ALUVIÓN * TERCIARIO GRANULAR INDIFERENCIADO * IGNIMBRITA CUATRALBA (Componente tobáceo)
FRACTURADO	* IGNIMBRITA CUATRALBA (Componente ignimbrítico) * BASALTO EL CUBILETE

En cuanto a unidades hidrogeológicas y valores de los parámetros hidráulicos se refiere, la clasificación se presenta en la Tabla X-4. La profundidad al nivel estático en pozos varía en los alrededores del valle desde unos cuantos metros, hasta más de 100 metros. Los menores valores se detectan en la porción occidental del Valle de León, en donde se ubican las lagunas de oxidación que reciben las aguas negras de la ciudad de León y las zonas agrícolas que irrigan con aguas negras domésticas e industriales sin tratar. Los niveles más profundos detectados se localizan en el centro del valle, conformando un cono con profundidades que alcanzan más de 110 metros. Las elevaciones del nivel estático en los pozos del valle varían desde 1820 hasta 1720 *msnm*, creando un cono de abatimiento regional que abarca una amplia proporción del valle, lo que provoca que gran parte del agua subterránea se mueva concéntricamente. Existen otras direcciones de flujo que probablemente escapan del gradiente generado por el cono de abatimiento regional, como es la zona sur-occidente del valle, donde la dirección preferencial es aproximadamente norte-sur.

Tabla X-4 Parámetros hidráulicos para las diferentes unidades geológicas del subsuelo en el Valle de León

<i>UNIDAD HIDROGEOLÓGICA</i>	<i>ESPESOR (metros)</i>	<i>CONDUCTIVIDAD HIDRÁULICA (m/s)</i>	<i>COEF. DE ALMACENAMIENTO</i>	<i>DE OBSERVACIONES</i>
Aluvión (Qal)	Decenas de metros	?	0.2 - .05	Anisotrópico
Basalto El Cubilete (Qbcu)	Variable (?)	?	?	Isotrópico
Terciario Indiferenciado (Tgi)	Granular Desde varios metros hasta ≈500 metros	Kh = 0.2 x 10 ⁻⁴ Kv = 0.009 x 10 ⁻⁷	0.2 - .05	Anisotrópico
Ignimbrita (Ignimbrita, Igc)	Cuatralba 60 metros promedio	en K = 0.1 x 10 ⁻⁴	?	Isotrópico
Ignimbrita (Toba, Igc)	Cuatralba Variable metros)*	(150 Kh = 0.2 x 10 ⁻⁴ Kv = 0.008 x 10 ⁻⁷	0.2-0.1	Anisotrópico

* Valor estimado. Adaptado de Hernández (1991)

IV.2.3 Modelo conceptual

La definición del modelo conceptual para la zona analizada corresponde a un acuífero en donde en su porción inferior se detectan rocas volcánicas (ignimbritas y tobas) con espesor del orden de 200 metros, que subyacen a material limo-arenoso de espesor similar (200 metros). El relieve topográfico es relativamente plano con cota de alrededor de los 1800 *msnm* y niveles potenciométricos que varían entre 1690-1770 *msnm*. De este modo, regionalmente se definió la presencia de un acuífero libre compuesto por un medio granular homogéneo de consolidación variable y un medio fracturado conformado por rocas volcánicas. Los valores estimados para los parámetros del subsuelo son los señalados en la Tabla X-4. La configuración del nivel del agua a partir de la elevación de los niveles estáticos medidos en pozos genera una red de flujo en planta con dirección del flujo subterráneo hacia el centro del valle. La zona seleccionada para la modelación corresponde a la porción occidental del valle, donde se emplazan los pozos de la batería Río Turbio. En este caso, se consideró el análisis conjunto de los pozos RT-3 y RT-4. A pesar de que de antemano se conoce que la distribución heterogénea de la conductividad hidráulica (sentidos vertical y horizontal), en este primer caso se considera un valor promedio de este parámetro hidráulico del acuífero, con lo que se define en la zona de estudio, un acuífero homogéneo e isótropo.

IV.2.4 Utilización de métodos analíticos con cálculos manuales

En el apartado V.1.4 se presentaron las ecuaciones que permiten realizar la delimitación de las zonas de captura de pozos cuando se tiene un conocimiento apropiado de la hidrogeología de la zona de estudio. En la Tabla X-5 se presentan las características del acuífero en investigación en el Valle de León reportándose la información necesaria, así como el gasto de extracción del pozo RT-3 que se utilizará para ejemplificar el cálculo de zonas de protección con los métodos analíticos. La delimitación de zonas de protección incluye el cálculo del ancho máximo (Y_L) de la zona de captura aguas arriba del pozo y de la máxima distancia (X_L) aguas abajo del pozo hasta donde se extiende la zona de captura (punto de estancamiento).

$$Y_L = \frac{Q}{Kbi} = \frac{3888}{1 \times 400 \times 0.008} = 1215 \text{ m}$$

$$X_L = \frac{Q}{2\pi Kbi} = \frac{3888}{2 \times 3.14159 \times 1 \times 400 \times 0.008} = 193.4 \text{ m}$$

Para el cálculo de la longitud de la zona de captura se tiene que considerar el criterio de tiempo de viaje, que en este caso se propone en forma preliminar como de 40 años (14600 días, Tabla X.5). Para los puntos a lo largo de la línea de flujo que coincide con el eje X (Figura IV.11) que en realidad es la línea de la dirección del flujo subterráneo que pasa por el pozo, se utiliza la ecuación siguiente.

$$z = \frac{x}{X_L}, \quad t^* = \frac{K_i t_v}{\eta X_L} \quad t^* = z - \ln(1 + z)$$

El tiempo de viaje desde cualquier punto hasta el pozo se calcula fácilmente con la ecuación anterior, pero el problema inverso que consiste en la determinación de la distancia para un tiempo de viaje específico requiere de la aplicación de métodos numéricos o de la resolución de la ecuación por tanteos. En este caso, para el tiempo de viaje propuesto (14,600 días) se calculó por tanteos una distancia de 1,598.5 m. Las ecuaciones anteriores también se pueden resolver con el modelo analítico WHPA como se describe a continuación.

IV.2.5 Aplicación del Modelo Analítico WHPA

En primera instancia se utilizó el módulo RESSQC del modelo analítico WHPA para realizar la definición de la zona de protección de los pozos señalados previamente. Este módulo utiliza el criterio de tiempo de viaje, por lo que es posible delinear las zonas de protección para el número de años que se requiera. Se considera que no existen fronteras de ningún tipo dentro de la región de influencia de la zona de protección de los pozos. A continuación en la Tabla X-5 se presentan los datos que se utilizaron para alimentar al módulo RESSQC. La zona de modelación que se utilizó en los modelos analítico y numérico fue de 8000 x7000 metros. Para simplificar, el trabajo de implementación de los modelos, la dirección de los ejes de referencia se consideró aproximadamente perpendicular (eje Y) y paralelo (eje X) a las líneas equipotenciales de la superficie del agua subterránea en el acuífero, como se presenta en la Figura X-5. Las zonas de protección de los pozos se definieron para un tiempo de viaje de 40 años. En la Figura X-6 se presentan las zonas de protección que resultaron de la utilización del módulo RESSQC a partir de la información hidrogeológica disponible.

Tabla X-5 Datos para la simulación del caso de León, Guanajuato, con el módulo RESSQC del modelo WHPA

OPCIONES SIMULACIÓN	DE PROPIEDADES DEL ACUÍFERO	POZO RT3	POZO RT4
Unidades = metros (m) y días (d)	Transmisividad = 400 m ² /d	X = 3000 m	X = 3100 m
Longitud del espac. = 20 m	Espesor = 400 m	Y = 3000 m	Y = 3800 m
No. Pozos de bombeo = 2	Porosidad = 0.1	Q = 3888 m ³ /d	Q = 3888 m ³ /d
Tiempo = 14600 (d)	Grad. Hidráulico = 0.008	r = 0.20 m	R = 0.20 m
X _{max} =8000 m Y _{max} =7000 m	Ángulo del flujo = 270°		

De acuerdo con las características del módulo MWCAP (Tabla X-1), no es conveniente aplicarlo en este caso, ya que no considera los efectos de interferencia entre pozos de extracción, que se presentaría entre los pozos RT3 y RT4. En lo referente al módulo GPTRAC, se utilizó la opción semi-analítica que tiene la facultad de delineación de zonas de protección con base en trayectorias de partículas o definidas con base en el criterio de tiempo de viaje. De forma similar que los módulos RESSQC y MWCAP, el cálculo de la velocidad en el módulo GPTRAC se realiza por medio de técnicas analíticas. Únicamente permite acuíferos confinados o acuíferos libres con abatimiento menor al 10% del espesor saturado inicial (limitación que también se presenta en RESSQC y MWCAP), pero tiene la ventaja de que es posible incorporar condiciones de frontera variables. En la Tabla X-6 se presentan los valores que se utilizaron en la aplicación del módulo GPTRAC. En la Figura X-6 se presenta la zona de protección calculada con el módulo GPTRAC.

Tabla X-6 Datos para la simulación del caso de León, Guanajuato, con el módulo GPTRAC del modelo WHPA

OPCIONES DE SIMULACIÓN	DE PROPIEDADES DEL ACUÍFERO	POZO RT3	POZO RT4
Unidades = metros (m) y días (d)	Transmisividad = 400 m ² /d	X = 3000 m	X = 3100 m
Long. del espac. = 100 m	Espesor = 400 m	Y = 3000 m	Y = 3800 m
No. Pozos de bombeo = 2	Porosidad = 0.1	Q = 3888 m ³ /d	Q = 3888 m ³ /d
Tiempo = 14600 d	Grad. Hidráulico = 0.008	r = 0.20 m	R = 0.20 m
Tipo de acuífero = libre	Ángulo del flujo = 270°		

El módulo MONTEC se utilizó para evaluar el efecto de la incertidumbre asociada con el conocimiento de los diversos valores y parámetros que condicionan la geometría de las zonas de protección. En general, los valores y distribución espacial de parámetros hidráulicos del acuífero, como la conductividad hidráulica y porosidad, no se conocen exactamente debido a las limitaciones inherentes de las pruebas realizadas para determinar sus valores. También es muy común que exista una variación espacial de dichos parámetros, por lo que la proposición de un valor promedio en ocasiones no es adecuada. En este aspecto, Bradbury *et al.* (1992) sugirieron que en los medios porosos la distribución de la conductividad hidráulica se ajusta a una distribución de tipo log-normal. De este modo, cuando se desea considerar la incertidumbre asociada a una o varias variables, es apropiado expresarla en un contexto aleatorio, con base en ciertos parámetros estadísticos. Las variables aleatorias pueden imaginarse como variables con más de un valor potencial, por lo que son descritas por funciones de probabilidad. El valor más probable que asumirá dicha variable, será precisamente el asignado como valor promedio de la función de probabilidad. Sin embargo, la desviación estándar de una función de probabilidad es una medida de los valores que la variable puede asumir dentro de la zona analizada.

En este contexto, el propósito del módulo MONTEC es estimar la incertidumbre en la forma y tamaño de la zona de protección debida a la incertidumbre en los valores de los parámetros hidráulicos por medio de la aproximación de Monte Carlo. Los pasos en que desarrolla el análisis de Monte Carlo son: *i*) selección de distribuciones de probabilidad para cuando menos uno de los parámetros que se presentan en la Tabla X-7, *ii*) generación de números pseudo-aleatorios para las distribuciones seleccionadas, *iii*) aplicación del modelo WHPA para calcular la zona de captura, *iv*) repetición de los pasos *ii*) y *iii*) para un gran número de iteraciones (valores aleatorios), *v*) presentación de los valores generados en el paso *iii*) como función de una distribución de probabilidad acumulativa y *vi*) análisis y aplicación de las distribuciones de probabilidad acumulativa como una herramienta para tomar decisiones.

Para cada zona de captura calculada, se generan y registran una serie de distancias radiales, con el pozo como centro hasta el límite de la zona de protección. Una vez que se calcularon las N (número de iteraciones propuestas por el hidrogeólogo) zonas de protección y se registraron todas las distancias radiales, se obtiene la función de distribución acumulativa. Con esta función de distribución es posible calcular cualquier percentil de las distancias radiales. Por ejemplo, el percentil 70 de distancias radiales implica que el 70% de las distancias radiales son menores o iguales que tal valor. La zona de captura para el percentil 70 se determina calculando la distancia que corresponde al percentil 70 para cada una de las distancias radiales, uniendo posteriormente los puntos finales de cada una de las líneas.

En el caso del presente ejemplo, a partir de la información presentada en la Tabla X-7 y utilizando 1000 iteraciones, se calcularon los percentiles 95 y 50, con la salvedad de que únicamente se incorporó un pozo, ya que el módulo MONTEC no es capaz de incorporar los efectos de interferencia de pozos de bombeo. En la Figura X-6 se presentan los resultados de las zonas de captura para los percentiles 50 y 95 en el pozo RT3.

Tabla X-7 Datos estadísticos para la simulación del caso de León, Guanajuato, con el módulo MONTEC del modelo WHPA

PARÁMETRO	TIPO	PROMEDIO	DESV. EST.	LIM. INF.	LIM. SUP.
Gasto (m ³ /día)	Constante	3888	0	-	-
Cond. Hidrául. (m/día)	Log-normal	1.0	0.5	-	-
Grad. Hidrául.	Constante	0.008	-	-	-
Porosidad	Log-normal	0.10	0.03	-	-
Espesor (m)	Uniforme	-	-	300	500

IV.2.6 Aplicación del modelo numérico FLOWPATH

A continuación se presentan los procedimientos que se utilizaron para la de modelación (datos de entrada) y resultados obtenidos en la delimitación de zonas de protección para pozos de abastecimiento por medio del modelo numérico FLOWPATH.

Diseño de la red y ubicación de pozos. Se seleccionó una malla de diferencias finitas de tipo irregular de 100 columnas y 100 renglones, con espaciamento a cada 100 m en general, y con un refinamiento (espaciamento menor) en la zona de ubicación de los pozos RT3 y RT4 ($Q = 3888 \text{ m}^3/\text{d}$), como se observa en la Figura X-7. El refinamiento de la malla de diferencias finitas en la zona del pozo, se realizó con el objetivo de obtener una mejor resolución de las trayectorias de las partículas que definirán las zonas de protección de los pozos. De acuerdo con los requerimientos del programa FLOWPATH, la discretización vertical del acuífero incluyó una capa únicamente.

Condiciones de frontera. Como el presente ejercicio es un ejemplo simplificado que trata de representar las condiciones naturales en que se encuentra el agua subterránea, la zona de modelación se orientó acorde con la dirección de flujo subterráneo, tal y como se señaló previamente. De este modo, en las fronteras superior e inferior, en el sentido perpendicular a la dirección de flujo subterráneo, se establecieron condiciones de frontera de carga constante, con lo que se reprodujo un campo de flujo similar al que se observa en condiciones naturales de campo para el año de 1995 (Figura X-5; CNA-BGS, 1996). Esta implementación permitió simular la recarga derivada de la zona de los Altos de Jalisco y el flujo subterráneo hacia la zona central del Valle de León. Las fronteras paralelas a la dirección de flujo consisten realmente en líneas de flujo subterráneo. El bombeo de los pozos no se refleja a la distancia a la que se encuentran, por lo que se consideraron como fronteras de no-flujo, condición válida mientras el bombeo de los pozos no se distribuya hasta sus inmediaciones (Anderson y Woessner, 1992).

Propiedades hidráulicas y espesor del acuífero. Los valores de conductividad hidráulica y porosidad se obtuvieron en concordancia con la litología de las unidades geológicas y los valores reportados en la bibliografía, además de los calculados por Hernández (1991). En este primer caso se consideró acuífero homogéneo de $K = 1 \text{ m/día}$ y $\eta = 0.1$. El espesor del acuífero se consideró variable, ya que es del orden de los 400 metros en la porción sur de la zona de modelación y de 200 metros en la zona norte que corresponde con la región norte (Altos de Jalisco).

Trayectoria de las partículas. A este respecto, se seleccionó un número determinado de partículas alrededor del pozo, cuya trayectoria se seguirá de manera inversa con lo que se definirán las trayectorias del flujo subterráneo. En resumen, información útil para delinear zonas de captura, al liberar un número de partículas imaginarias en un círculo alrededor del pozo de bombeo. En este caso, los valores fueron 15 partículas y liberadas en un radio de 20 metros con centro en cada uno de los pozos.

Después de que el modelo tenía toda la información necesaria, se procedió a ejecutar diversas simulaciones. Primeramente, se calcularon las cargas hidráulicas para flujo en estado estacionario de cada uno de los nodos (Figura X-5), realizando los ajustes necesarios en los nodos que se consideraron como cargas constantes, hasta que se reprodujo con cierta aproximación la configuración de las cargas hidráulicas del año de 1995 (CNA-BGS, 1996). El criterio de convergencia fue de 0.01% con un límite de 200 iteraciones. Inmediatamente después, se cotejó el balance de aguas subterráneas, el cual tuvo un error menor del 3%, que se considera un valor de tolerancia válido.

Con base en esa distribución de cargas hidráulicas, se comenzó con el bombeo de los pozos y se calculó la trayectoria de las partículas en estado estacionario, para diferentes tiempos de bombeo, como se observa en la Figura X-8. Al utilizar la opción de zonas de captura con relación al tiempo, se pudo constatar que un contaminante que ingresa a partir de la zona de conducción de aguas residuales, tarda aproximadamente 20 años en alcanzar la zona de pozos de agua potable. Aunque este lapso es aparentemente grande, es necesario reflexionar que esta zona existe desde hace un buen número de años.

IV.3. CASO DE ESTUDIO. DELIMITACIÓN DE ZONAS DE PROTECCIÓN EN UN ACUÍFERO LIBRE (MEDIO HETEROGÉNEO)

A continuación se presenta un segundo ejercicio en donde se realiza la definición de zonas de captura, en un acuífero libre heterogéneo. Para facilitar la comparación entre las condiciones homogéneas y heterogéneas, se tomará como base la información del ejemplo anterior en el Valle de León, Guanajuato. Por lo tanto, se analiza la misma problemática que en el caso de estudio anterior y son válidos los contextos geológico e hidrogeológico; así como el modelo conceptual del flujo hidrodinámico subterráneo.

La diferencia entre los casos de estudio que corresponden a un mismo acuífero, es la distribución espacial de la conductividad hidráulica. En este caso, el acuífero se considera de tipo libre heterogéneo, al presentar valores de conductividad hidráulica de 1, 5 y 10 m/día, correspondientes al material granular indiferenciado, ignimbritas y material fluvial, respectivamente. En la Figura X-9 se presenta la distribución de la conductividad hidráulica propuesta con el modelo. El cálculo de las zonas de protección de los pozos RT3 y RT4, cuando el acuífero que explotan se considera heterogéneo, únicamente se realizará con el método numérico que incluye el modelo FLOWPATH, ya que los modelos analíticos disponibles (cálculos manuales y el modelo WHPA) no son capaces de incluir dicho efecto de heterogeneidad.

Utilización del programa FLOWPATH para la definición de zonas de captura. Al aplicar el programa FLOWPATH, se recurrió al menú de modificaciones, para ingresar la variabilidad lateral de la conductividad hidráulica del medio, tomando como base la mayor parte de la información del caso de estudio anterior. Posteriormente, se inició con la etapa de simulación realizando los ajustes necesarios en las condiciones de frontera, hasta que se reprodujo (proceso de calibración) nuevamente en forma aceptable la distribución de las cargas hidráulicas observadas para 1995 (CNA-BGS, 1996). Con base en esa distribución del campo de flujo, se inició con la simulación del bombeo en los pozos y con la opción de trayectoria de partículas en estado estacionario, considerando el criterio de tiempo de viaje, se calcularon las zonas de protección para los pozos (Figura X-10).

Es importante resaltar la diferencia en la forma y extensión de la zona de captura, cuando se compara con el caso de medio homogéneo (Figura X-6), diferencia producida por la situación de incluir las variaciones espaciales de la conductividad hidráulica. Como es lógico, la situación de acuífero heterogéneo es el que más probablemente se presente en la realidad. Como se observa en la Figura X-10, en este caso de acuífero heterogéneo la zona de captura se incrementó en tamaño, especialmente hacia las fronteras laterales.

IV.4. CASO DE ESTUDIO. DELIMITACIÓN DE ZONAS DE PROTECCIÓN EN UN ACUÍFERO LIBRE (MEDIO FRACTURADO)

IV.4.1 Problemática

Al igual que todas las regiones semiáridas de nuestro país, en el Valle de Aguascalientes las fuentes de aguas subterráneas revisten gran importancia, porque sustentan el desarrollo de los sectores industriales además del abastecimiento a la población. Adicionalmente, con base en el agua subterránea se beneficia una superficie mucho mayor que aquella que se irriga con aguas superficiales. La porción analizada del Valle de Aguascalientes se localiza en la parte centro-sur del estado del mismo nombre (Figura X-11), con una población de cerca de 1'000,000 de habitantes en la ciudad capital del estado y zona conurbada. El crecimiento poblacional está relacionado a un gran desarrollo industrial, ambos condicionados a la disponibilidad del recurso agua. Actualmente existen muchos pozos profundos que se utilizan para el abastecimiento de la población y que se encuentran diseminados por los alrededores de la ciudad de Aguascalientes. Para este ejemplo en donde se trata de delimitar la zona de protección de un acuífero libre en medio fracturado, se seleccionó el pozo CA-59, que de acuerdo con IGF (1994, 1995), está perforado totalmente en medio fracturado compuesto por rocas volcánicas de composición félsica.

IV.4.2 Contexto Geológico

La zona de estudio dentro del Valle de Aguascalientes abarca parcialmente dos Provincias Fisiográficas: *i*) Meseta Central y *ii*) Sierra Madre Occidental. Varios autores (Hernández-Lascáres, 1981; Aranda-Gómez, 1989, IGF, 1994) han reconocido en el Valle de Aguascalientes, una fosa tectónica que atraviesa la porción central del estado en dirección

norte-sur, en donde a lo largo de fallas normales de alto ángulo, varios bloques experimentaron diferentes descensos relativos, resultando que el bloque más hundido no coincide con la porción central del Valle.

La cartografía regional indica que las unidades geológicas de mayor distribución superficial consisten de rocas volcánicas (lavas, tobas e ignimbritas) de composición félsica y edad correspondiente al Oligoceno. Al occidente de la ciudad de Aguascalientes, esta secuencia volcánica sobreyace a rocas ígneas y sedimentarias débilmente metamorfoseadas del Jurásico-Cretácico (Aranda-Gómez, 1989). En la porción norte del estado, fuera del área de estudio, la secuencia volcánica sobreyace discordantemente a sedimentos calcáreos del Cretácico. Un paquete de sedimentos continentales no consolidados con intercalaciones de basaltos y varias unidades piroclásticas de magnitud local (Hernández-Lascáres, 1981), sobreyacen a las unidades volcánicas del Terciario Medio. En la Figura X-12 se presenta una sección geológica de dirección este-oeste, en donde está señalada la porción que corresponde al Valle de Aguascalientes.

IV.4.3 Contexto Hidrogeológico

Las características litológicas de las unidades geológicas permiten definir tres medios principales por los que circula el agua subterránea: *i*) medio poroso o granular, *ii*) medio fracturado y *iii*) medio de doble porosidad. El medio poroso involucra las unidades granulares no consolidadas del Terciario-Cuaternario. Las lavas e ignimbritas constituyen el medio fracturado, mientras que las unidades tobáceas constituyen el medio de doble porosidad. La disposición de las unidades litológicas agrupadas en los medios poroso, fracturado y doble porosidad, integran el sistema de control de movimiento del agua subterránea. En su conjunto constituyen un acuífero libre, heterogéneo, en donde el movimiento relativo dependerá del medio por donde se desplaza y del sistema de flujo involucrado.

IV.4.4 Modelo conceptual

El acuífero analizado se caracteriza por ser de tipo libre en medio granular y/o fracturado. Por esta razón, en este ejemplo se seleccionó la porción del valle constituido por el medio fracturado, o sea la porción ubicada al oriente de la ciudad de Aguascalientes y que en la sección geológica de la Figura X-12 aparece como una porción de roca volcánica a poca profundidad, en donde se ubica el pozo CA-59. De acuerdo con IGF (1994, 1995) y Molina (1996) dentro de la zona de estudio se detecta la presencia de los tres tipos de sistemas de flujo subterráneo, que son: *i*) local, *ii*) intermedio y *iii*) regional, siendo este último el más importante en cuanto a volumen de agua se refiere. La zona en donde se ubica el pozo CA-59 corresponde a la región denominada localmente como Ojo Caliente, en donde antiguamente descargaban los manantiales termales ($\approx 38^{\circ}\text{C}$) que dieron origen al nombre de la ciudad. Esta región representa la zona de descarga de un sistema regional, que de acuerdo con Molina (1996), tiene su zona de recarga en la porción sur del área de estudio, en las inmediaciones del límite del estado de Aguascalientes con el de Jalisco.

Un análisis geotermométrico realizado por Cardona *et al.* (1996) al agua termal del pozo CA-59, señala que la temperatura mínima a profundidad del agua subterránea termal de este sistema regional, es del orden de $80\text{-}90^{\circ}\text{C}$. La presencia de esta temperatura a profundidad, seguramente ocasiona la presencia efectos de componentes verticales del flujo de agua subterránea, similares a los reportados por Carrillo-Rivera *et al.* (1995) para el valle de San Luis Potosí, en donde también existen aguas termales. Sin embargo, la incorporación de estos efectos en la definición de las zonas de protección del pozo CA-59, queda fuera de los objetivos del presente ejercicio. Por lo tanto, la delimitación de la zona de protección se realizará con la simplificación de no considerar los efectos de la temperatura del agua subterránea, por lo que básicamente se considera que prevalece flujo horizontal.

IV.4.5 Utilización de métodos analíticos con cálculos manuales

En la Tabla X-8 se presentan los principales parámetros hidrogeológicos definidos para el acuífero del Valle de Aguascalientes. En forma similar a lo que se menciona en el apartado siguiente, la aplicación de los métodos analíticos en acuíferos compuestos por un medio fracturado requiere que dicho medio fracturado se comporte como medio poroso. Nuevamente la delimitación de la zona de protección considera el cálculo del ancho máximo (Y_L) de la zona de captura aguas arriba del pozo y de la máxima distancia (X_L) aguas abajo del pozo hasta donde se extiende la zona de captura (punto de estancamiento).

$$Y_L = \frac{Q}{Kbi} = \frac{3456}{3 \times 400 \times 0.005} = 576 \text{ m}$$

$$X_L = \frac{Q}{2\pi Kbi} = \frac{3456}{2 \times 3.14159 \times 3 \times 400 \times 0.005} = 91.7 \text{ m}$$

En forma análoga al caso anterior, para la longitud de la zona de captura se incluye el criterio de un tiempo de viaje de 40 años (14600 días, Tabla X.8). La resolución por tanteos de la ecuación correspondiente señala que en 40 años de bombeo, la distancia que recorre una partícula alineada con la dirección del flujo que pasa por el pozo es de 2500 m.

IV.4.6 Aplicación del Modelo Analítico WHPA

En primera instancia, el cálculo de la zona de protección del pozo CA-59 se llevó a cabo por medio de métodos analíticos. Como se analizó en capítulos precedentes, para que un acuífero compuesto por un medio fracturado pueda ser analizado utilizando métodos analíticos como el modelo WHPA, es necesario que el medio fracturado se comporte como medio poroso, cuando menos a la escala del problema que se analiza. En este caso, es necesario suponer que la premisa anterior es válida, por lo que se procedió a aplicar el módulo RESSQC a la zona de estudio. En este caso, el tamaño de la zona de modelación (analítica y numérica) incluye un área de 8000x8000 metros, con el eje vertical (eje Y) paralelo a la dirección norte. Esto se definió con base en que la dirección general del flujo de agua subterránea, es aproximadamente de oriente a poniente. En La Tabla X-8 se presentan los datos con los que se alimentó el programa RESSQC para el cálculo de la zona de protección.

Posteriormente se utilizó el módulo MWCAP para la delimitación de la zona de protección del pozo CA-59. De acuerdo con Blandford y Huyakorn (1991) el módulo MWCAP está diseñado para realizar la delimitación de zonas de protección de pozos en estado estacionario, con el criterio de tiempo de viaje, así como zonas de captura híbridas. Tiene capacidad de considerar barreras ya sea de carga constante o impermeables, cuya dirección con relación a los ejes de referencia no está restringida, aunque si es necesario que se representen por una línea recta. Las zonas de captura delineadas con este módulo representan a pozos totalmente penetrantes en acuíferos homogéneos, de tipo confinado. Cuando se analizan acuíferos de tipo libre, es necesario que el abatimiento sea menor al 0.1 del espesor saturado inicial. En la Tabla X-9 se presentan los datos que se utilizaron para alimentar el programa del módulo MWCAP.

Tabla X-8 Datos para la simulación del caso de Aguascalientes con el módulo RESSQC del modelo WHPA

OPCIONES DE SIMULACIÓN	PROPIEDADES ACUÍFERO	DEL POZO CA-59
Unidades = metros (m) y días (d)	Transmisividad = 1200 m ² /d	X = 3000 m
Longitud del espacio = 20 m	Espesor = 400 m	Y = 4000 m
No. De Pozos de bombeo = 1	Porosidad = 0.1	Q = 3456 m ³ /d
Tiempo = 14600 d	Grad. Hidráulico = 0.005	r = 0.20 m
	Ángulo del flujo = 180°	

Tabla X-9 Datos para la simulación del caso de Aguascalientes con el módulo MWCAP del modelo WHPA

OPCIONES DE SIMULACIÓN	PROPIEDADES ACUÍFERO	DEL POZO CA-59
Unidades = metros (m) y días (d)	Transmisividad = 1200 m ² /d	X = 3000 m
Longitud del espacio = 20 m	Espesor = 400 m	Y = 4000 m
No. de Pozos de bombeo = 1	Porosidad = 0.1	Q = 3456 m ³ /d
Tiempo = 14600 d	Grad. Hidráulico = 0.005	r = 0.20 m
Sin fronteras	Ángulo del flujo = 180°	

El módulo GPTRAC en su opción semi-analítica también se utilizó para la definición de la zona de protección del pozo CA-59. Los datos utilizados se presentan en la Tabla X-10.

De manera similar que para el caso del acuífero del Valle de León, se realizó un análisis de la incertidumbre en la delimitación de las zonas de protección debida a la incertidumbre asociada a los valores utilizados en algunos de los parámetros. En la Tabla X-11 se presentan los valores y tipos de distribuciones de probabilidad aplicadas. En este caso, los percentiles que se calcularon fueron los de 75 y 95. En la Figura X-13 se presenta una comparación de las diferentes zonas de protección calculadas con los módulos del modelo analítico WHPA.

Tabla X-10 Datos para la simulación del caso de Aguascalientes con el módulo GPTRAC del modelo WHPA

OPCIONES DE SIMULACIÓN	PROPIEDADES ACUÍFERO	DEL POZO CA-59
Unidades = metros y días	Transmisividad = 1200 m ² /d	X = 3000 m
Longitud del espac. = 20	Espesor = 400 m	Y = 4000 m
No de Pozos de bombeo = 1	Porosidad = 0.1	Q = 3456 m ³ /d
Tiempo = 14600 d	Grad Hidráulico = 0.005	r = 0.20 m
Tipo de acuífero = libre	Ángulo del flujo = 180°	
Sin fronteras	Recarga = 0	

Tabla X-11 Datos para la simulación del caso de Aguascalientes con el módulo MONTEC del modelo WHPA

PARÁMETRO	TIPO	PROMEDIO	DESV. EST.	LIM. INF.	LIM. SUP.
Gasto	Constante	3456 m ³ /d	0	-	-
Cond Hidrául.	Log-normal	30.0 m/d	10	-	-
Grad. Hidrául.	Constante	0.005	-	-	-
Porosidad	Log-normal	0.10	0.03	-	-
Espesor	Uniforme	-	-	300 m	500 m

IV.4.7 Aplicación del modelo numérico FLOWPATH

A continuación, se presentan los procedimientos de modelación y resultados obtenidos en la delimitación de zonas de protección para pozos de abastecimiento.

Diseño de la red y ubicación del pozo. Se seleccionó una malla irregular de 99 columnas y 99 renglones, con espaciamiento variable. Al igual que para los modelos analíticos, la zona de modelación fue de 8000x8000 metros. Con la finalidad de lograr una buena definición de la zona de protección del pozo, en los alrededores del pozo CA-59, el espaciamiento de la malla de diferencias finitas es menor que para las zonas alejadas. El caudal de bombeo del pozo se consideró de 3456 m³/día (Figura X-14). Como se mencionó previamente, cuando se trabaja con FLOWPATH la discretización vertical de la zona de modelación debe de incluir únicamente una capa.

Condiciones de frontera. De acuerdo con la distribución de las líneas equipotenciales (Figura X-15), el eje vertical de la malla de diferencias finitas se orientó norte-sur, con lo que la dirección de flujo predominante resulta ser de oriente a poniente. De este modo, en las fronteras laterales, en el sentido perpendicular a la dirección de flujo subterráneo, se establecieron condiciones de frontera de carga constante y carga hidráulica diferente, con lo que se reprodujo un campo de flujo similar al que se observa en condiciones de campo para el año de 1985 (SARH, 1987). Con este procedimiento, fue posible simular la recarga horizontal derivada de la zona oriental de la región analizada y el flujo subterráneo hacia la zona central del Valle de Aguascalientes. Las fronteras superior e inferior, paralelas a la dirección de flujo de agua subterránea, se consideraron como fronteras de no-flujo.

Propiedades hidráulicas y espesor del acuífero. Los valores de conductividad hidráulica y porosidad se obtuvieron de información de pruebas de bombeo reportadas por IGF (1994); resultando una conductividad hidráulica de 3 m/d y una porosidad de 0.1. El espesor que se consideró es el reportado por Molina (1996), que es del orden de los 400 metros.

Trayectoria de las partículas. El procedimiento que se utilizó para el desarrollo del campo de flujo subterráneo en condiciones previas al inicio del bombeo del pozo CA-59, fue similar al realizado para el caso del Valle de León. Primeramente, se realizaron diferentes simulaciones modificando las cargas hidráulicas iniciales, hasta que se reprodujo con cierta aproximación la configuración de las cargas hidráulicas reportadas para el año de 1985 (SARH, 1987). El criterio de convergencia utilizado fue de 0.05% con un límite de 200 iteraciones. Posteriormente, se calculó la trayectoria de las partículas en estado estacionario. Como se observa en la Figura X-16 se presentan varias zonas de protección de acuerdo con el criterio de tiempos de viaje.

IV.5. CASO DE ESTUDIO. DELIMITACIÓN DE ZONAS DE PROTECCIÓN EN UN ACUÍFERO CONFINADO HOMOGÉNEO

IV.5.1 Problemática

El acuífero del Valle de México se ubica en el subsuelo de la zona metropolitana de la ciudad de México, uno de los centros de población más grandes del mundo, con aproximadamente 20'000,000 de habitantes. La cuenca superficial debe su origen a los últimos eventos volcánicos que conforman las sierras que rodean al Valle de México. Dichas montañas alcanzan elevaciones máximas hasta de 5000 *msnm*. En contraste, la zona de valle presenta una altitud del orden de los 2200 *msnm*. La precipitación media anual en la zona de valle es de 700 mm y en las partes de montaña de 1,200 mm (Figura X-17).

Como en muchas ciudades de nuestro país, la mayoría de los pozos que abastecen de agua potable a la población de la ciudad de México y zona conurbada, se encuentran dentro de la misma ciudad. Esto ocasiona que el riesgo de contaminación se incremente en la medida de la gran cantidad de estaciones de servicio de combustibles, tuberías de drenaje, etc. se encuentran en las inmediaciones de los pozos de abastecimiento de agua potable. De este modo, para tratar de garantizar la calidad del agua para consumo humano, es necesario delimitar las zonas de captura de los pozos de agua potable, y posteriormente realizar las acciones necesarias para mantener seguras y limpias de contaminación dichas regiones.

IV.5.2 Contexto Geológico

De acuerdo con la importancia que reviste la ciudad de México en el contexto nacional, numerosos investigadores se han dado a la tarea de la definición de la geología superficial y del subsuelo en la cuenca de México. Entre los principales trabajos se mencionan los de Vázquez y Jaimes (1989), Mooser (1990), Mooser y Molina (1993), quienes establecieron que la cuenca de México está constituida por una secuencia deformada de rocas cretácicas de origen marino (espesor mayor de 2000 metros) dispuestas en estructuras tectónicas distensivas producidas durante el Terciario temprano, cubiertas por depósitos volcánicos (lavas, tobas, ignimbritas y brechas) de composición intermedia-máfica, predominantemente, y edad variable entre el Paleoceno y el Reciente. Adicionalmente existen sedimentos clásticos de granulometría variada que rellenas las depresiones formadas en el Pleistoceno, época en la que ocurrió la obstrucción del drenaje superficial natural en la porción sur del valle, debido a los eventos volcánicos que dieron lugar a la Sierra Chihinautzin.

IV.5.3 Contexto Hidrogeológico

Es posible dividir las rocas y material no consolidado en tres unidades hidrogeológicas principales:

- Rocas y sedimentos consolidados de alta conductividad hidráulica
- Rocas de baja conductividad hidráulica
- Depósitos lacustres no consolidados de baja conductividad hidráulica

En la Tabla X-12, aparecen las principales unidades hidrogeológicas del Valle de México y su correspondencia con las unidades geológicas (DGCOH, 1994). Asimismo, la Figura X-18 muestra una sección geológica representativa del Valle

de México. Dicha sección geológica de orientación aproximada oriente-poniente, que fue adaptada de la que presentan Cardona y Hernández (1995), se observa que en la porción occidental el acuífero es de tipo libre, cambiando a confinado en la dirección del flujo subterráneo. De acuerdo con estas condiciones, en la región del Palacio de los Deportes-ciudad Deportiva, se detectan condiciones de acuífero confinado, zona en donde se seleccionó un pozo de agua potable para realizar el análisis de la zona de protección.

IV.5.4 Modelo conceptual

La disposición espacial de las unidades hidrogeológicas señala la presencia de un acuífero de tipo libre, que en la porción central del Valle de México se torna confinado a semiconfinado, cuando el nivel piezométrico en el acuífero es mayor que la altitud de la base de la unidad hidrogeológica III. En este acuífero confinado se emplazan algunos de los pozos de abastecimiento que maneja la Dirección General de Construcción y Obras Hidráulicas del Departamento del Distrito Federal. Para los objetivos que se pretenden en este manual, este es un caso que ilustra la delineación de trayectoria de partículas en un medio granular confinado o semiconfinado por material lacustre, en una de las ciudades más pobladas del mundo.

Tabla X-12 Unidades hidrogeológicas de la cuenca de México

UNIDAD HIDROGEOLÓGICA	UNIDAD GEOLÓGICA
Unidad I (acuífero principal)	- Depósitos lacustres y aluviales del Cuaternario (Qal) - Rocas basálticas del Cuaternario (Qb) - Rocas andesíticas del Plio-Cuaternario (TQv) - Formación Tarango (TQp)
Unidad II (base el acuífero principal)	- Depósitos aluviales y piroclásticos del Plioceno Superior (Tppc) - Depósitos lacustres y piroclásticos del Plioceno Inferior (Tpla)
Unidad III (confinante superior)	- Rocas andesíticas del Mioceno (Tmv) - Depósitos lacustres (Qla)

En cuanto al del modelo conceptual del flujo de agua subterránea en el Valle de México, se menciona que la principal zona de recarga a las montañas que lo rodean y como zonas de descarga a las zonas de pie de monte y la planicie lacustre del valle. Con base en la modelación de redes de flujo en perfil, Ortega y Farvolden (1989) determinaron que la recarga en las montañas que rodean al valle es del orden de 30 al 50 % de la precipitación promedio. Por otro lado, antes de la construcción del drenaje artificial del valle, existía una serie de lagos y numerosos manantiales que en conjunto con la transpiración de freatofitas, se estima que la descarga era del 50-70% en la zona lacustre y 50-30% en la zona de transición entre las zonas montañosa y lacustre.

Existen evidencias que demuestran que en el pasado existieron gradientes hidráulicos verticales ascendentes en los depósitos lacustres. Sin embargo, el intenso bombeo para abastecimiento de agua potable ha ocasionado una inversión hacia abajo de este gradiente. Asimismo, los gradientes horizontales también han sufrido modificaciones por la explotación del agua en los últimos cincuenta años. El análisis de las cargas hidráulicas de los pozos de observación, indican que la dirección de flujo en el plano horizontal es radial y concéntrica, desde las partes montañosas hacia el centro del valle. Las propiedades hidráulicas del subsuelo, para las diferentes unidades hidroestratigráficas, han sido reportadas en diversos estudios como el de DGCOH (1994) quien define las conductividades hidráulicas y coeficientes de almacenamiento.

IV.5.5 Utilización de métodos analíticos con cálculos manuales

En el caso de un acuífero confinado homogéneo como es el que se considera en este caso, la aplicación de los métodos analíticos es el más apropiado porque se apega a las hipótesis en que se basan las ecuaciones. En la Tabla X-13 aparecen los parámetros hidrogeológicos utilizados para el acuífero del Valle de México. La delimitación de la zona de protección considera el cálculo del ancho máximo (Y_L) de la zona de captura aguas arriba del pozo y de la máxima distancia (X_L) aguas abajo del pozo hasta donde se extiende la zona de captura (punto de estancamiento). En este caso a continuación se presentan los cálculos realizados.

$$Y_L = \frac{Q}{Kbi} = \frac{2592}{3 \times 300 \times 0.003} = 960 \text{ m}$$

$$X_L = \frac{Q}{2\pi Kbi} = \frac{2592}{2 \times 3.14159 \times 3 \times 300 \times 0.003} = 152.8 \text{ m}$$

Para la estimación de la longitud de la zona de captura se utilizó el criterio de un tiempo de viaje de 40 años (14600 días, Tabla X.13). La resolución por tanteos de la ecuación correspondiente señala que en 40 años de bombeo, la distancia que recorre una partícula alineada con la dirección del flujo que pasa por el pozo es de 1694.7 m.

IV.5.6 Aplicación del Modelo Analítico WHPA

De acuerdo con la estrategia de trabajo definida en los casos anteriores, en primera instancia se procedió al cálculo de zonas de protección con los diversos módulos del modelo analítico WHPA. En la Tablas X-13, X-14 y X-15 se presenta la información que se utilizó para alimentar los módulos RESSQC, MWCAP, GPTRAC y MONTEC respectivamente. El área de modelación que se utilizó en esta ocasión fue de 6000x6000 metros, alineando los ejes de referencia de acuerdo con la dirección del flujo subterráneo, tal y como se observa en la Figura X-19. A diferencia de los casos de estudio anteriores, para el cálculo de la zona de protección de un pozo de agua potable en esta porción del Valle de México, se cumple la suposición de que el acuífero es de tipo confinado.

Tabla X-13 Datos para la simulación del caso del Valle de México con el módulo RESSQC y MWCAP del modelo WHPA

OPCIONES DE SIMULACIÓN	PROPIEDADES ACUÍFERO	DEL POZO CA-59
Unidades = metros y días	Transmisividad = 900 m ² /d	X = 3000 m
Longitud del espac. = 20 m	Espesor = 300 m	Y = 3000 m
No. De Pozos de bombeo = 1	Porosidad = 0.1	Q = 2592 m ³ /d
Tiempo = 14600 d	Grad. Hidráulico = 0.003	r = 0.20 m
Sin fronteras	Ángulo del flujo = 180°	

Tabla X-14 Datos para la simulación del caso del Valle de México con el módulo GPTRAC del modelo WHPA

OPCIONES DE SIMULACIÓN	PROPIEDADES ACUÍFERO	DEL POZO CA-59
Unidades = metros y días	Transmisividad = 900 m ² /d	X = 3000 m
Longitud del espac = 20	Espesor = 300 m	Y = 3000 m
No. De Pozos de bombeo = 1	Porosidad = 0.1	Q = 2592 m ³ /d
Tiempo = 14600 d	Grad. Hidráulico = 0.003	r = 0.20 m
Tipo de acuífero = libre	Ángulo del flujo = 180°	
Sin fronteras	Recarga = 0	

En la Figura X-20 se presentan los resultados de la delimitación de las zonas de protección calculadas con los diversos módulos del modelo analítico WHPA. Los percentiles que se calcularon con el módulo MONTEC fueron los de 50 y 95, utilizando un total de 1000 iteraciones. Como se observa, los resultados de las zonas de protección calculadas con los módulos RESSQC, MONTEC y GPTRAC son muy similares entre sí y con el percentil 50 calculado con MONTEC. La zona de protección calculada con el percentil 90 es la mayor de las calculadas, ya que toma en cuenta con mayor exactitud, los efectos de la variabilidad espacial propuesta para los valores de conductividad hidráulica, porosidad y espesor del acuífero.

Tabla X-15 Datos para la simulación del caso del Valle de México con el módulo MONTEC del modelo WHPA

PARÁMETRO	TIPO	PROMEDIO	DESV. EST.	LIM. INF.	LIM. SUP.
Gasto	Constante	2592 m ³ /d	0	-	-
Cond. Hidrául.	Log-normal	3.0 m/d	1.5 m ³ /d	-	-
Grad. Hidrául	Constante	0.003	-	-	-
Porosidad	Log-normal	0.10	0.03	-	-
Espesor	Uniforme	-	-	200 m	400 m

IV.5.7 Aplicación del modelo numérico FLOWPATH

En los siguientes párrafos se presenta el tratamiento de la información hidrogeológica que se requirió para realizar la modelación y el cálculo de la zona de protección del pozo de abastecimiento.

Diseño de la red y ubicación del pozo. Se seleccionó una malla de diferencias finitas irregular, con 99 columnas y 99 renglones, con espaciamiento variable (Figura X-21). El espaciamiento en las zonas cercanas al pozo se disminuyó hasta 25 metros para obtener una mejor definición de las trayectorias de las partículas. En forma similar que para los diversos módulos del modelo analítico WHPA, la zona de modelación presenta un total de 36000 m², equivalente a un área de 6000x6000 metros. El caudal de bombeo del pozo denominado como No.45, se consideró de 2592 m³/día (30 l/s). Como se mencionó previamente, cuando se trabaja con FLOWPATH la discretización vertical de la zona de modelación debe de incluir únicamente una capa.

Condiciones de frontera. En forma análoga a los ejemplos anteriores, se estableció un campo de flujo subterráneo predominantemente horizontal. De acuerdo con la orientación de los ejes de referencia, el flujo de agua subterránea es aproximadamente paralelo al eje de las abscisas, con una dirección de oriente a poniente. El campo de flujo se estableció a partir de proponer condiciones de frontera de carga constante en ambos extremos. La configuración de las curvas equipotenciales se obtuvo a partir de observaciones piezométricas reportadas por la DGCOH (1994).

Propiedades hidráulicas y espesor del acuífero. Los valores de conductividad hidráulica y porosidad se obtuvieron de valores reportados en la bibliografía (DGCOH, 1994). De este modo, la conductividad hidráulica se estableció en 3 m/día y una porosidad aproximada igual a 0.1. El espesor de acuífero que se consideró es el estimado a partir de la sección geológica reportada por Cardona y Hernández (1995), que resultó del orden de 300 metros.

Trayectoria de las partículas. El proceso de calibración previo al cálculo de la zona de protección se realizó por medio de ajustes en las condiciones de frontera, en las zonas de carga constante, hasta que la simulación del modelo reprodujo aproximadamente las condiciones piezométricas observadas para 1995. El criterio de convergencia fue de 0.05% con un límite de 200 iteraciones. Posteriormente, esa configuración se utilizó como condiciones iniciales y se comenzó con el bombeo del pozo No. 45 en condiciones de estado estacionario. Utilizando el criterio de tiempo de viaje, se calcularon zonas de protección para diversos años (Figura X-22).

IV.6. COMPARACIÓN ENTRE LAS ZONAS DE CAPTURA CALCULADAS CON LOS DIFERENTES MÉTODOS

A partir del análisis de las diversas figuras, en donde se presentan las diferentes zonas de captura calculadas, es posible realizar una comparación visual entre los diversos métodos utilizados. En general todas las zonas de captura son semejantes en cuanto a su forma, pero cuando se considera el tiempo de viaje de 40 años, se observa una ligera diferencia entre la longitud de las zonas de protección calculadas con los métodos numérico y analítico. La mayor diferencia se detecta entre la zona de captura calculada con el modelo numérico FLOWPATH para el Valle de Aguascalientes y las definidas con el modelo numérico WHPA. Esto es debido a que las velocidades del flujo subterráneo calculadas con el modelo numérico son diferentes a las calculadas con el modelo WHPA. Como las propiedades de conductividad hidráulica y porosidad son iguales en los modelos FLOWPATH y WHPA, esto

seguramente es ocasionado por la variación del espesor del acuífero que se considera en el primero pero no en el segundo. El efecto de la distribución del gradiente hidráulico también puede tener influencia, ya que en el modelo WHPA se supone uniforme. En cuanto al análisis de incertidumbre realizado con el módulo MONTEC se observa que el percentil 50 aproximadamente representa las zonas de captura calculadas con RESSQC y GPTRAC. Si se desea un mayor grado de factor de seguridad en la delimitación de la zona de protección, entonces es recomendable considerar la región delimitada por el percentil 95.

IV.7. BIBLIOGRAFÍA DEL CAPÍTULO

- Anderson, M.P. y Woessner. 1992. Applied Groundwater Modeling. Academic Press. San Diego, Calif., 381 p.
- Aranda-Gómez, J.J. 1989. Geología preliminar del graben de Aguascalientes. Revista del Instituto de geología-UNAM, v.8-1, 22-32.
- Bradbury, K.R. y M.A. Muldoon. 1994. Affects of fracture density and anisotropy on delineation of wellhead-protection areas in fractured-rock aquifers. Applied Hydrogeology, v.3, 17-23.
- Cardona B., A. y N. Hernández L. 1995. Modelo Geoquímico Conceptual de la Evolución del Agua Subterránea en el Valle de México. Ingeniería Hidráulica en México, v. X-3, 71-90.
- Cardona, A, J.J. Carrillo-Rivera y A. Molina. 1996. Evolución de la temperatura del agua subterránea (1971-1995) y geotermometría en el estado de Aguascalientes. Memorias del VI Congreso Nacional de Geoquímica, San Luis Potosí.
- Carrillo-Rivera, J.J., A. Cardona y D. Moss. 1995. Importance of vertical flow of groundwater flow: A hydrogeochemical approach in the valley of San Luis Potosi, Mexico. Journal of Hydrology, v.185, 23-44.
- Comisión Nacional del Agua. 1994. Pruebas de Bombeo. Libro V, 3.3.2, 112 p. más anexos.
- Comisión Nacional del Agua y British Geological Survey. 1996. Effects of Wastewater Reuse on DGCOH (Dirección General de Construcción y Obras Hidráulicas del DDF). 1994. Diagnóstico de las aguas subterráneas y determinación de sus condiciones futuras para la ciudad de México. Estudio a contrato elaborado por el Instituto de Geofísica-UNAM. 130 p.
- Franz, T. y N. Guiguer. 1990. FLOWPATH, two-dimensional horizontal aquifer simulation model, Waterloo Hydrogeologic Software, Waterloo, Ontario, 74 p.
- Freeze, R. A. y J. A. Cherry. 1979. Groundwater. PrenticeHall, Inc., Englewood Cliffs, N.J., 604 p.
- Hernández-Lascáez D. 1981. Estratigrafía de la región central de Aguascalientes, Ags. México. La Gaceta geológica, v. VI, No.31, 17-38.
- Hernández L., N. 1991. Modelo Conceptual de Funcionamiento Hidrodinámico del Sistema Acuífero del Valle de León, Guanajuato. Tesis de Ingeniero Geólogo, 129 p.
- Hernández L., N. 1997. Modelos Conceptuales de Funcionamiento. En Resúmenes del Seminario de Modelación de Aguas Subterráneas, organizado por la Comisión Nacional del Agua y el Deutsche Gesellschaft fur Technische Zusammenarbeit, p. 1-2
- IGF (Instituto de Geofísica). 1994. Definición del flujo regional de agua subterránea, su potencialidad y uso en la zona de la ciudad de Aguascalientes, Fase I, Estudio Local. Informe técnico interno.
- IGF (Instituto de Geofísica). 1995. Definición del flujo regional de agua subterránea, su potencialidad y uso en la zona de la ciudad de Aguascalientes, Fase II, Estudio Regional. Informe técnico interno.
- Kruseman, G.P. y N.A. de Ridder. 1990. Analysis and Evaluation of Pumping Test Data. Publication 47, International Institute for Land Reclamation and Improvement, Second Edition, 377 p.
- Molina M., A.. 1996. Diferenciación Hidrogeoquímica de los Sistemas de Flujo de Agua Subterránea en la zona sur-centro del Estado de Aguascalientes, México. Tesis de Licenciatura en Ingeniería Geológica, Facultad de Ingeniería, UNAM, 121 p.
- Mooser, F. 1990. Estratigrafía y estructuras del Valle de México. En: Memorias del Simposio: El subsuelo de la ciudad de México y su relación con la ingeniería de cimentaciones. A 5 años del sismo de 1985. SMSS, México D.F., México.
- Mooser, F. y C. Molina. 1993. El nuevo modelo hidrogeológico para la cuenca de México. Bol. Del Centro de la Inv. Sísmica de la Fundación Barros Sierra, México.
- Newsom, J.M. y J.L. Wilson. 1988. Flow of groundwater to a well near a stream. Effect of ambient groundwater flow direction. Groundwater, v. 26-6, 703-711.
- Ortega, G.A., y R.N. Farvolden. 1989. Computer analysis of regional groundwater flow and boundary conditions in the basin of Mexico. Journal of Hydrology, v. 110, 271-294.
- Pollock, D.W. 1988. Semianalytical computation of path lines for finite-difference models. Groundwater, 26-6, 743-750.
- Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos. 1987. Sinopsis Geohidrológica del Estado de Aguascalientes. Dirección General de Administración y Control de Sistemas Hidrológicos, 53 p.
- Secretaría de Programación y Presupuesto. 1981. Guías para la interpretación de Cartografía. Hidrología. 33 p.
- Vázquez, S.E. y R. Jaimes. 1989. Geología de la cuenca de México. Geofísica Internacional, v.28-2, 133-190.

V. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

V.1. CONCLUSIONES

- La delimitación de zonas de protección de pozos es una técnica efectiva para prevenir la contaminación de los abastecimientos de agua subterránea. Cuando en forma adicional se implementa un Programa Integral de Protección de Pozos que incorpore las etapas: *i)* creación de un grupo de trabajo, *ii)* selección de un método para la delimitación de las zonas de protección, *iii)* identificar y localizar las fuentes potenciales de contaminación, *iv)* manejo de la zona de protección y *v)* planeación para el futuro, se tiene un procedimiento estructurado para la protección de los recursos hidráulicos subterráneos.
- La recompensa que se obtiene en las comunidades en donde se lleva a cabo un Programa Integral de Protección de Pozo es variable, ya que incluyen una mejor calidad de vida para los habitantes, ya que sus recursos hidráulicos subterráneos serán de óptima calidad. Además, se evitarán los costos asociados con el tratamiento del agua para hacerla apta para el consumo, puesto que no se incurrirá en gastos relacionados con la limpieza de agua subterránea y suelo contaminados.
- El Programa Integral de Protección de Pozos tiene que visualizarse como una actividad permanente en la comunidad. Es conveniente iniciar dicho programa aunque en un principio los recursos (financieros, de personal, tiempo disponible) no sean los óptimos. En las primeras etapas la delimitación puede llevarse a cabo con métodos manuales relativamente simples. Posteriormente, cuando el programa se consolide y obtenga mayor cantidad de recursos, se puede realizar un refinamiento en la delimitación de las zonas de protección, utilizando métodos analíticos y/o numéricos.
- Previo a la selección del método a utilizar para la delimitación de las zonas de protección de los pozos, es necesario realizar una evaluación e interpretación de los datos e información hidrogeológica disponible. Esta revisión necesariamente tiene que ser supervisada por un hidrogeólogo calificado y con experiencia comprobada. Entre los factores que se tienen que considerar se incluyen: *i)* características de los datos y *ii)* precisión de la información.
- Respecto al primer punto se menciona que es crítico analizar la validez y representatividad de los valores obtenidos en las pruebas de bombeo y de laboratorio, con relación a los valores que representarán las condiciones del acuífero en investigación. En las pruebas de bombeo por ejemplo, los valores calculados para las características hidráulicas del acuífero, generalmente corresponden a los valores superiores, porque los pozos siempre se tratan de ubicar en los sitios con las mejores características hidráulicas. De este modo, los valores derivados de la interpretación de pruebas de bombeo, pueden no ser representativos de la totalidad del acuífero.
- Cada uno de los métodos disponibles para la delimitación de zonas de protección presenta ventajas y limitaciones. En el caso de las segundas, es necesario comprenderlas cabalmente para otorgar la confiabilidad y exactitud apropiadas a los resultados obtenidos.
- En condiciones ideales, se considera que el método más apropiado para la creación de zonas de protección de pozos es el que se basa en la resolución de la ecuación de flujo subterráneo por medio de un modelo numérico. Sin embargo, la implementación de un método con estas características requiere de una gran cantidad de información hidrogeológica. La cantidad y calidad de información existente para los diferentes acuíferos que existen en nuestro país es extremadamente variable. De este modo, cuando se tenga en mente realizar un ejercicio de modelación con la finalidad de calcular zonas de protección de pozos, en primera instancia debe realizarse un análisis y evaluación de la calidad y cantidad de información disponible. Dicho examen permitirá definir si es conveniente realizar una modelación numérica, o en caso contrario, la opción de una zona de protección derivada de métodos manuales es lo más adecuado.

- Es importante considerar las capacidades y limitaciones de los modelos de flujo subterráneo (analíticos o numéricos) que se utilicen para la determinación de las zonas de protección de pozos, con relación a la complejidad hidrogeológica de la zona de estudio y la cantidad y calidad de información disponible. Adicionalmente, la transferencia del modelo conceptual al modelo de flujo de agua subterráneo requiere de un cierto grado de idealización y simplificación que debe quedar muy bien documentado en el reporte correspondiente, de tal modo que cualquier persona que desee analizarlo, pueda hacerlo sin mayor problema.
- La precisión y exactitud de los parámetros del acuífero son los factores más importantes en la delimitación de las zonas de protección de pozos. Las desviaciones del valor real en los parámetros utilizados, provocarán que los resultados del modelo empleado tiendan a producir zonas de protección de mayor o menor tamaño que el que efectivamente se requiere. Cuando la zona de protección no ha sido correctamente delimitada, el riesgo de contaminación potencial derivado del inventario de fuentes contaminantes, los planes de contingencia y los propósitos de las restricciones en el uso del suelo, pierden su sentido, con lo que se ocasiona que el programa de protección de pozos tenga mayores posibilidades de fracaso.
- El análisis estocástico para la delimitación de zonas de protección utilizando la técnica de simulación condicional de la conductividad hidráulica, es apropiado para evaluar la incertidumbre en la extensión y configuración de las zonas de captura que se basan en el criterio de tiempo de viaje. La simulación condicional de la conductividad hidráulica mantiene la estructura de la correlación espacial de la distribución real de la conductividad hidráulica, por lo que los resultados obtenidos son representativos de las condiciones reales de campo.
- La aplicación de los métodos de radio calculado fijo y ecuaciones analíticas, tiene la ventaja de que son relativamente fáciles de aplicar, además de que la cantidad de información requerida es mínima. Sin embargo tienen la desventaja de que implican una gran cantidad de simplificaciones relacionadas con el funcionamiento hidrogeológico del sistema de agua subterránea analizado. Será labor del hidrogeólogo especializado analizar si las simplificaciones inherentes a estos métodos son válidas en la zona de estudio.
- Los métodos de análisis de seguimiento de partículas utilizan las cargas hidráulicas calculadas con un modelo de flujo analítico, son herramientas efectivas para la delimitación de zonas de protección de pozos. Comparados con los modelos numéricos, los modelos analíticos requieren de una menor cantidad de datos y se implementan más rápidamente. Actualmente existen algunos modelos analíticos como el CAPZONE, que a diferencia del WHPA pueden anexar un régimen de flujo no uniforme e incluir infiltración vertical a partir de una capa confinante. Una ventaja adicional de este modelo, es que a diferencia de otros modelos analíticos puede ser calibrado con información específica del área de estudio. La mayor limitación de este modelo es que se basa en una superficie potenciométrica que se supone en estado estacionario, situación que en algunas ocasiones puede ser inválida.
- La incertidumbre asociada con la transferencia de los datos de campo para utilizarlos en el método seleccionado dependerá de: *i*) cantidad de información disponible y su distribución dentro de la zona de estudio, *ii*) grado de complejidad (variaciones espaciales de las propiedades hidráulicas) del sistema hidrogeológico real, *iii*) metodologías utilizadas para la interpretación de las pruebas de bombeo, estimación de la recarga efectiva y definición de las condiciones de frontera.
- Existen diversos factores que controlan la geometría de las zonas de protección de pozos de abastecimiento, entre los que se mencionan: *i*) régimen de operación del pozo, *ii*) magnitud y distribución de la recarga, *iii*) conductividad hidráulica y sus variaciones espaciales, *iv*) espesor del acuífero y *v*) gradiente hidráulico y dirección del flujo de agua subterránea. La determinación de las zonas de protección se realiza con base en la resolución de ecuaciones de flujo subterráneo considerando régimen estacionario, por lo que los datos de régimen de operación del pozo y la recarga necesariamente tienen que representar condiciones promedio. Sin embargo, sobre todo para el caso de la recarga natural de agua subterránea, la proposición de valores promedio no siempre es representativo de las condiciones reales de campo. En estos casos es necesario analizar cual será el reflejo de la variación espacial y temporal de la recarga en el tamaño y orientación de las zonas de protección

de pozos calculadas. Las variaciones en el régimen de operación de los pozos también ocasionan cambios en el tamaño de las zonas de protección. Una complicación adicional se presenta cuando el incremento del bombeo produce interferencia entre pozos vecinos.

- Un factor adicional que condiciona la forma de las zonas de protección es el método utilizado para su delimitación. Los métodos de radio fijo calculado o arbitrario siempre producen zonas de protección redondas, mientras que los métodos analíticos generan formas relativamente simples, debido a que se basan en representaciones simplificadas del sistema hidrogeológico. Alternativamente, los métodos que se basan en la resolución numérica de la ecuación de flujo, producen zonas de protección que se considera representan más fielmente el sistema real, porque toman en cuenta una mayor cantidad de variables hidrogeológicas.
- Sin embargo, se debe tener cuidado y otorgar la confiabilidad que se merece a los resultados obtenidos, ya que pueden presentarse desviaciones importantes de la realidad, aún cuando se utilicen modelos numéricos en la delimitación de zonas de protección. Esto se debe a: *i)* limitaciones propias del modelo numérico, por ejemplo, si se utiliza un modelo de flujo bidimensional cuando en la realidad se presentan componentes verticales en el flujo del agua subterránea, *ii)* implementación errónea del modelo conceptual, como cuando en condiciones de campo una frontera de no-flujo, no se considera de esa manera en el modelo numérico y *iii)* la calibración deficiente del modelo numérico, entre otras.
- Entre los principales factores relacionados con limitaciones propias de los modelos numéricos que tienen influencia en la precisión y exactitud de la delimitación de zonas de protección de pozos se mencionan: *i)* espaciamiento de la malla de diferencias finitas, *ii)* extracciones de bajo caudal y *iii)* efectos de penetración parcial. El espaciamiento de la malla de diferencias finitas tiene un efecto muy marcado en la exactitud de las zonas de protección, en el sentido de la reproducción de la superficie potenciométrica. De particular importancia es el espaciamiento en las inmediaciones de los pozos. Cuando se utilizan mallas de diferencias finitas con gran longitud de espaciamiento alrededor de los pozos, el modelo no es capaz de representar en forma adecuada la zona de protección alrededor del pozo. Las extracciones de bajo caudal son puntos de salida de agua dentro del dominio de flujo, que no causan una distorsión notoria al régimen de flujo, y por lo tanto, con base en el modelo de flujo no es posible definir adecuadamente su zona de protección. En otros casos, los pozos pueden penetrar parcialmente en el acuífero en explotación, por lo que en condiciones reales de campo una parte del flujo aguas arriba del pozo será interceptada por el bombeo, pero otra porción fluirá por el espacio entre el fondo del pozo y la base del acuífero. Esta condición no puede ser representada en forma adecuada con un modelo de flujo bidimensional, por lo que la zona de protección resultante no será congruente con la realidad. Las diferencias se acentúan cuando existen pozos de diferentes profundidades, o aprovechamientos cercanos a corrientes superficiales conectados hidráulicamente con el acuífero.
- Para el caso de pozos de extracción con bajo caudal que no producen un impacto notable en la distribución del campo de flujo dentro del acuífero, ya que en este caso la zona de captura es una línea de flujo en dirección contraria al gradiente hidráulico. Para esta situación, existe la posibilidad de utilizar técnicas estadísticas para la delimitación de zonas de protección. Con este método, la zona de captura se define cuantificando, para un determinado tiempo de viaje, la variación de la longitud y orientación de la línea de flujo que describe la zona de captura. Dicha variación depende del campo aleatorio estacionario de segundo orden de la conductividad hidráulica y se calcula utilizando el análisis de Monte Carlo.
- Los métodos de cartografía hidrogeológica son los más apropiados para la delimitación de zonas de protección de pozos en regiones donde el flujo del agua subterránea no cumple con los requerimientos establecidos por la Ley de Darcy. En los casos, cuando el flujo de agua subterránea se concentra en canales de disolución o zonas fracturadas bien definidas, es necesaria la aplicación de técnicas de trazadores (naturales y artificiales) para definir las zonas de contribución a la fuente de abastecimiento.
- Las zonas de protección utilizando modelos analíticos o numéricos se delimitan para condiciones de estado estacionario. Por definición, las condiciones de flujo establecido representan el régimen hidrogeológico a largo plazo. De este modo, los efectos de tomar agua del almacenamiento del acuífero o de fuentes de recarga como ríos, no pueden incorporarse directamente, cuando por la natural variación de las condiciones en algunos

parámetros como la recarga, se presentan condiciones que diferentes a las establecidas por los valores promedio propuestos. De este modo, las zonas de protección que se calculan con base en estos métodos, no representan la totalidad de las variaciones espaciales y temporales que se pueden presentar en condiciones reales de campo.

- Los efectos de las condiciones que instaura el análisis en estado transitorio son variables, ya que dependen de las condiciones de cada sitio en particular. Por ejemplo, en una región en la que la recarga natural disminuye notablemente (considerando la estimación promedio a largo plazo) durante 6 meses por efecto de una sequía, el incremento de la zona de protección puede ser del orden del 130-150%; mientras que en otra fuente cuya zona de contribución está sostenida por una frontera de carga constante, la variación en la zona de protección puede ser mínima.
- El modelo numérico MODFLOW es capaz de simular la respuesta hidráulica de un acuífero constituido por capas horizontales de conductividad hidráulica variable. En este sentido, es un modelo de tipo tridimensional en el que las componentes verticales del flujo de agua subterránea pueden tomarse en cuenta. Sin embargo, esta capacidad trae consigo una complicación adicional, en el sentido de que a diferencia de la única zona de protección que se obtiene cuando se utilizan modelos analíticos o bidimensionales, con los modelos tridimensionales es posible delimitar zonas de protección para cada una de las capas del modelo de flujo implementado. Opciones para ofrecer una respuesta a este hecho, pueden ser el considerar la zona de protección más amplia, o calcular un promedio con base en todas las opciones posibles. A la fecha no se han realizado trabajos encaminados a la definición del procedimiento a seguir.
- Con base a lo anterior se establece que el concepto de delimitación de zonas de protección de pozos fue concebido y definido para acuíferos en donde predomina el flujo horizontal. Otro aspecto que no puede ser incorporado directamente en el concepto tradicional de zonas de captura, es cuando un pozo extrae agua subterránea que proviene de sistemas de flujo diferentes. El contraste es mayor cuando se interceptan al mismo tiempo, sistemas de flujo locales y regionales. Por definición, las zonas de recarga para cada sistema serán diferentes, situación que complica la correcta definición de las zonas de protección. Es necesario realizar trabajos específicos para definir cual es la mejor opción para obtener una zona de protección acorde con la presencia de componentes verticales (naturales o producidas por el bombeo) en el flujo de agua subterránea.

V.2. RECOMENDACIONES

- Para limitar y prevenir la contaminación de las fuentes de agua potable, se recomienda establecer Programas de Protección de pozos en las diferentes poblaciones del país. Dicho Programa de Protección debe de incluir la creación de un reporte que se utilice como base en el seguimiento de las acciones a desarrollar. Entre los aspectos que es necesario incluir en el reporte se tienen los siguientes:

RESUMEN EJECUTIVO

INTRODUCCIÓN

Descripción general del Programa de Protección de Pozos
Propósito del reporte

CALIDAD ACTUAL DEL AGUA SUBTERRÁNEA

Descripción de la infraestructura existente
Ubicación de los campos de pozos para abastecimiento
Descripción de los datos de calidad del agua para los diferentes sistemas de abastecimiento

DELIMITACIÓN DE LAS ZONAS DE PROTECCIÓN

Descripción de los criterios a utilizar para la delimitación de las zonas de protección
Mecanismos utilizados en la selección del método más apropiado
Descripción y aplicación del método seleccionado en los pozos de abastecimiento

FUENTES POTENCIALES DE CONTAMINACIÓN

Descripción del procedimiento utilizado para la identificación de las fuentes potenciales de contaminación
Tipos de fuentes potenciales de contaminación identificadas
Resultados del trabajo de campo
Descripción de los planos en donde se ubicaron las fuentes potenciales

DESCRIPCIÓN DE LAS MEDIDAS DE PROTECCIÓN ACTUALES

Medidas de protección que no incluyen reglamentos
Reglamentación vigente para la tenencia de la tierra y uso del suelo
Medidas de protección del sistema de abastecimiento
Reglamentación relacionada con las fuentes potenciales de contaminación clasificadas como peligrosas
Medidas de protección de zonas naturales específicas

MEDIDAS DE PROTECCIÓN QUE ES NECESARIO IMPLEMENTAR

Medidas de protección que se consideran como prioridad principal
Creación de un cuerpo coordinador de las zonas de protección
Asistencia técnica a la Industria para prevenir la contaminación
Implementación de un programa de conservación del agua
Instalación de una red de observación de la calidad del agua
Medidas de protección que se consideran como prioridad intermedia
Desarrollo de un plan integral de tratamiento y reuso del agua

IMPLEMENTACIÓN DEL PLAN DE CONTINGENCIA

REFERENCIAS

- Una parte importante del Programa de Protección de pozos es el establecimiento de un plan de contingencia, en donde se listen las acciones que es necesario realizar en el no deseado evento de contaminación de las fuentes de abastecimiento. A continuación se detallan los elementos mínimos que deben de reunirse durante la elaboración del plan de contingencia.

INTRODUCCIÓN

LISTA DE PARTICIPANTES EN EL GRUPO DE TRABAJO

MÉTODO DE CONSULTA DEL DOCUMENTO

OBJETIVOS

INFORMACIÓN EXISTE

LISTA DE FUENTES DE MATERIALES PELIGROSOS

OPCIONES DE REEMPLAZO A CORTO Y LARGO PLAZO

FUENTES POTENCIALES DE RESERVA

EDUCACIÓN DEL PÚBLICO USUARIO

CLASIFICACIÓN DE LOS USOS DEL AGUA Y PROCEDIMIENTOS PARA LOS PROBLEMAS DE ALMACENAJE Y CALIDAD DEL AGUA

EVALUACIÓN DEL SISTEMA DE ABASTECIMIENTO

ACCIONES ESPECÍFICAS DE RESPUESTA

CONCLUSIONES

- Se recomienda que para la selección del método a utilizar para la delimitación de las zonas de protección, se considere tanto la calidad como la cantidad de la información hidrogeológica disponible. Se considera que en la mayoría de los casos, existirá información disponible para al menos aplicar un modelo analítico simple para la delimitación de las zonas de protección. Se recomienda en lo posible, evitar utilizar los métodos de radio fijo arbitrario o calculado, ya son los que menos consideran las condiciones hidrogeológicas del sitio analizado.
- Una vez realizada la delimitación de la zona de protección, se recomienda realizar el procesamiento necesario para la generación de planos específicos en donde se presenten las zonas de protección delineadas. Para esto es necesario digitalizar las zonas de protección delimitadas y realizar ajustes en sus fronteras. Cuando se utilicen modelos analíticos como el WHPA, o numéricos como FLOWPATH o VISUALMODFLOW los resultados se

pueden imprimir directamente a archivos compatibles con el ambiente CAD (por ejemplo archivos de formato DXF). Sin embargo, para la correcta importación en el mapa base, es necesario que las coordenadas de referencia sean las mismas. En lo posible se recomienda que en todos los planos (de vulnerabilidad, en donde se presenten las fuentes potenciales de contaminación, etc.) siempre se manejen coordenadas geo-referenciadas, con la finalidad de evitar problemas durante la transferencia de archivos entre aplicaciones (modelos numéricos, sistemas de información geográfica, programas CAD).

- Además del reporte que incluye la delimitación de las zonas de protección en el Programa de Protección de pozos, se recomienda generar un reporte especial en donde se presente un registro del proceso de delimitación de zonas de protección en donde se incluyan todos los datos que se consideren esenciales para la obtención de resultados satisfactorios. De este modo, cuando en una ocasión futura se trate de mejorar y/o refinar las zonas de protección, exista disponible en forma ordenada suficiente información básica que sirva como punto de partida. Se recomienda que el reporte de la delimitación de zonas de protección contenga al menos los siguientes puntos:

INTRODUCCIÓN

Detalles básicos del proyecto.

Justificación y objetivos

EL MEDIO HIDROGEOLÓGICO DE REFERENCIA

Mapa base de referencia en coordenadas geo-referenciadas

El modelo geológico (superficial y del subsuelo)

Definición de las unidades hidroestratigráficas

Tipos de acuíferos

Pruebas para la determinación de las propiedades hidráulicas

Distribución de la cargas hidráulicas en tiempo y espacio

Definición de la recarga natural

Relación agua superficial-subterránea

Distribución espacial y temporal de las extracciones

MODELO CONCEPTUAL DE FUNCIONAMIENTO DEL SISTEMA

Definición de los sistemas de flujo presentes

Presencia de condiciones de frontera

Información preliminar del balance de agua subterránea

SELECCIÓN DEL MÉTODO PARA LA DELIMITACIÓN DE ZONAS DE PROTECCIÓN

Criterios utilizados para la selección del método

Resultados de la aplicación del método.

(Cuando se utilice un método basado en un modelo numérico deben incluirse los siguientes apartados)

Diseño de la malla de diferencias finitas (discretización horizontal y vertical)

Condiciones iniciales y de frontera

Propiedades hidráulicas

Distribución espacial de la recarga

Calibración del Modelo

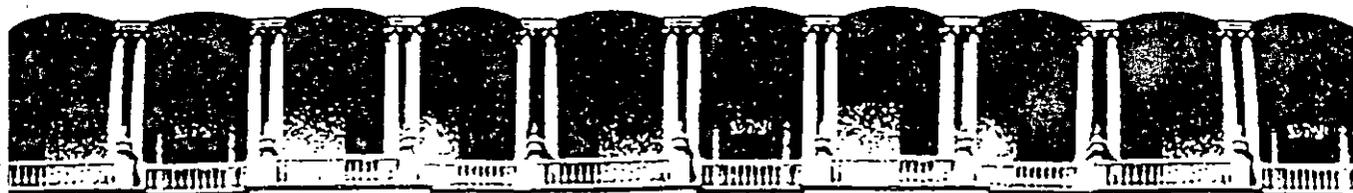
Análisis sensitivo

Generación de las zonas de protección con base en criterio de tiempo de viaje

ANÁLISIS DE LAS LIMITACIONES DE LOS RESULTADOS OBTENIDOS

AJUSTES MANUALES Y GENERACIÓN DE LOS MAPAS

APÉNDICES



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

CURSOS ABIERTOS

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

**MODULO III
CA 114**

**MÓDELOS MATEMÁTICOS EN
GEOHIDROLOGÍA Y CONTAMINACIÓN DE
ACUÍFEROS**

TEMA

**EJERCICIOS DE AQUIFERTEST
(VER. 3.0)**

**EXPOSITOR: ING. DAVID GONZÁLEZ
ING. LUIS ERNESTO LESSER
PALACIO DE MINERIA
OCTUBRE DE 2002**

EJERCICIO DE AQUIFERTEST VER.3.0

Por: David Gonzalez y Luis Ernesto Lesser

EJERCICIO 1: Planeando una prueba de bombeo

Esta versión de Aquitest permite, además de interpretar los resultados provenientes de pruebas de bombeo, el planear la prueba antes de salir al campo. Esta capacidad de aquitest permite obtener sugerencias para los valores de caudal óptimo, la distancia óptima entre el pozo bombeado y los pozos de observación. Este ejercicio está diseñado para aprender a obtener cual es el caudal necesario para la prueba de bombeo.

El propósito de este ejercicio es estimar el caudal necesario para producir un abatimiento mínimo (2mm=0.002m) en un pozo de observación que está a 10 metros del pozo de bombeo, en los primeros 2 minutos de la prueba de bombeo.

1. CREAR UN NUEVA BASE DE DATOS

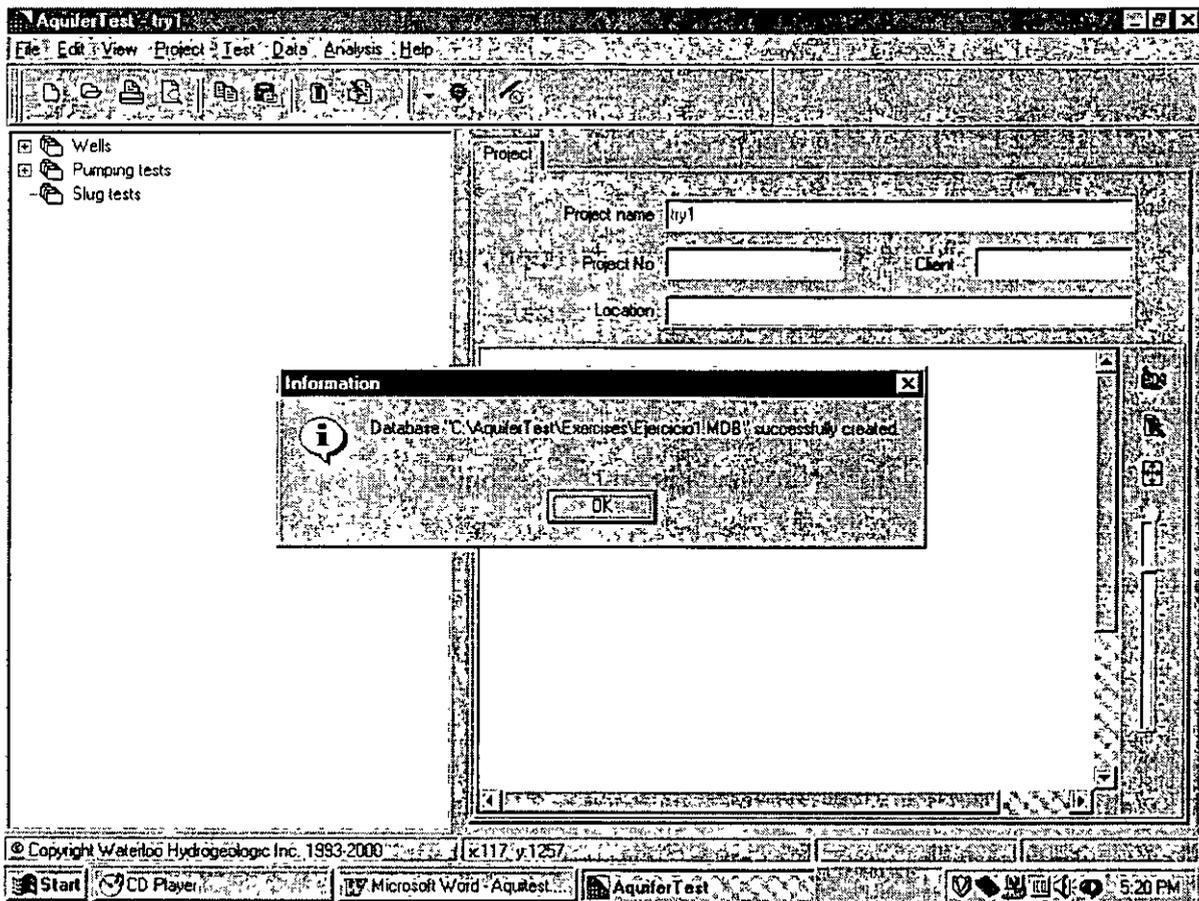
☞☞ en el icono de Aquifer Test 3.0

☞ File (del menú superior)

☞ Create database...

En la ventana que aparece acceder al directorio **C:\WHI\Aquifertest\Exercises** y nombrar al archivo Ejercicio1, y ☞ en Save. Una ventana aparecerá confirmando que la base de datos ha sido creada.

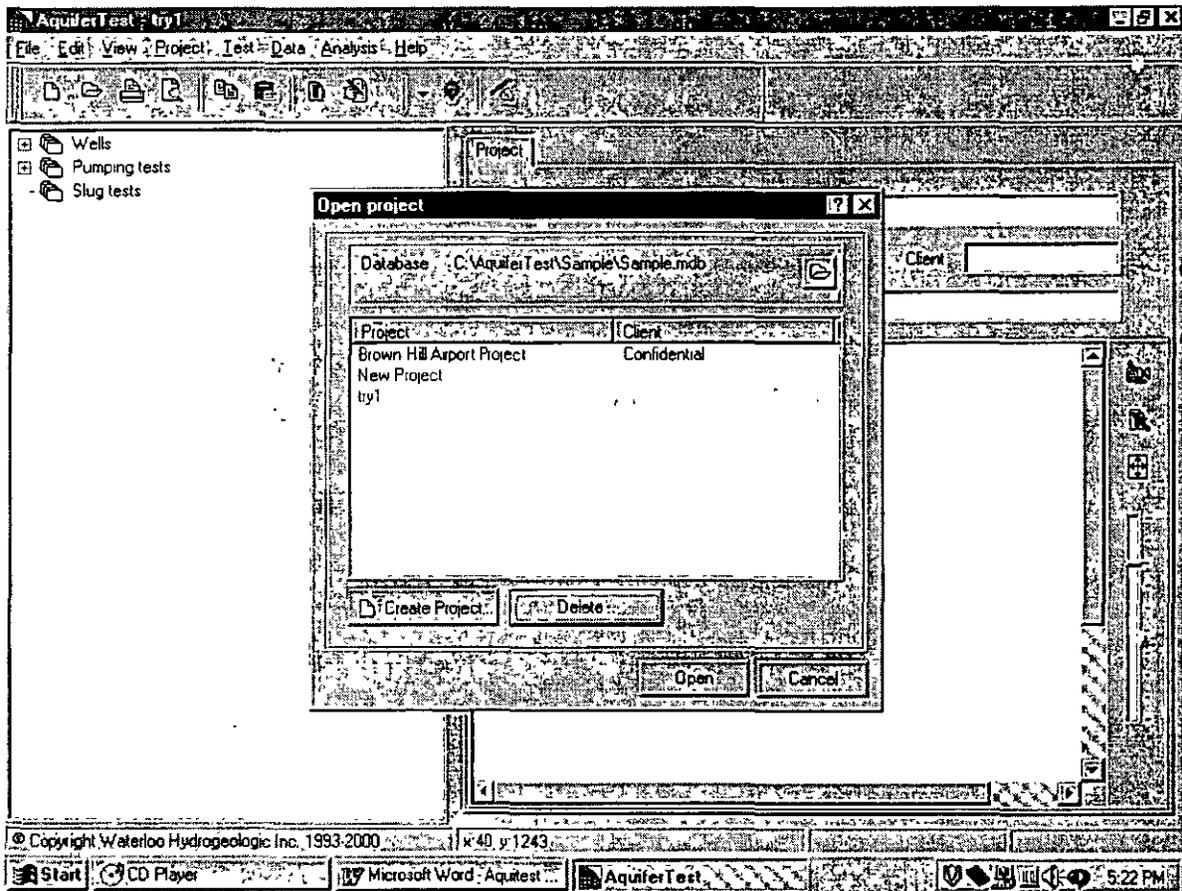
☞ OK



☞ File (del menú superior)

☞ Open project

☞ en el icono para abrir proyectos en la parte superior derecha de la ventana, y buscar el archivo Ejercicio1 (el archivo que acaba de ser creado) dentro de C:\WHI\Aquifertest\Exercises\ y ☞ en Open



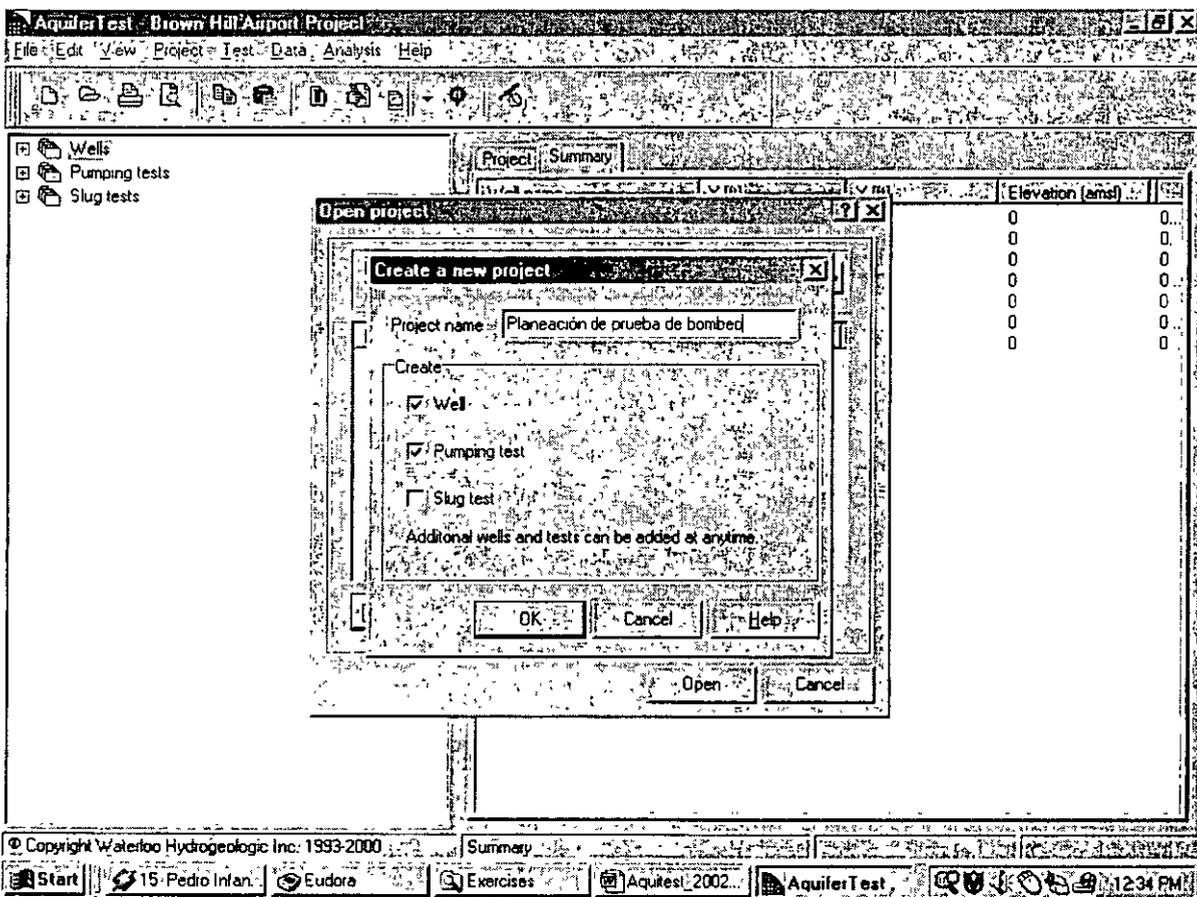
2. CREAR UN NUEVO PROYECTO

En la misma seleccionar

 Create project

En la ventana que aparece, en **project name** escriba: Planeación prueba de bombeo y  en OK

En la ventana anterior que aun seguira abierta,  en **open** (Planeación de prueba de bombeo, deberá estar seleccionada)

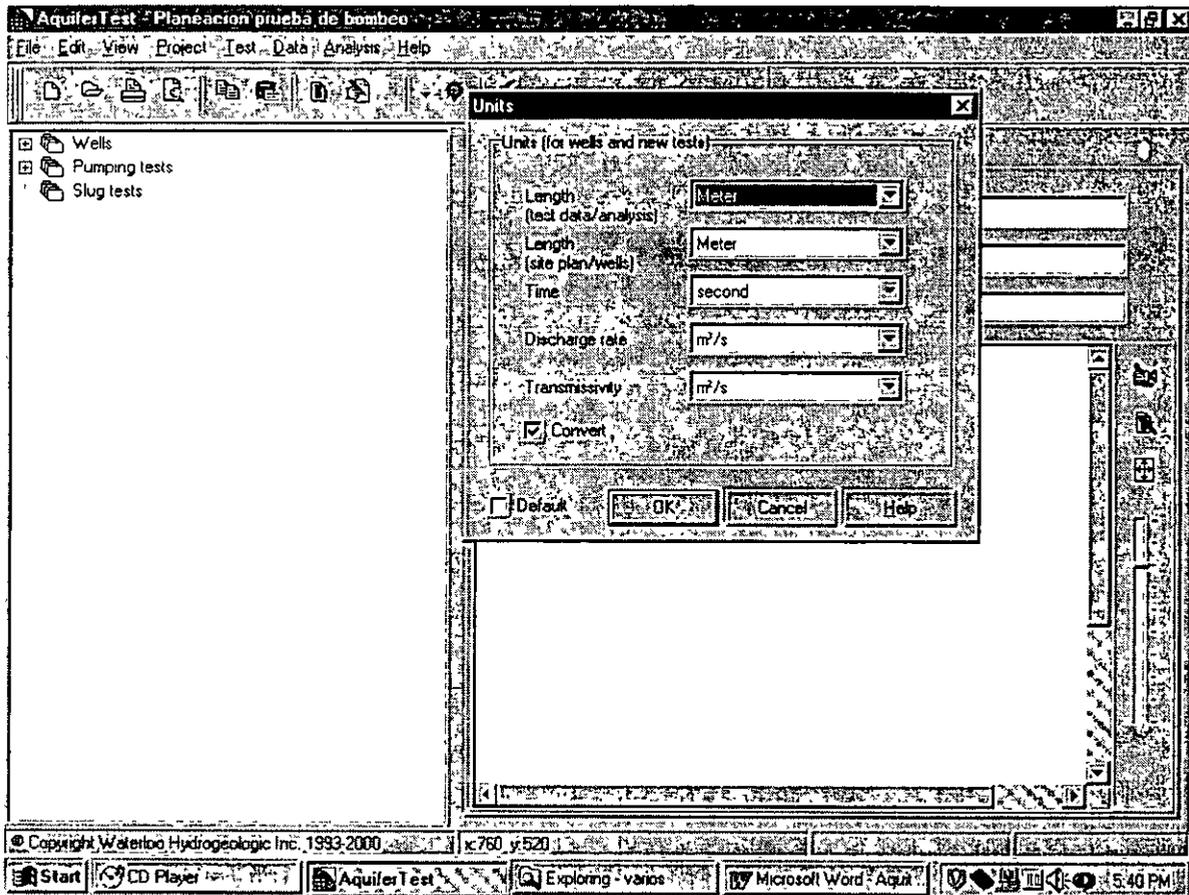


3. SELECCIÓN DEL SISTEMA DE UNIDADES PARA EL PROYECTO

☞ Project (del menú superior)

☞ Units...

☞ OK



4. CREAR UN NUEVO ANÁLISIS

En cualquier lugar del panel izquierdo (donde se encuentra el menú expandido) hacer un **clic derecho**. De la ventana que aparece escoger:

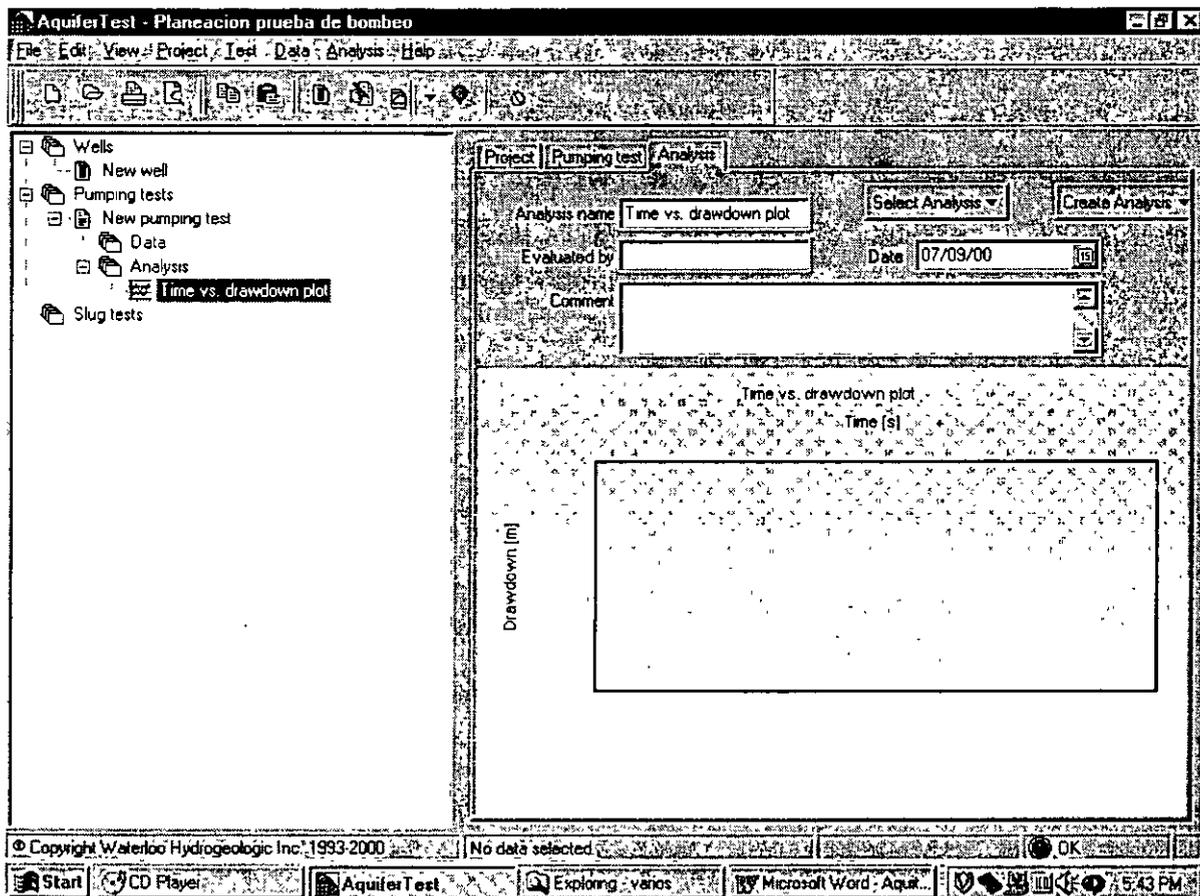
clic derecho Expand all (para expandir las opciones)

De las opciones que aparecen en el menú izquierdo:

clic derecho Analysis (para seleccionarlo)

clic derecho *derecho* en Analysis, y del menú que aparece, **clic derecho** Create Analysis

En las opciones que aparecen a la derecha escoger **Time vs. drawdown plot** con un **clic derecho**



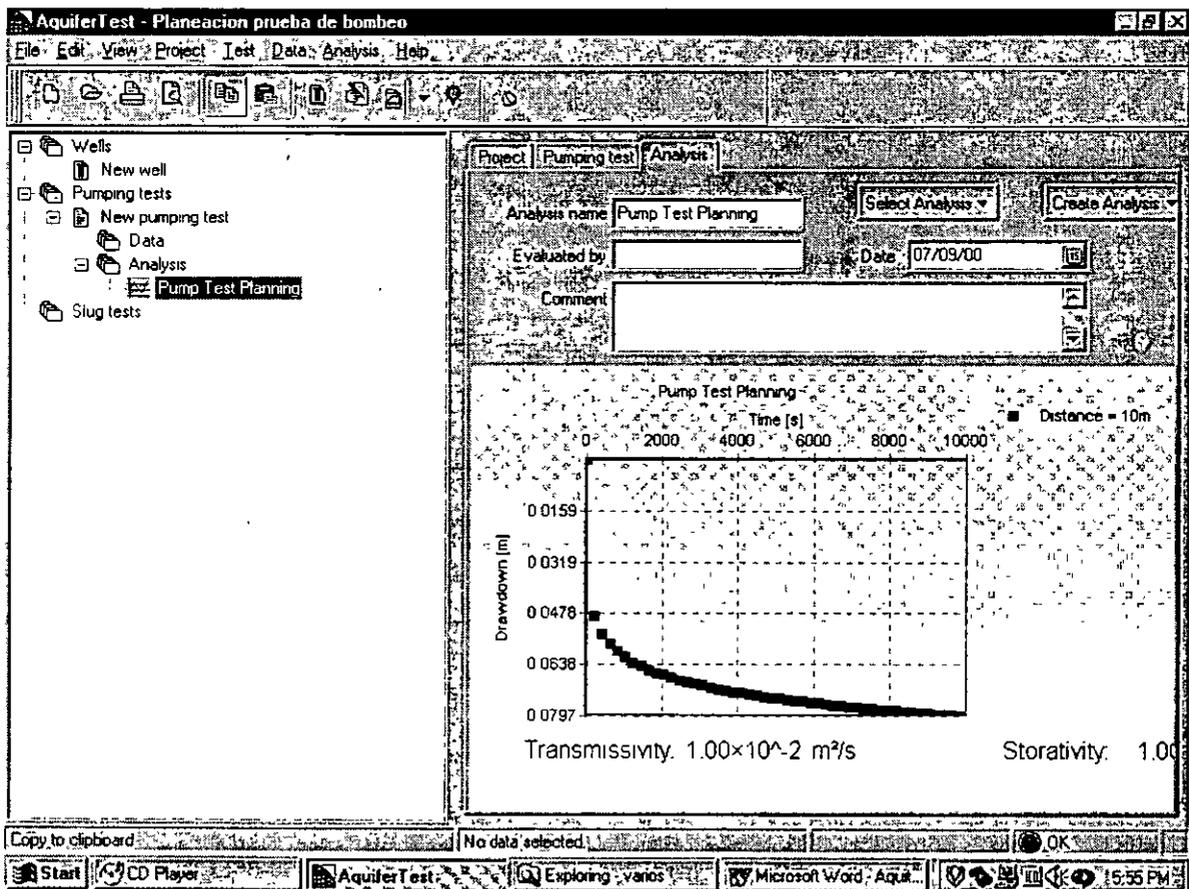
☞ Analysis (del menú superior)

☞ Method

☞ Predicted (Theis) (al final de la lista)

Por default, Aquifer Test mostrará una gráfica de abatimiento con tiempo a una distancia de 10 metros del pozo de bombeo.

Nótese que no se a introducido al modelo ningún tipo de información de abatimiento respecto al tiempo para ver esta gráfica. Aquifer test crea una serie de datos “sintéticos” que corresponde al abatimiento característico por Theis (recuerdesé que estamos planeando una prueba de bombeo!)

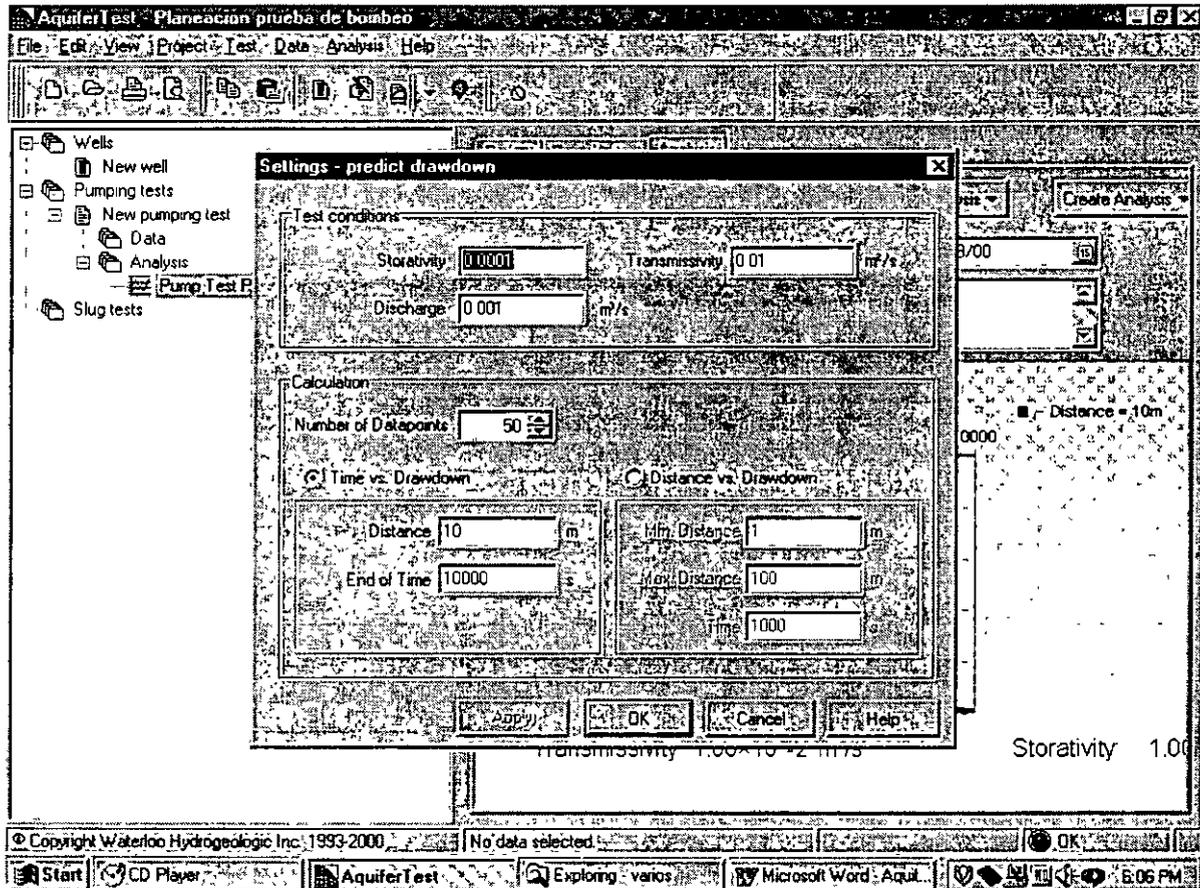


5. CAMBIANDO LAS CARACTERISTICAS DEL ANALISIS

Las características para la predicción de Theis observada en la última figura pueden ser editados para permitir hacer una evaluación de los efectos que pueden resultar en la planación de una prueba de bombeo.

☞ *derecho* en cualquier lugar de la gráfica

☞ settings



Nótese que en “Test Conditions” se requieren valores de almacenamiento, transmisibilidad y caudal. Con información acerca del sitio de estudio se puede estimar el orden de la transmisibilidad y el almacenamiento. Con estos valores estimados, se puede entonces variar el caudal hasta que se obtenga el abatimiento deseado a la distancia establecida.

En “Calculation” se define el número de puntos a ser calculados en la gráfica. También se puede escoger entre estudiar la gráfica de abatimiento vs. Tiempo, o abatimiento vs.

Distancia. Estas opciones permiten variar la distancia de los pozos de observación y el tiempo de la prueba de bombeo para ajustarlas a las condiciones reales del sitio.

Por ejemplo, en la mayoría de los casos, pozos ya existentes en el sitio de estudio son utilizados como pozos de monitoreo. Un pozo de monitoreo puede estar a 25 metros del pozo de bombeo y no a 10 metros como lo sugiere el modelo. Se puede sustituir el valor de 10 metros por el de 25 metros, y posteriormente se podrá observar el abatimiento esperado a una distancia de 25 metros del pozo de bombeo.

En esta ventana asegúrese de que se ha seleccionado tiempo vs. Abatimiento (Time vs. Drawdon).

En “Test Conditions” cambie la siguiente información:

Storativity: 0.0001

Transmissivity: 0.01 m²/s (basado en $K=10^{-3}$ m/s; $b= 10$ m)

Discharge: 0.001 m³/s (1 lps)

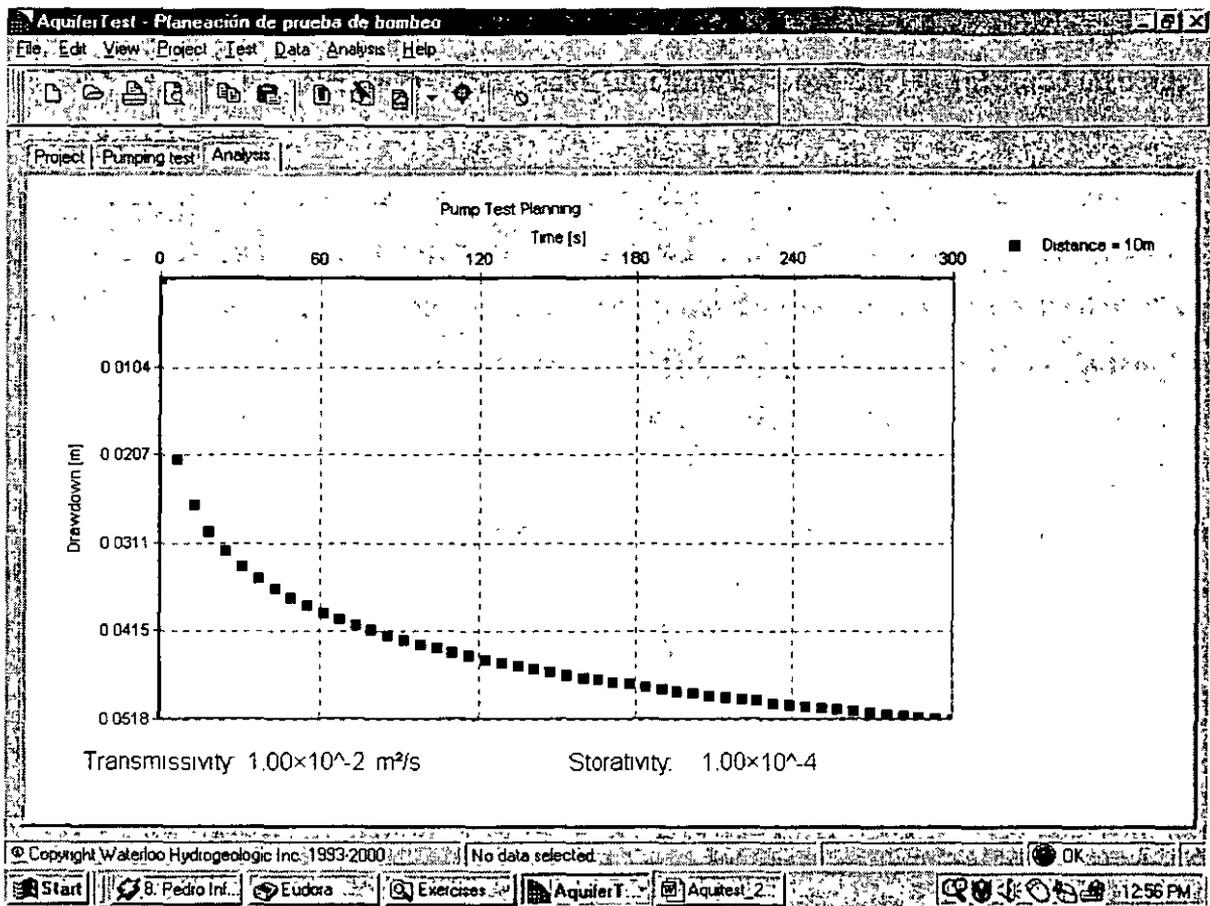
En “Calculation”:

Distance: 10 m (al pozo de observación)

End of time: 300 seg (5 min)

☞ OK

Para agrandar la gráfica se presiona CTRL-E, para regresar al modo normal se vuelve a presionar CTRL-E.



De acuerdo con esta gráfica, un caudal de $0.001 \text{ m}^3/\text{s}$, producirá un abatimiento de aproximadamente 4.3 cm a los 2 minutos del inicio de la prueba, en el pozo de observación localizado a 10 metros de distancia. De esta manera, se satisface con este caudal el criterio que nos habíamos propuesto al principio del ejercicio.

Analizemos ahora otra pregunta: ¿Qué tan lejos llegará el cono de depresión después de 2 días de bombeo? Esto nos indicará si podemos llegar a tener interferencia con otros pozos de bombeo cercanos.

Nuevamente haga $\sqrt{}$ *derecho* en cualquier lugar de la gráfica y seleccione

$\sqrt{}$ Settings

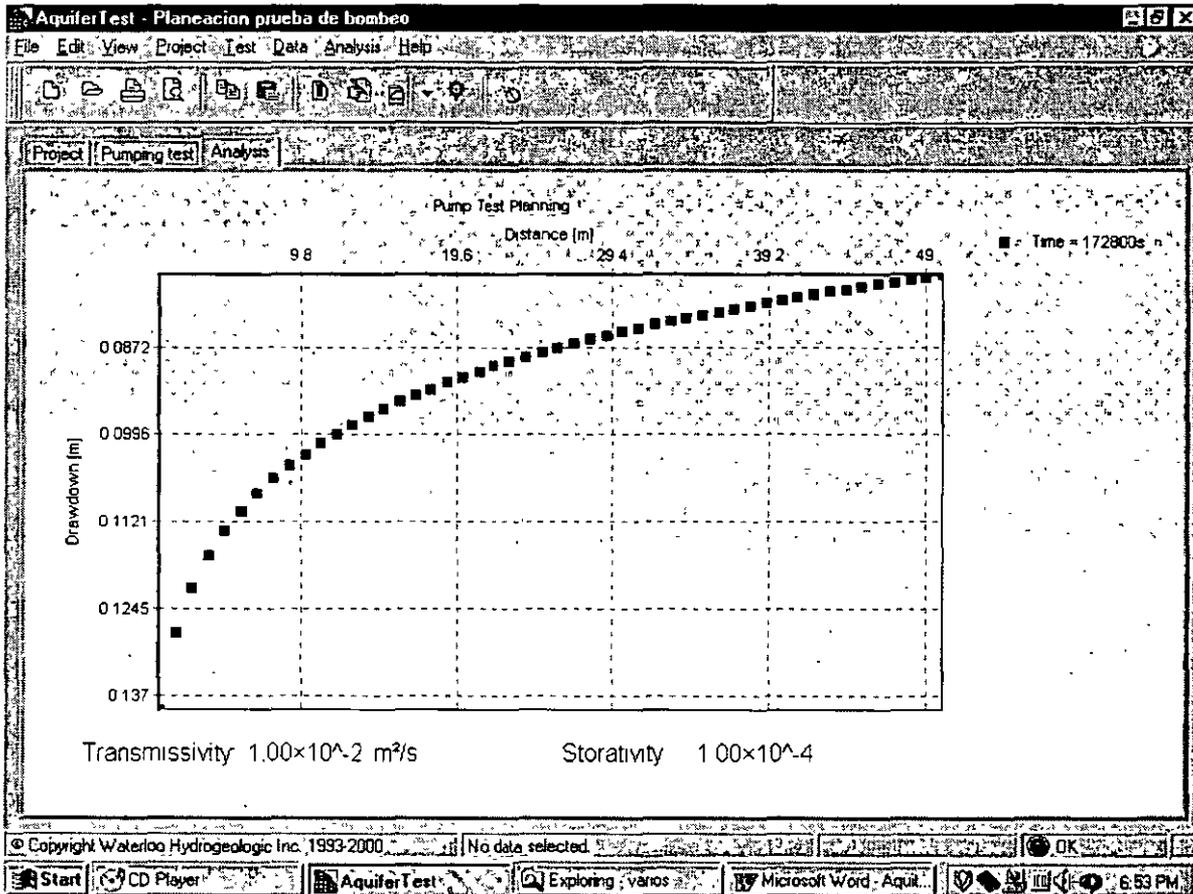
En "Calculation" $\sqrt{}$ Distance vs. Drawdown

Min. Distance: 1 (metros)

Max. Distance: 50 (metros)

Time: 172800 (segundos = 2 días)

$\sqrt{}$ OK



En la figura se puede apreciar la extensión del cono de abatimiento de nuestro pozo de bombeo. Como se puede observar, la prueba de bombeo produce muy pequeños efectos a una distancia mayor de 50 metros, si en este radio no existen pozos de bombeo, no existirá entonces ningún problema de interferencia.

Tecleando CTRL-E regresa a la imagen de la gráfica en pequeño.

Final del Ejercicio 1

EJERCICIO DE AQUIFERTEST VER.3.0

EJERCICIO 2: Analisis de una prueba de bombeo en acuífero confinado –

Theis analisis

1. CREAR NUEVO PROYECTO

☞ File (del menú superior)

☞ New Project...

En el **project name** escriba: “Ejercicio 2: Análisis de Theis”, y **DESELECCIONAR** la opciones de **Well** y **Pumping test** (estas opciones las añadiremos mas tarde).

☞ OK

2. SELECCIÓN DEL SISTEMA DE UNIDADES PARA EL PROYECTO

☞ Project (del menú superior)

☞ Units... (asegurese que son las mismas unidades que el ejercicio anterior)

☞ OK

3. CREAR NUEVOS POZOS

☞ Wells (del menú izquierdo)

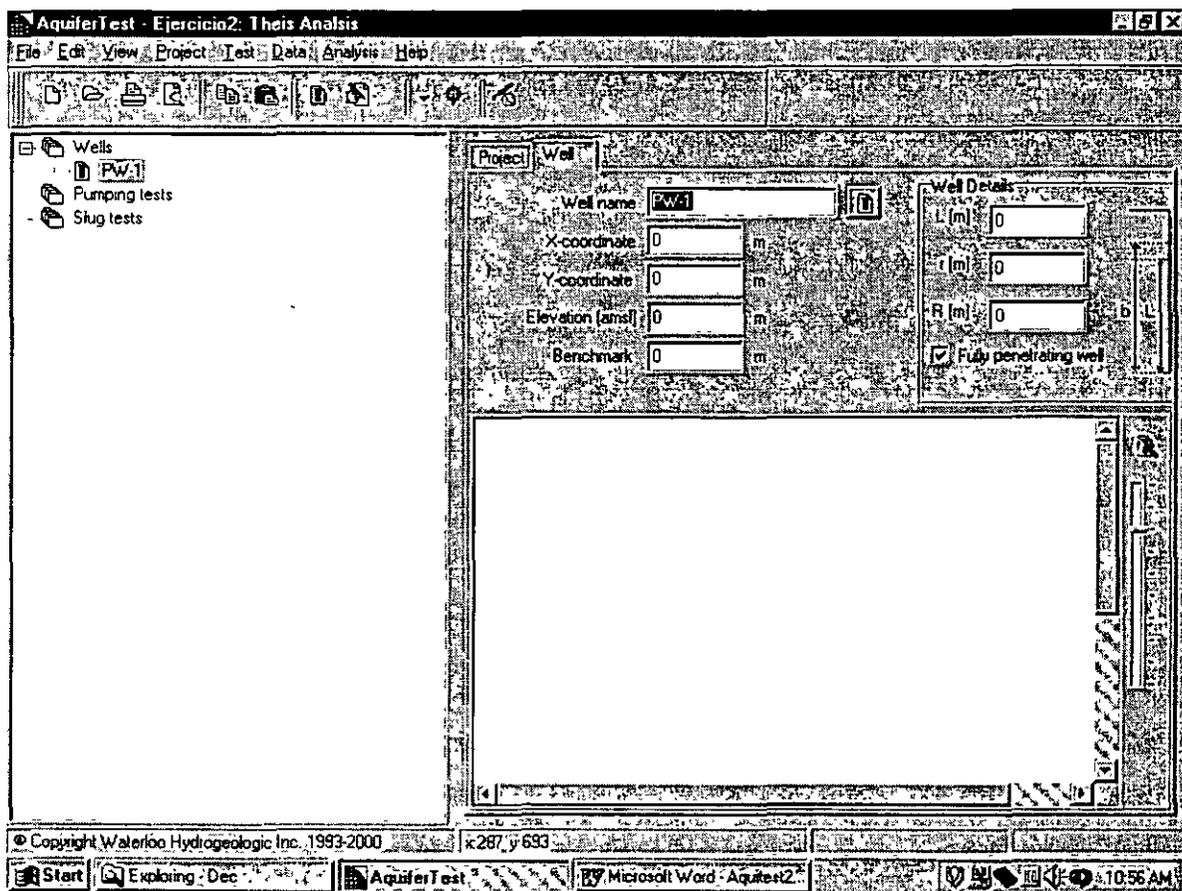
☞ *derecho* en Wells

☞ New Well (del menu que aparece)

Nombrar al pozo PW-1 (Well name)

☞ OK

aparecerá la siguiente pantalla:



Nuevamente

☞ Wells (del menú izquierdo)

☞ *derecho* Wells

☞ New Well (del menu que aparece)

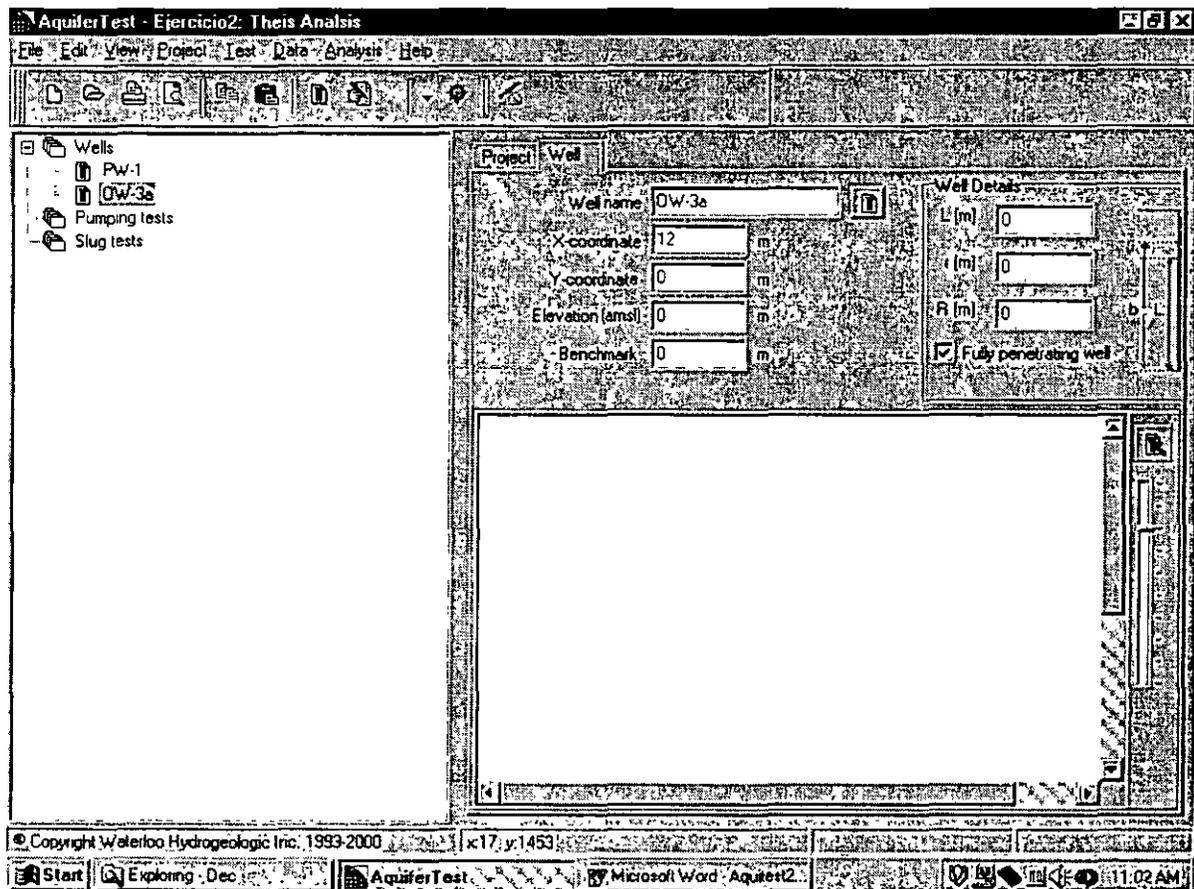
Nombrar al pozo OW-3a (Well name)

☞ OK

agregar en:

X coordinate: 12 (metres)

(El pozo PW-1 sera el pozo de bombeo, y el OW-3a el pozo de observación)



4. CREAR UNA PRUEBA DE BOMBEO

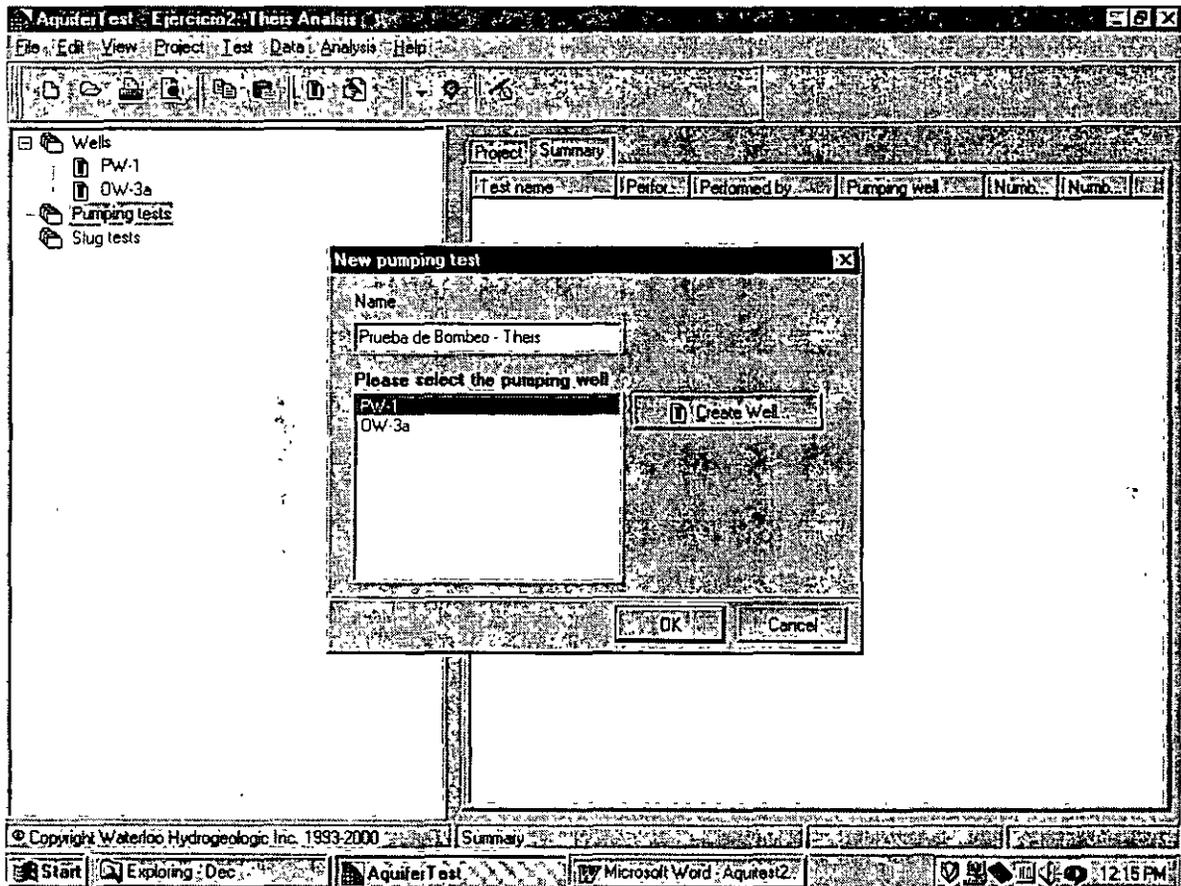
☞ Test (del menú superior)

☞ Create pumping test...

En el nombre de la prueba (name) escribir: Prueba de Bombeo – Theis

☞ PW-1 (para seleccionarlo)

☞ OK



Llene la forma con la siguiente información:

Pumping Test name: Prueba de Bombeo – Theis (ya debe de estar automáticamente)

Performed by: <Escriba su nombre>

Date: <Escriba la fecha de la prueba de bombeo>

Time: <Escriba la hora de inicio de la prueba de bombeo>

Pumping well: Asegurese de que el pozo PW-1 esté seleccionado

Discharge rate: seleccione **constant**, 1.5 m³/s

The screenshot shows the 'Aquifer Test - Ejercicio 2: Análisis de Theis' software interface. The main window is titled 'Project: Pumping test'. The configuration fields are as follows:

- Pumping test name: Prueba de Bombeo - Theis
- Saturated Aquifer thickness: 0
- Performed by: Lus Lesser
- Date: 9/1/2002
- Time: 12:00 AM
- Pumping well: PW-1
- View/Creates Data List: [button]
- Discharge rate: Constant 1.5 m³/s, Variable
- Pump time: Start Time 0, Stop Time 100

Below the configuration fields, there is a 'Calculation' section with two tabs: 'Time-Discharge' and 'Discharge-Water level'. The 'Time-Discharge' tab is active, showing a table with 8 rows and 2 columns: 'Time (s)' and 'Discharge rate (m³/s)'. The table is currently empty.

To the right of the table is a graph with 'Discharge rate (m³/s)' on the y-axis and 'Time (s)' on the x-axis. The graph area is currently blank.

The bottom of the window shows a taskbar with the following information: Copyright Waterloo Hydrogeologic Inc. 1993-2000, Start, 15. Pedro Infante - Q..., Aquifer Test, Eudora, Aquifer Test 2002_3.0a..., and 2:24 PM.

5. CREAR UN NUEVO GRUPO DE DATOS

☞ Prueba de Bombeo – Theis (menú izquierdo)

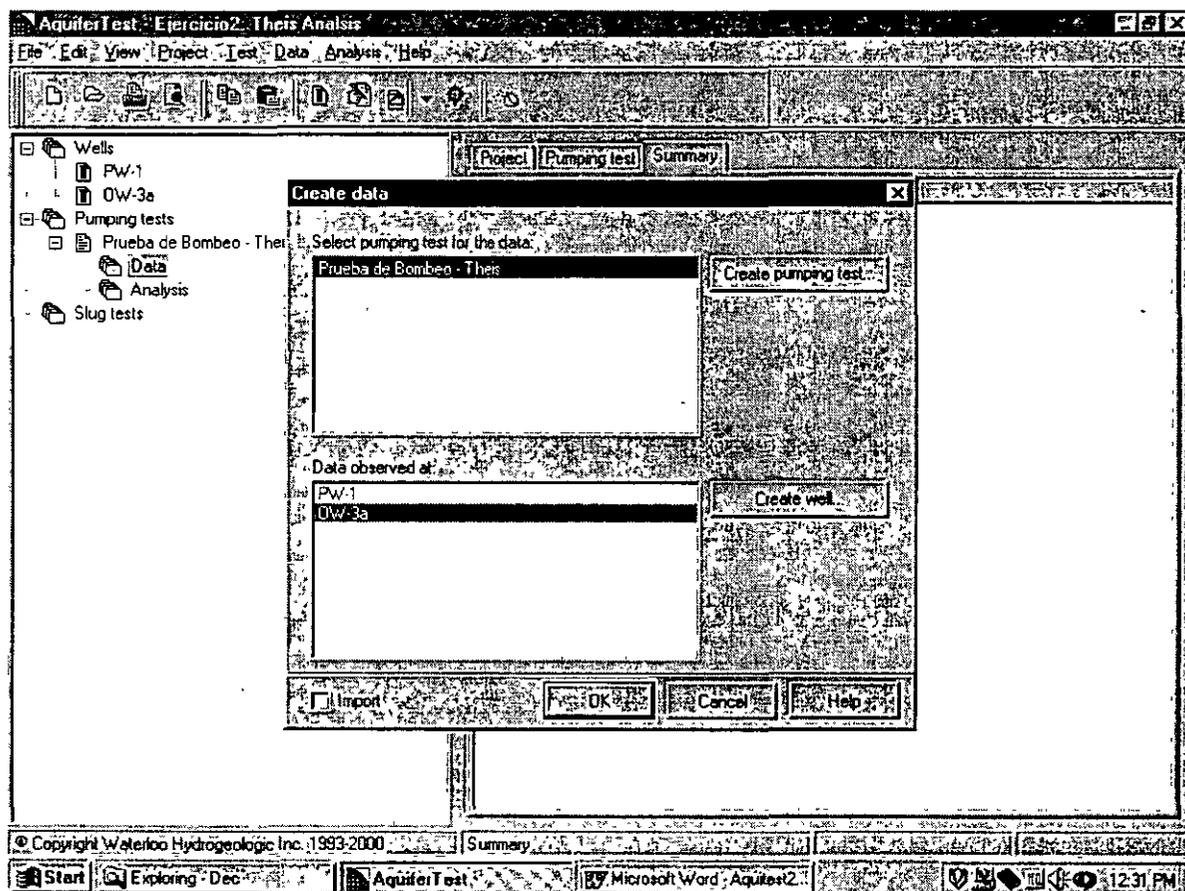
☞ data

☞ *derecho* data

☞ Create Datalist... (del menú que aparece)

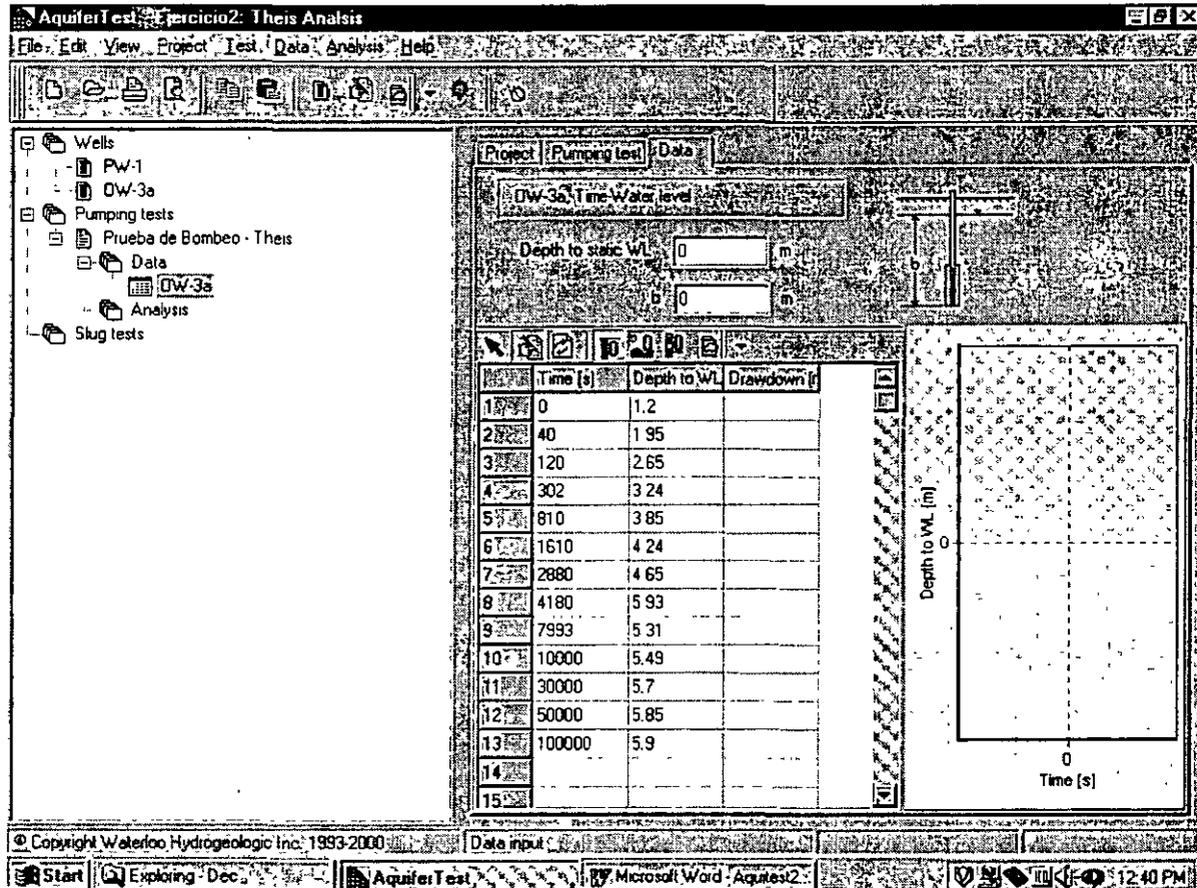
☞ OW-3a (en el cuadro inferior)

☞ OK



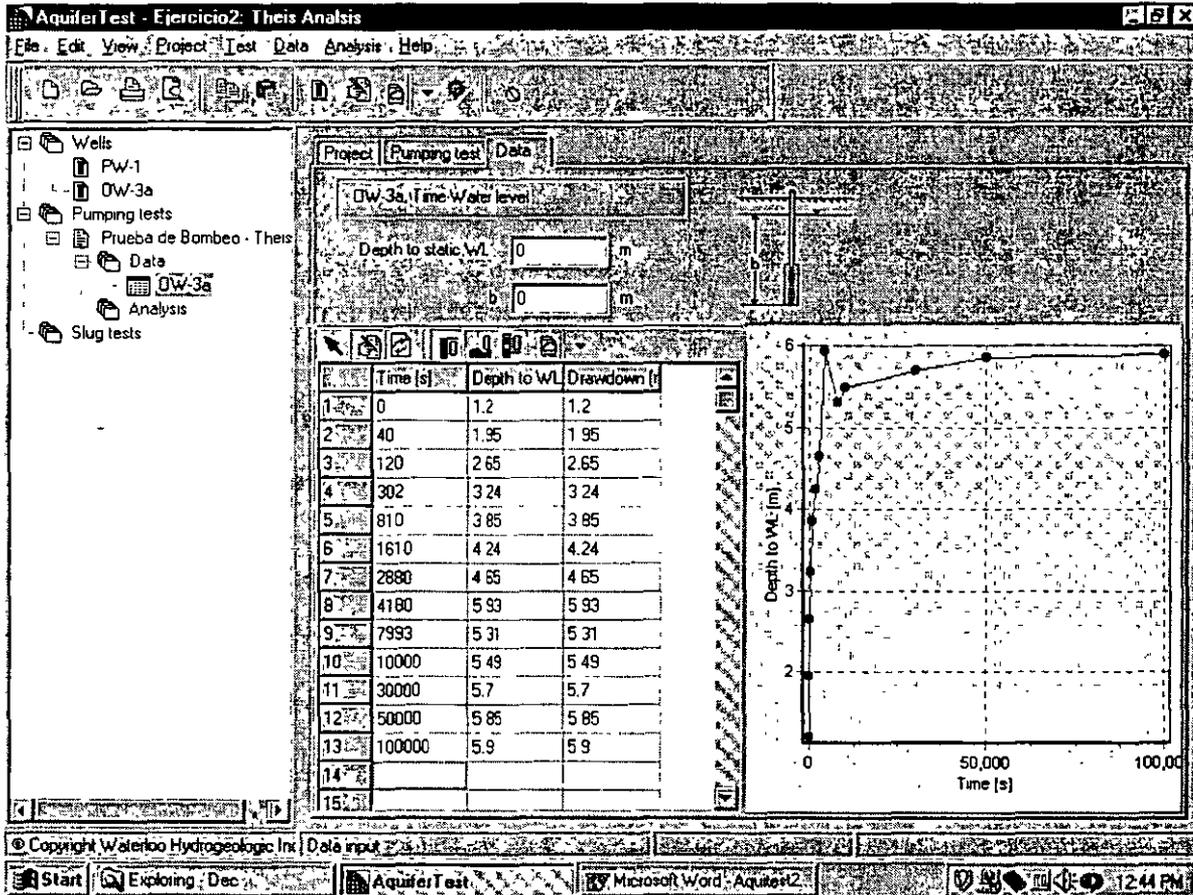
Llenar con la información que aparece en la siguiente figura. Se puede utilizar <enter> para pasar al siguiente espacio de información.

Nótese que estos valores son profundidades al nivel estático, que es el valor que generalmente se obtiene en campo en las pruebas de bombeo.



- ☞ *derecho* en cualquier lugar de la tabla
- ☞ Refresh graph (hasta abajo del menú que aparece)

La siguiente gráfica aparecerá



Esto también se puede hacer presionando la tecla F5, o el ícono de **Refresh graph** que está arriba de la tabla. Busque cual es el ícono moviendo el mouse por los diferentes íconos en la parte superior de la gráfica y leyendo la función que aparece, *sin presionar el mouse*.

También, para poder apreciar la gráfica mejor, se puede colocar el mouse entre el menú izquierdo y la porción de los datos y mover la separación cuando el símbolo del mouse se convierta en \leftrightarrow . Asimismo se puede ampliar el tamaño de la gráfica con respecto a la tabla con el mismo procedimiento.

6. MODIFICANDO UN GRUPO DE DATOS

De la gráfica se puede apreciar que un valor parece estar mal, de los íconos que están arriba de la tabla,  en la flecha (**select measurement values**).

En la tabla de valores,  en el valor con tiempo de 4180 segundos.

 *derecho* en el valor.

 Delete (del menú que aparece)

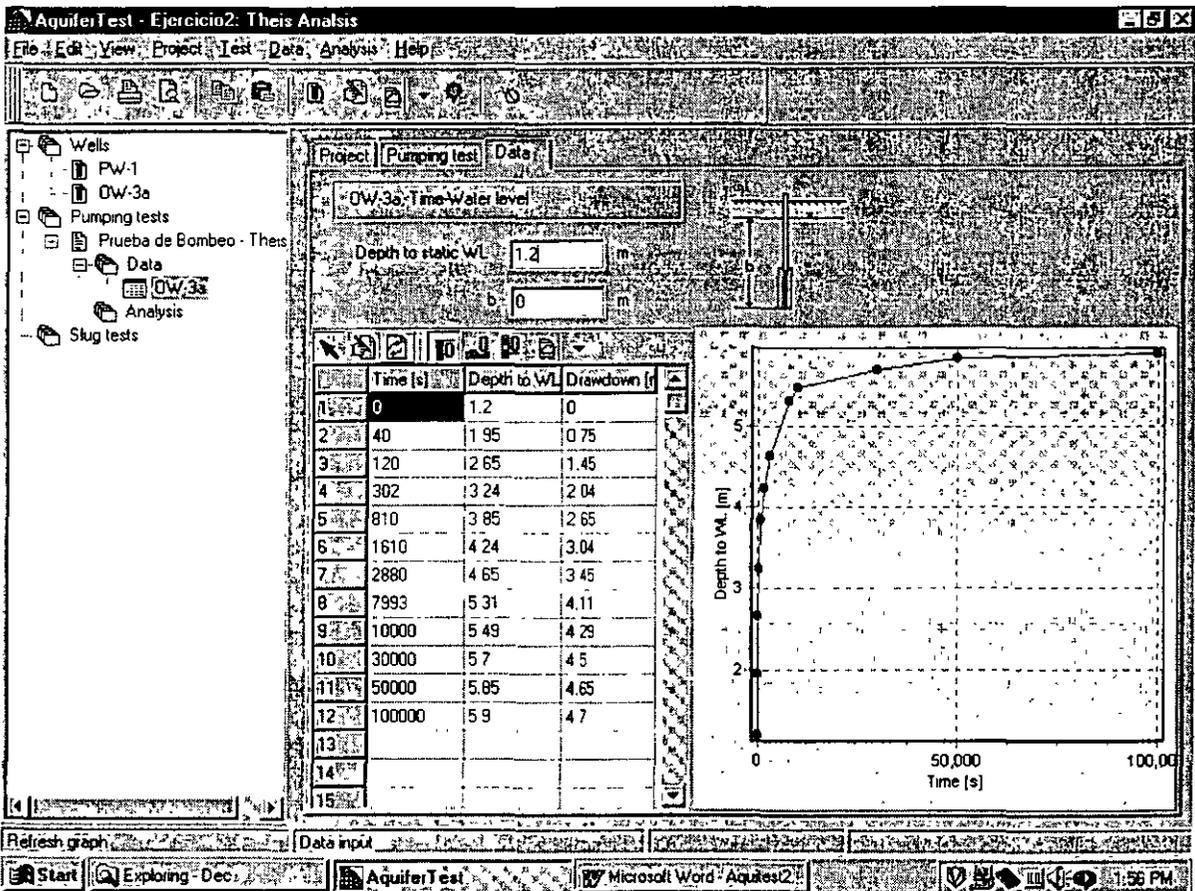
 Yes (para confirmar)

La gráfica se modificará automáticamente.

Ahora agregaremos el nivel estático al inicio de la prueba de bombeo.

En **Depth to Static WL** (arriba de la tabla) escriba 1.2 (metros).

Nuevamente haga un **refresh graph** con el ícono  o con F5, y obtendrá una figura como la siguiente. Nótese, que los abatimientos han sido corregidos tomando en cuenta el nuevo nivel estático.



7. CREAR UN NUEVO ANALISIS

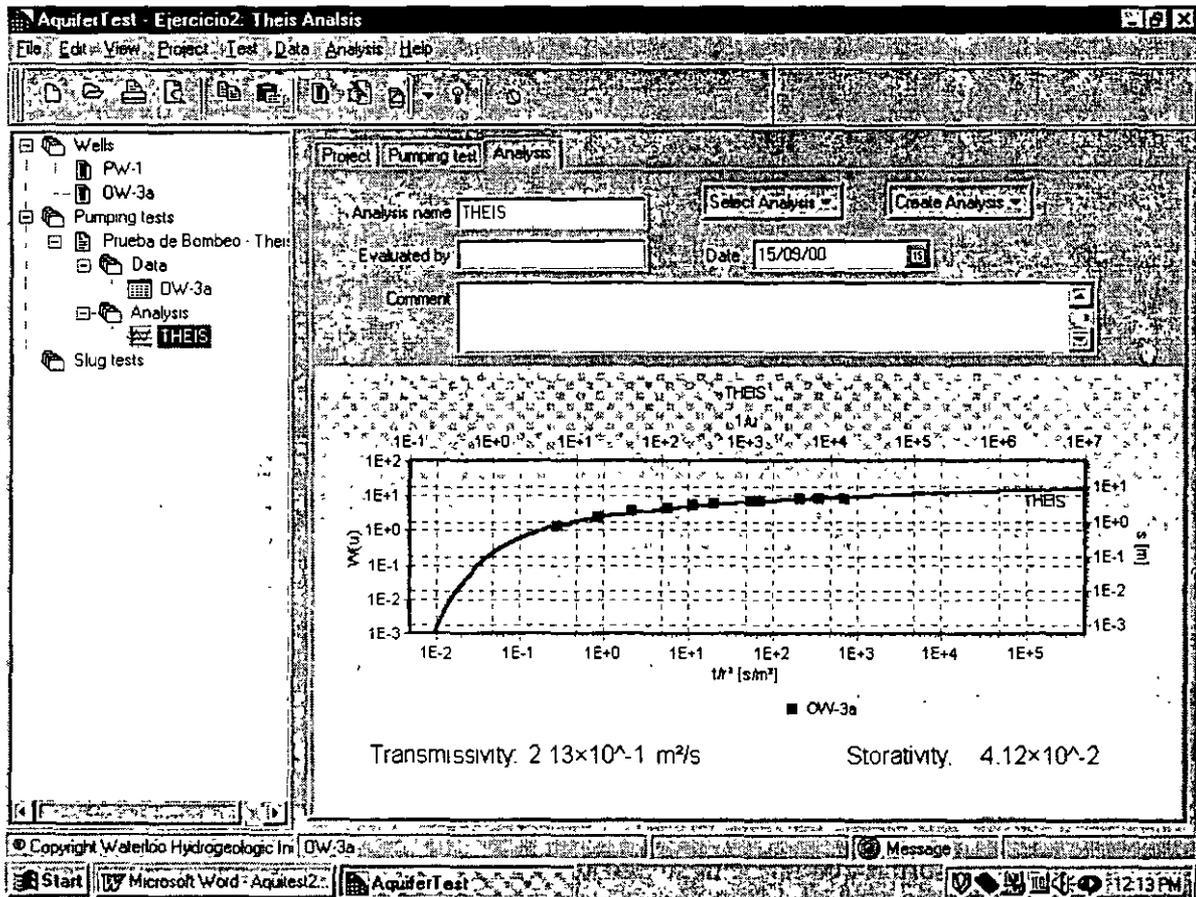
En el menú izquierdo, dentro de Prueba de bombeo – Theis, seleccionar:

☑ analysis

☑ derecho en analysis

en Create Analysis, ☑ en Theis

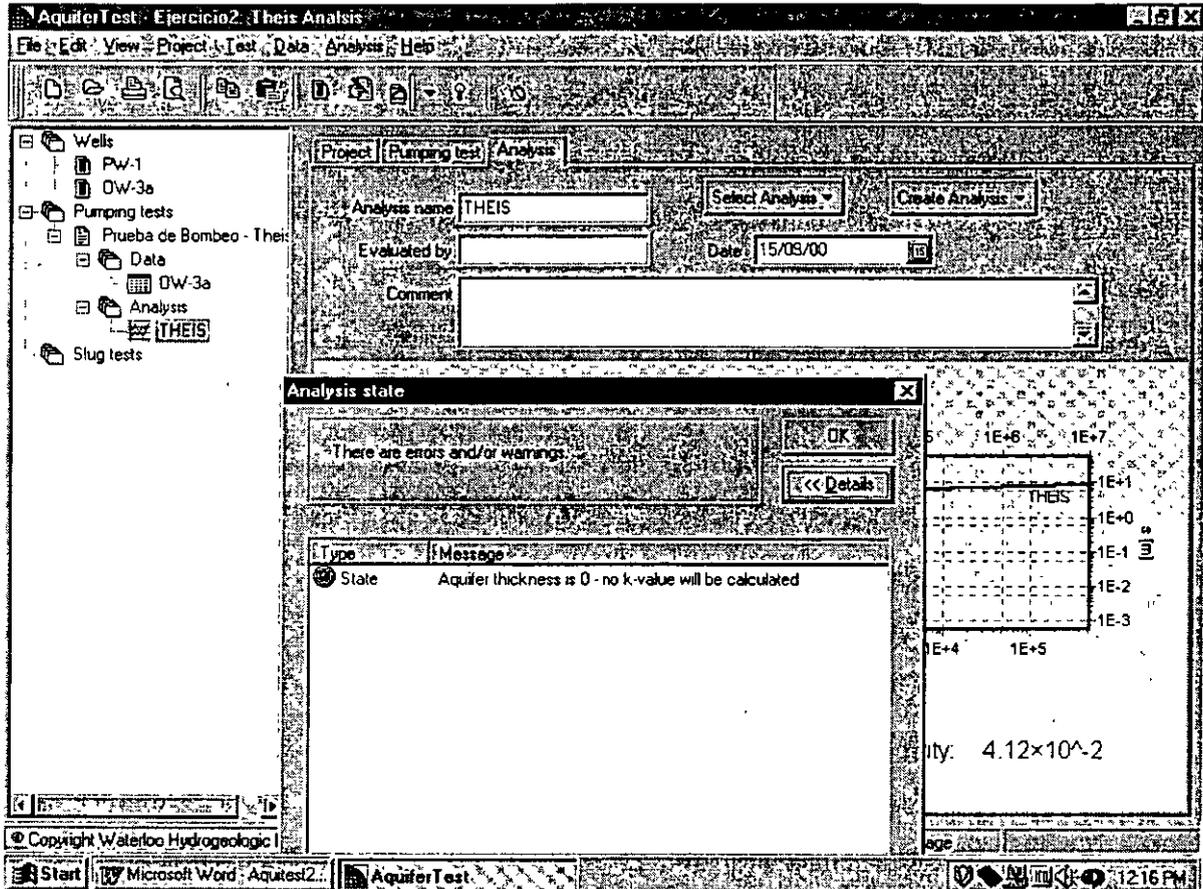
aparecera la siguiente gráfica:



Nótese que la leyenda aparece del lado derecho, para que aparezca en la parte de abajo haga un ☑ derecho en cualquier lugar de la gráfica, ☑ properties del menú que aparece y en Legend, seleccionar Bottom, y ☑ OK.

Nótese también en la parte inferior aparece la palabra “message”

☞ en el círculo verde, y ☞ en details:



Este mensaje nos informa que no hemos dado un espesor del acuífero y por lo tanto no se calcula la conductividad hidráulica (K) sino únicamente la transmisibilidad (T).

Recuérdese que $K=T/b$, donde b es el espesor del acuífero.

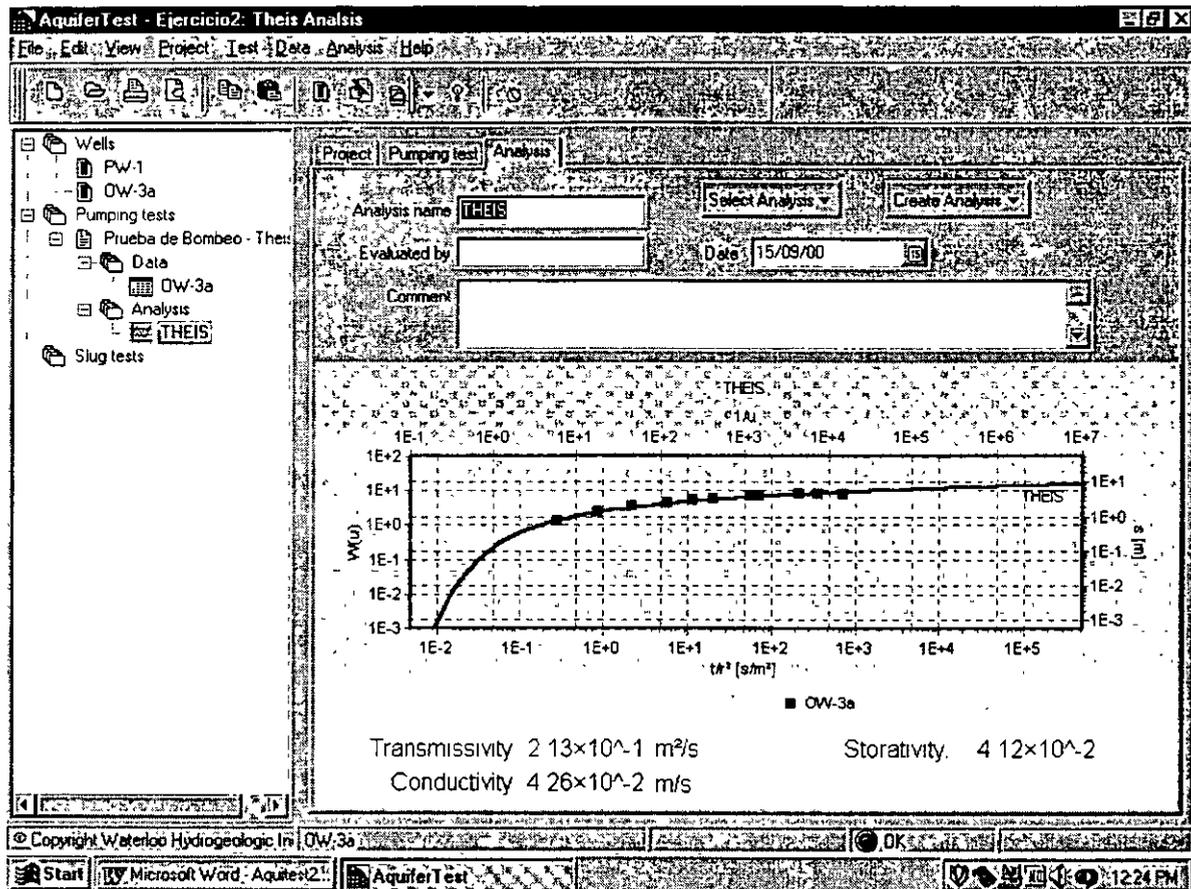
☞ OK

En las pestañas en la porción superior derecha de la pantalla seleccionar:

☞ en **Pumping test**

En **Saturated aquifer thickness**, escribir: 5 (metros)

Regresar a la sección de resultados dando un  en la pestaña de **Analysis**. Esta vez verá calculada una conductividad hidráulica (approx. 4.3×10^{-2} m/s), como se ve en la siguiente gráfica:



Nótese que ahora en la sección de mensajes dice: OK. Existen 4 mensajes que Aquifer Test puede dar:

Error (color rojo)

Warning (color amarillo)

Message (color verde)

O.K. (color verde fuerte)

Por los general los errores son producidos por falta de información en algún menú.

La gráfica puede agrandarse con <CTRL-E> o por medio del menú superior:

 View

 Enlarge graph (y de la misma manera se puede regresar a la pantalla normal)

Aquifer test produce una estimación de la mejor curva de Theis para los datos basado en un método de cuadrados mínimos (least squares fit).

Los resultados obtenidos deben ser aproximadamente:

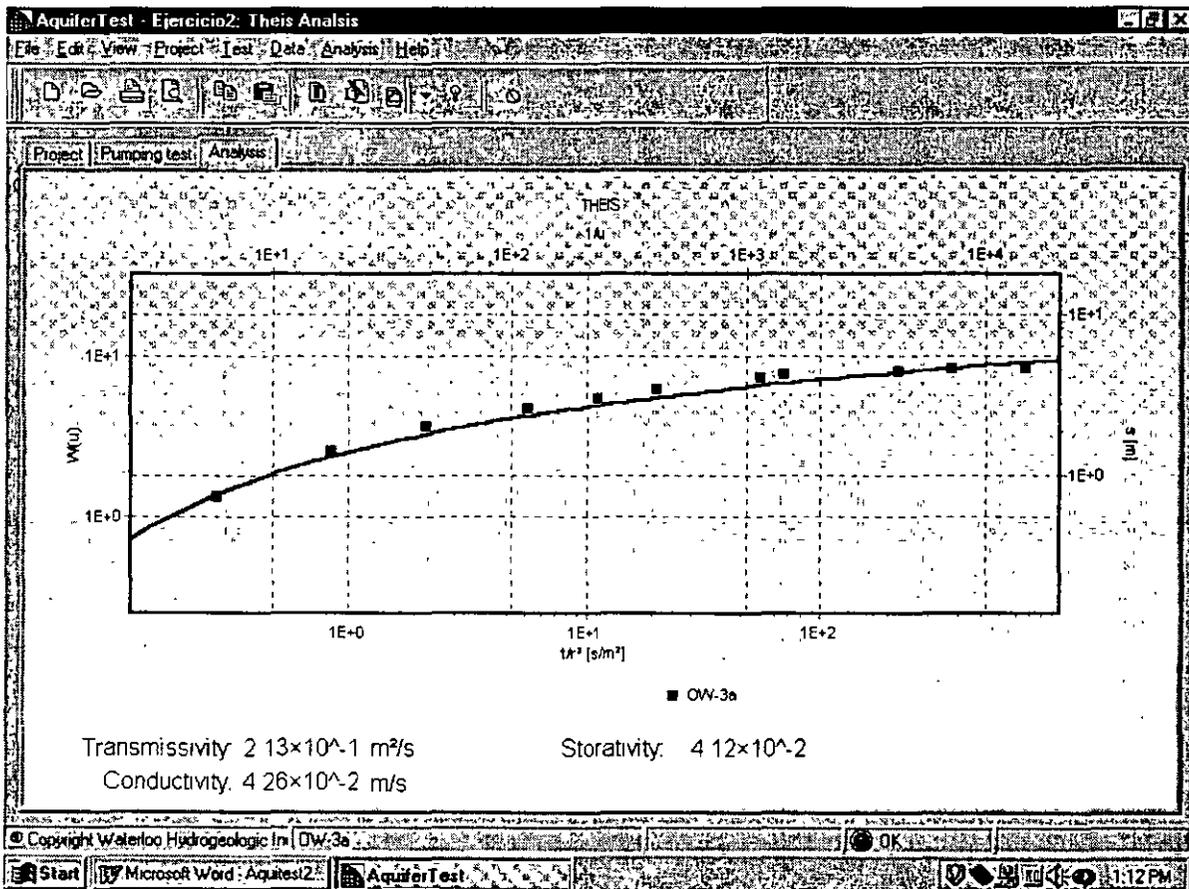
Transmisibilidad (transmissivity): $2.13 \times 10^{-1} \text{ m}^2/\text{s}$

Coefficiente de almacenamiento (Storativity): 4.12×10^{-2}

Conductividad hidráulica (Hydraulic conductivity): $4.26 \times 10^{-2} \text{ m/s}$

8. ZOOM

Para hacer un zoom dentro de la gráfica se necesita posicionar el mouse en la esquina superior izquierda del area en que se quiera el zoom, $\hat{\cup}$ y *sin soltar el botón* colocarse en la esquina inferior derecha de la que se quiere hacer el zoom. Haga un zoom en la porción de los datos como se ve en la siguiente grafica.



Para ver nuevamente todos los datos hacer $\sqrt{\text{E}}$ en cualquier lugar de la gráfica, y *sin soltar el botón* moverlo tratando de hacer un recuadro hacia arriba y a la izquierda, al soltarlo, se mostrarán nuevamente la gráfica completa.

9. AJUSTE DE DATOS “A MANO”

Por lo general es necesario ajustar los datos a la curva de Theis “a mano” tomando en cuenta el juicio profesional. Ya sea por que problemas durante la prueba de bombeo hacen más o menos válida cierta porción de los datos, o por que sencillamente, la calibración automática no parece ser la mejor para los datos obtenidos.

Los datos se pueden mover de arriba abajo y derecha a izquierda utilizando las flechas del teclado. Trate de mover los datos. Nótese que al mover la gráfica a la izquierda o dercha, únicamente se modifica el coeficiente de almacenamiento.

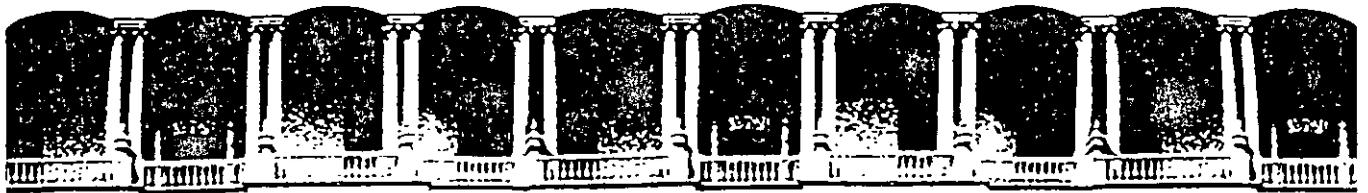
Presione <CTRL-E> para regresar a una vista normal.

10. OTROS ANALISIS

Aquifer test permite visualizar otro tipo de soluciones fácilmente.

$\sqrt{\text{E}}$ Select analysis (arriba de la gráfica)

Aquí aparecen otros métodos de interpretación de pruebas de bombeo. Intente algún otro método y analise los resultados.



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

CURSOS ABIERTOS

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

**MODULO III
CA 114**

**MÓDELOS MATEMÁTICOS EN
GEOHIDROLOGÍA Y CONTAMINACIÓN DE
ACUÍFEROS**

TEMA

**EJERCICIOS DE AQUIFERTEST
(VER. 3.7)**

**EXPOSITOR: ING. DAVID GONZÁLEZ
ING. LUIS ERNESTO LESSER
PALACIO DE MINERIA
OCTUBRE DE 2002**

EJERCICIO DE AQUACHEM VER.3.7

Por: David Gonzalez y Luis Ernesto Lesser

AquaChem es un programa de visualización gráfica de resultados geoquímicos. AquaChem también cuenta con una interface para correr el programa de especiación PHREEQC. Este programa calcula índices de saturación y modela la disolución/precipitación de minerales en agua.

Varios programas de saturación y especiación, incluyendo PHREEQC y WATEQF4 son de dominio público y pueden ser obtenidos sin costo alguno del website de la USGS (<http://water.usgs.gov/>).

- ☞ ☞ en el ícono de AquaChem
- ☞ cancel (en la ventana que aparece)
- ☞ File (del menú superior)
- ☞ New

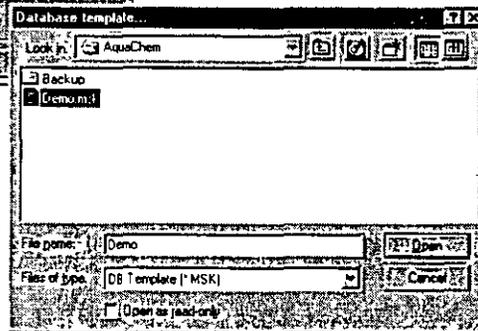
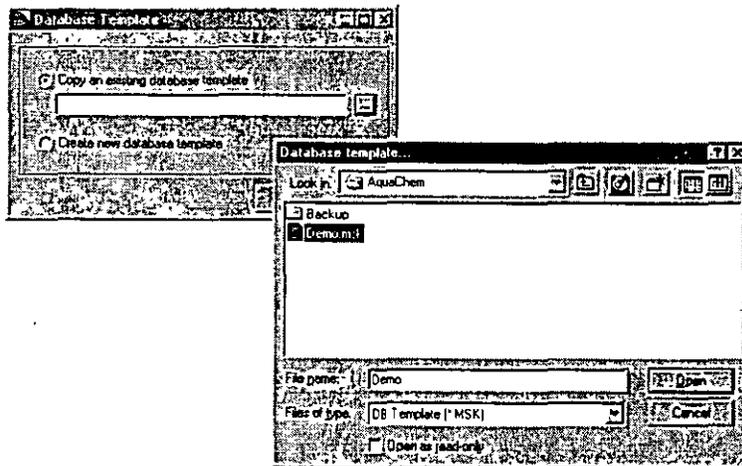
llame al nuevo trabajo: Ejercicio1

y ☞ en Save

En la ventana que aparece seleccionar la opción superior “Copy an existing data base template”, y ☞ en el ícono derecho que tiene los puntos suspensivos. Dar un ☞ en el archivo DEMO.MSK (C:\WHI\AquaChem\Demo.msk)

☞ Open

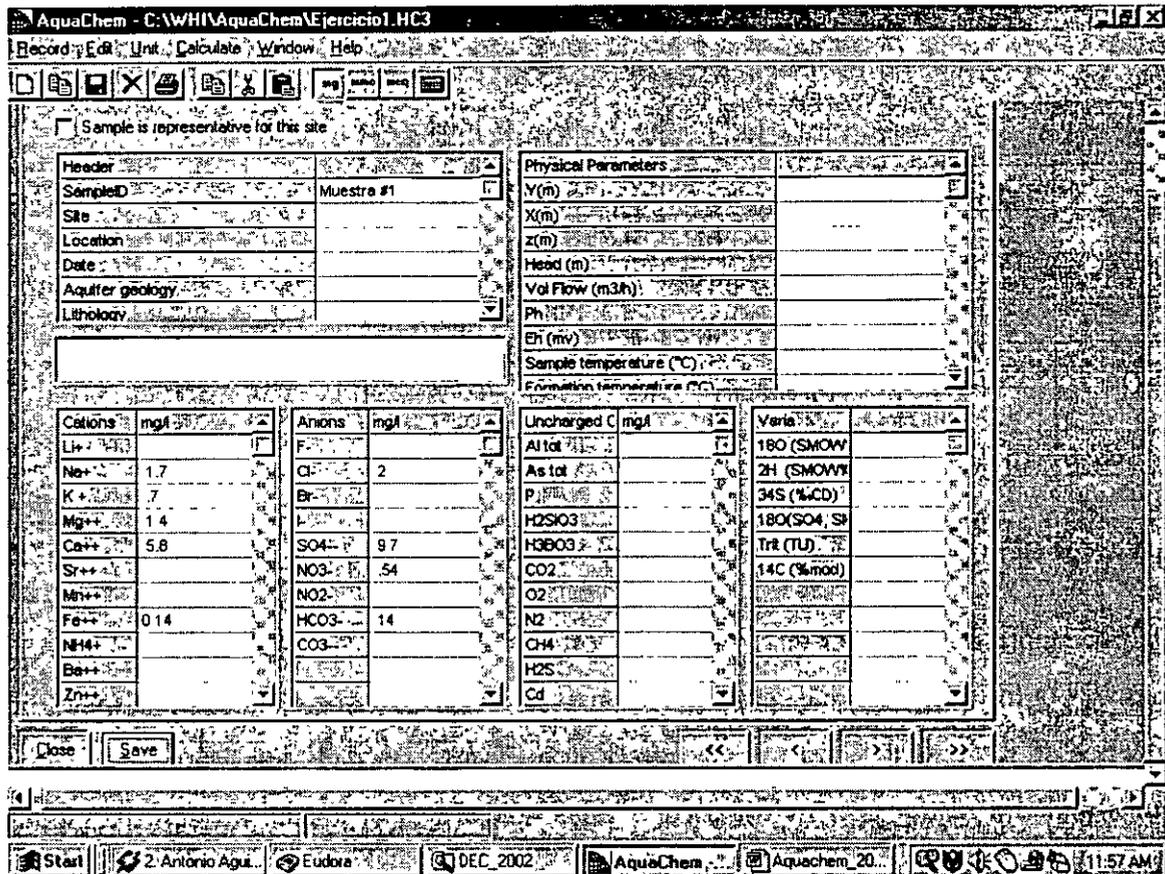
☞ OK



☞ Records (del menú superior)

☞ New

Llenar la tabla que aparece con la siguiente información:



☞ SAVE (muy importante)

☞ Close

En la pantalla azul se verá el nombre de la muestra que se acaba de almacenar, y el tipo de agua (mixta).

De la misma manera capture las muestras que aparecen en la siguiente tabla. Note que no es necesario cerrar la tabla (↵ Close) entre muestras, pero se debe de salvar cada muestra (↵ SAVE) y teclear nuevamente ↵ Records y ↵ New.

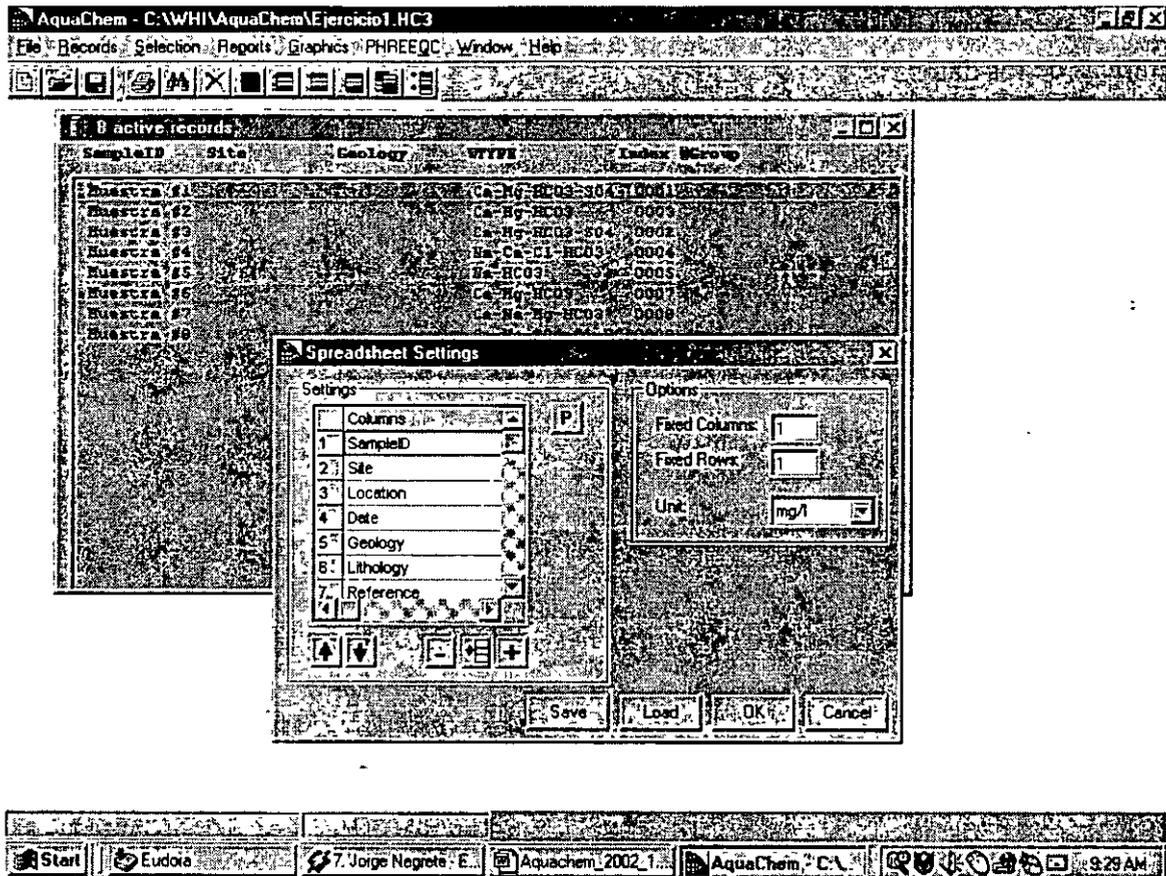
Muestra #	Ca ⁺²	Mg ⁺²	Na ⁺	K ⁺	HCO ₃ ⁻	SO ₄ ⁻²	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	Fe ⁺²
	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
1	5.8	1.4	1.7	0.7	14	9.7	2	0.54	0.14
2	36	8.1	6.5	1.2	119	22	13	0.1	0.02
3	92	34	8.2	1.4	339	84	9.6	13	0.09
4	96	27	183	18	334	121	280	0.2	0.2
5	3	2.4	215	9.8	549	11	22	0.52	0.08
6	16	3.9	3.7	1.3	60	9.7	2.5	0.18	0.25
7	4.3	1.3	3.4	1.2	22	3	2.4	0.3	0.05
8	104	23	112	6.6	178	228	164	--	--

Debe de notarse que estos datos están en mg/L. Tambien se pueden dar los datos en mmol/L o mEq/L, solo hay que seleccionar el ícono correspondiente en la porción superior de la pantalla. Para una muestra a la que ya se lan dado los datos, al escoger otras unidades se transformarán los datos a las unidades seleccionadas. Intente cambiar las unidades de los datos que a capturado.

Para revisar que no haya habido errors al capturar:

☑ Records (del menú superior)

☑ View as spreadsheet



Esta pantalla nos da la opción para seleccionar que parametros queremos ver en forma de tabla. Son demasiados los que estan listados, asi que seleccione los que no necesitamos y de un ☑ en el ícono que tiene el signo menos (-). Esto borrará los parametros que no capturamos. Cuando esten todos los parámetros que deseamos ver en la tabla ☑ en OK. Revise los datos para corregir algún error

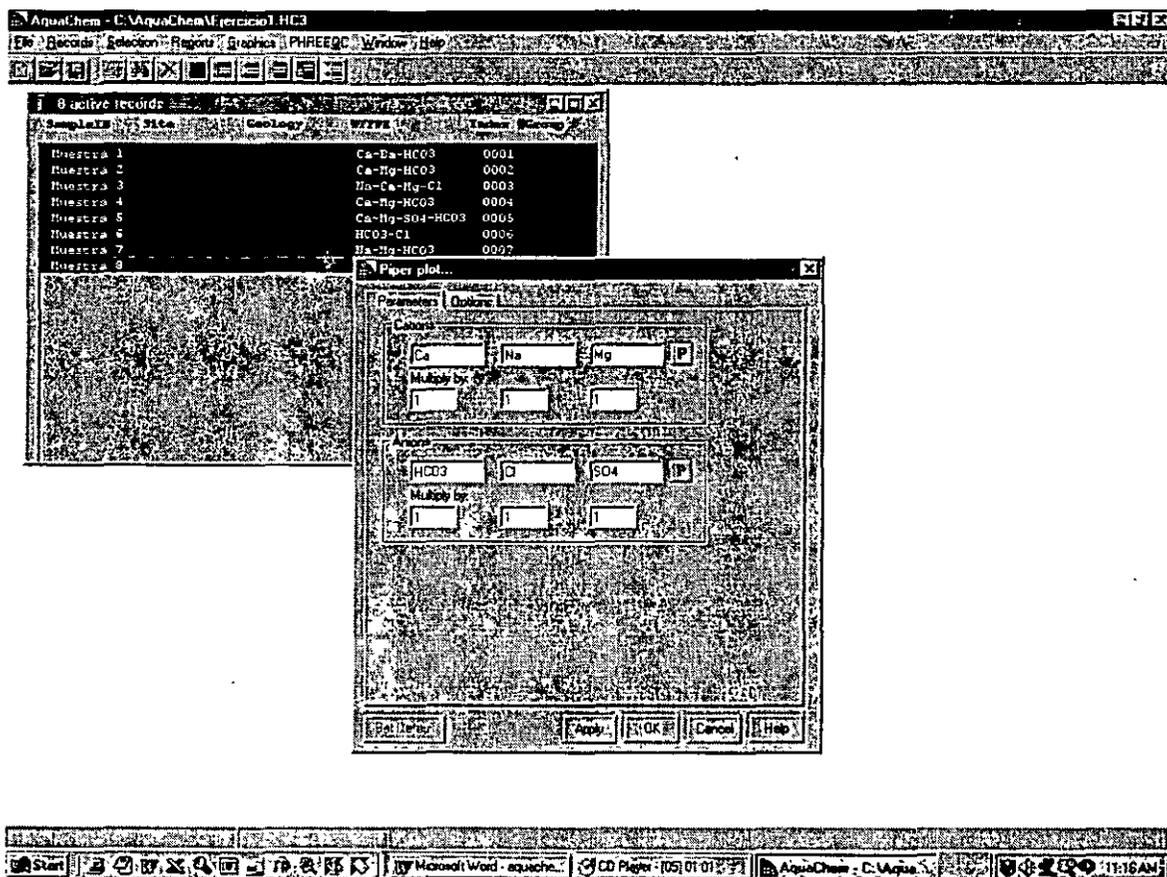
Para ver las diferentes representaciones gráficas:

☞ Graphics (del menú superior)

☞ New

aparecerán las distintas opciones gráficas con que AquaChem cuenta, incluso las que por falta de datos no puedan representarse. Trate de ver las diferentes representaciones gráficas de los datos.

Antes de ver cada gráfica aparece una ventana como la siguiente en el caso de la gráfica de Piper:



En estas ventanas se puede modificar, si se desean, los parámetros de cada gráfica, o los factores relativos para representarlos. Por lo general estas gráficas tienen por default los parámetros y valores más comúnmente usados.

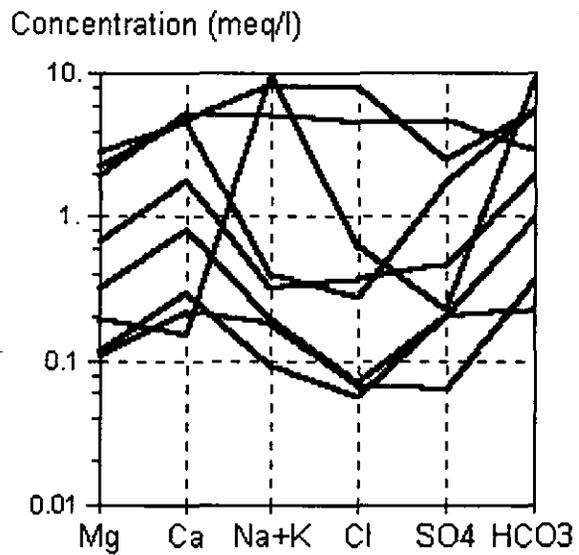
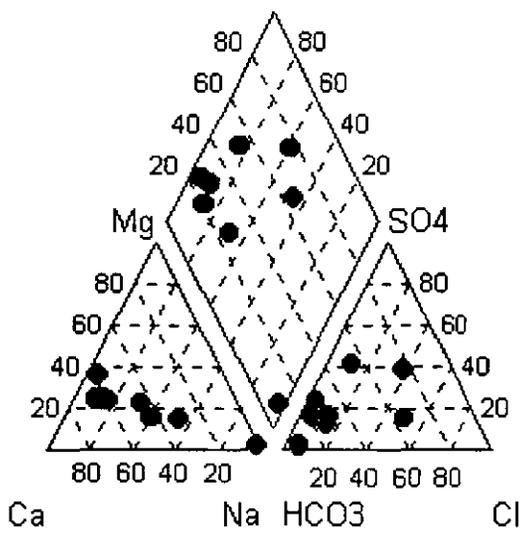
☺ OK

para ver la gráfica, o

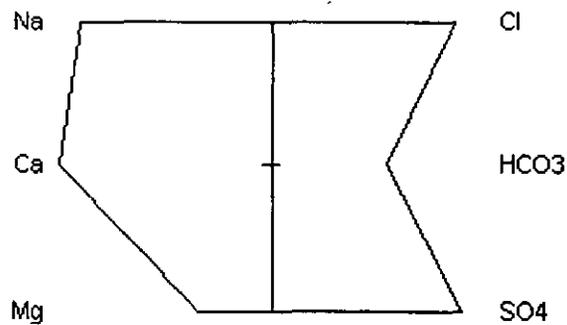
☺ Apply

si se hicieron cambios.

Las gráficas mas comunes en geohidrología son: Piper, Stiff y Schoeller.



Muestra #8



Para seleccionar una sola muestra $\text{Ctrl} + \text{Click}$ en la muestra. Para visualizar varias muestras se pueden seleccionar utilizando Shift y Click en 2 muestras distintas, todas las muestras entre esas 2 serán seleccionadas. También se puede utilizar Ctrl y Click en varias muestras distintas, todas las muestras en que se Click serán seleccionadas.

Para distinguir las muestras podemos asignarles distintos símbolos:

Click en cualquier muestra de la ventana "active records"

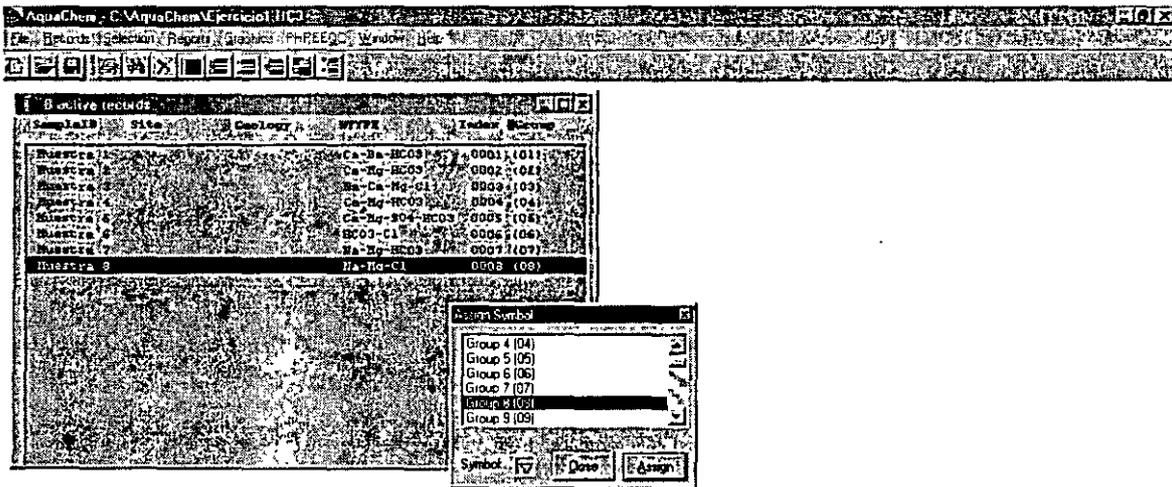
Click *derecho* en la muestra

Click assign to symbol

escoger algun número/símbolo dando un Click

Click assign

Click close



Hacer lo mismo con cada muestra y vuelva a ver el gráfico de Piper o el Ternary.

Para agregar una leyenda:

☞ Graphics (del menú superior)

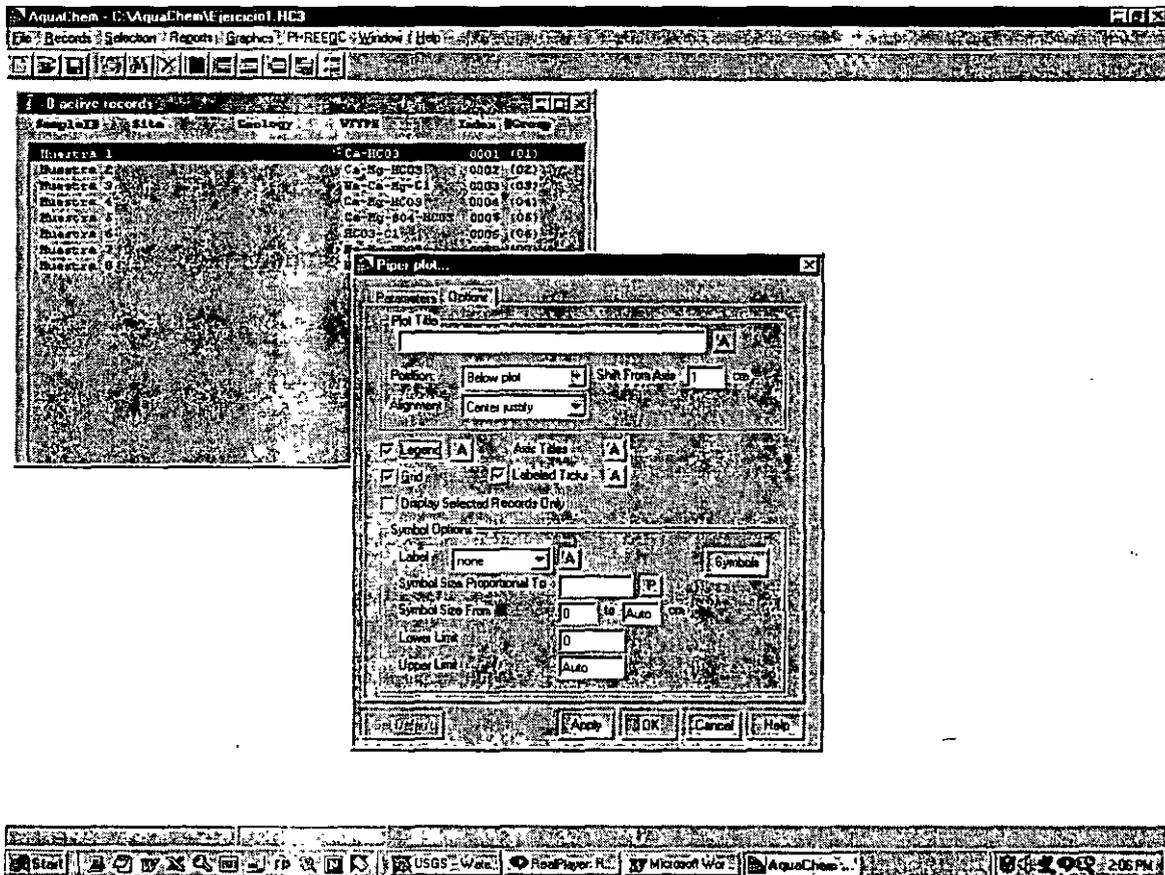
☞ New

☞ Piper

en la ventana ☞ en la pestaña de “options”.

Seleccionar “legend” haciendo un ☞ en el recuadro

☞ OK



Nótese que se pueden asignar varias muestras al mismo grupo, si el propósito es separar 2 tipos de muestras

Para cambiar el tipo de línea para otros diagramas como el de Schoeller:

☞ Graphics (del menú superior)

☞ Define simbol or line

☞ en la pestaña “conecting line”

aquí se pueden modificar los tipos de linea.

Haciendo uso de estas opciones, se pueden modificar las gráficas para darles el terminado deseado.

Para copiar las gráficas en reportes:

☞ Edit (del menú superior)

☞ Copy graph

Al hacer eso la gráfica se guarda en memoria. Si se abre Word, se puede pegar utilizando el comando ‘Paste’.

Otros resultados que nos da este programa se pueden obtener:

☞ Reports (del menú superior)

☞ General

Aparece una ventana que da información general de las muestras. Incluyendo:

- un balance de cargas, por lo general este balance debe de ser menor de 5%.
Confirme que es así en todas las muestras (resultados de otras muestras pueden obtenerse presionando los íconos [$<$] y [$>$])
- cálculo de sólidos totales disueltos, dureza y alcalinidad
- un resumen de los datos geoquímicos en distintas unidades

AquaChem - C:\WHI\AquaChem\Ejercicio1.HC3

File Edit Windows Help

General Information: Muestra #1

```

SampleID      : Muestra #1
Location      :
Site          :
Sampling Date : 3/17/1626
Geology       :
Watertype     : Ca-Mg-HCO3-S04

Sum of Anions (meq/l) : 0.4966
Sum of Cations (meq/l) : 0.5015
Balance:          : 0.49%

Calculated TDS (mg/l) : 28.1

Hardness      : meq/l    °f    °g    mg/l CaCO3
Total hardness : 0.4      2.02  1.13  20.2
Permanent hardness : 0.18   0.88  0.49  8.8
Temporary hardness : 0.23   1.15  0.64  11.5
Alkalinity     : 0.23   1.15  0.64  11.5
(1 °f = 10 mg/l CaCO3/1 °g = 10 mg/l CaO)

Major ion composition
mg/l      mmol/l      meq/l      meq%
-----
Na+       1.7          0.074      0.074      7.415
K +       0.7          0.018      0.018      1.804
Ca++      5.8          0.145      0.289      28.957
Mg++      1.4          0.058      0.115      11.523

```

Close Save Print

Start Eudora S. Jorge Negret... AquaChem... Aquochem_20... 10:14 AM

Comparación de la calidad del agua con estándares de la World Health Organization (WHO) se puede obtener:

- ☞ Reports (del menú superior)
- ☞ Drinking Water Regulations

AquaChem - C:\AquaChem\Aquachem\HC11

File Edit Windows Help

SampleID Site Geology UTYPE Location Group

Muestra 1 Ca-HCO3 10001 (01)

Muestra 2 Ca-Mg-HCO3 10002 (02)

Muestra 3 Ca-Mg-Cl 10003 (03)

Muestra 4 Ca-Mg-HCO3 10004 (04)

Muestra 5 Ca-Mg-SO4-HCO3 10005 (05)

Muestra 6

Muestra 7

Muestra 8

Water Quality Regulations Muestra 5

SampleID : Muestra 5
 Location :
 Site :
 Sampling Date : 3/17/1626

Drinking Water Quality Regulations:

Element	Measured	Recommended	Maximum
Na	51	< 20	< 200
Mg	45	< 30	
Ca	140	< 100	
Cl	18	< 25	
SO4	215	< 25	< 250
NO3	41	< 25	< 50

Irrigation water:
 Sodium Adsorption Ratio (SAR) : 0.40
 Exchangeable sodium ratio (ESR) : 0.09
 Magnesium hazard (MH) : 33.62

Close Save Print

Start USGS - Water RealFlow Microsoft Word AquaChem 1:55 PM

Esta tabla resalta únicamente los parámetros que están fuera del rango sugerido por la (WHO). Intente cambiar los valores de las muestras para obtener algo parecido a esta tabla.



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

CURSOS ABIERTOS

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

**MODULO III
CA 114**

**MÓDELOS MATEMÁTICOS EN
GEOHIDROLOGÍA Y CONTAMINACIÓN DE
ACUÍFEROS**

TEMA

**RESUMEN DE LAS PRINCIPALES CARACTERÍSTICAS
HIDROGEOLÓGICAS DEL ACUÍFERO DEL VALLE DE
PÉNJAMO-ABASOLO, GTO.**

**EXPOSITOR: ING. JUAN MANUEL LESSER I.
PALACIO DE MINERIA
OCTUBRE DE 2002**

CAPITULO 1.- INTRODUCCIÓN

1.1.- ANTECEDENTES

El agua subterránea constituye un pilar del desarrollo agropecuario e industrial del Estado de Guanajuato y un reclamo de la sociedad. La Comisión Estatal de Agua y Saneamiento del Estado (CEASG), viene realizando la actualización de los estudios geohidrológicos de los acuíferos existentes en todo el estado, cuyo conocimiento y seguimiento se había detenido en los últimos años debido, entre otras cosas, a los problemas económicos por los que a atravesado el país. A partir del año de 1997, La CEASG reactivó los estudios geohidrológicos en el estado a fin de programar el manejo de los acuíferos. El presente corresponde al resumen de resultados de uno de dichos estudios, en este caso, para el Valle de Penjamo-Abasolo, elaborado por la Compañía Lesser y Asociados, S.A. de C.V mediante el contrato CEAS/APA/GTO/97-01, con una duración de 12 meses.

El informe completo puede ser consultado en el CEASG, Autopista Guanajuato-Silao, Km. 1, Guanajuato, Gto.

1.2.- OBJETIVOS

Los principales objetivos del presente trabajo fueron:

Conocer la cantidad de aprovechamientos de agua subterránea existentes y su volumen de extracción.

Realizar un balance del agua subterránea.

Aplicar un modelo matemático del acuífero y (a través de él) elaborar un proyecto de manejo del agua subterránea.

Los alcances del trabajo fueron los siguientes:

- a).- Actualizar el censo de pozos del acuífero.
- b).- Determinar las principales estructuras geológicas que controlan el almacenamiento y flujo del agua subterránea.
- c).- Conocer la superficie piezométrica del acuífero.
- d).- Determinar las características hidráulicas del acuífero.
- e).- Cuantificar y delimitar las zonas de recarga/descarga del acuífero.
- f).- Definir los volúmenes de extracción y proponer las zonas que requieran de protección
- g).- Determinar las condiciones actuales de explotación del acuífero.
- h).- Realizar un balance hidrogeológico del acuífero.
- i).- Predecir el comportamiento del acuífero.
- j).- Representar el acuífero mediante un modelo matemático.
- k).- Determinar la posible disponibilidad adicional de agua subterránea.

RESUMEN DE DATOS HIDROGEOLÓGICOS DEL ACUÍFERO
DE PENJAMO-ABASOLO, GTO.

l).- Determinar la calidad del agua subterránea.

m).- Proponer políticas y estrategias para administrar los recursos hidráulicos.

1.3.- LOCALIZACIÓN

El Valle de Pénjamo-Abasolo se localiza en la parte centro-surete del Estado de Guanajuato entre los paralelos 20° 10' y 20° 39' de latitud norte y los meridianos 101° 22' y 102° 02' de longitud oeste. Incluye principalmente a los municipios de Pénjamo, Abasolo, Cueramaro, Pueblo Nuevo e Irapuato y abarca 3425 kilómetros cuadrados.

El valle en estudio se encuentra limitado al norte y noroeste por la Sierra de Pénjamo al noreste por la Sierra de El Veinte, al sur por las sierras de Tacubaya y Abasolo.

CAPITULO 2.- GEOLOGÍA

3.1.- GEOLOGÍA GENERAL

La zona estudiada forma parte del eje neovolcánico caracterizado por existir numerosos volcanes. Las sierras se encuentran constituidas por lavas y tobas tanto de composición basáltica y Edad Cuaternaria como riolitas del Terciario. Los valles corresponden a zonas planas donde se presentan acumulaciones de sedimentos lacustres del Terciario y aluviones del Cuaternario.

Se encuentran fallas de gran magnitud entre las que destacan aquellas que dan forma a los gravens de Numarán y Penjamo-Abasolo, así como al horst de Tacubaya.

Fallas y fracturas de menor magnitud se encuentran afectando a las rocas volcánicas que constituyen a las sierras.

2.2.- ESTRATIGRAFÍA

Las rocas y materiales de la zona en estudio presentan edades que van del Terciario al Reciente. Han sido descrita informalmente en algunos trabajos y la denominación aquí presentada fue obtenida del estudio realizado por Ariel Construcciones (1991), con modificaciones realizadas por esta Empresa. Los contactos geológicos se basaron en la carta topográfica del INEGI y se incluyen en la figura 2.1.

A continuación se describen las unidades de roca, cuya posición estratigráfica se muestra en la figura 2.2 .

2.2.1.- BASAMENTO.-

No aflora ni ha sido detectado mediante perforaciones. De acuerdo a la estratigrafía de la región, corresponde al Conglomerado Rojo de Edad Terciaria y/o a sedimentos de calcareos del Cretácico.

2.2.2.- TERCIARIO VOLCANICO RIOLITICO (T_{vr})-

Corresponde a una serie de rocas volcánicas estrusivas de composición riolítica que constituyen el núcleo de las principales sierras. Sus mayores afloramientos se encuentran sobre el oriente y sur de la Sierra de Pénjamo. Incluyen riolitas, ignimbritas, tobas y vidrios. Presentan coloraciones variadas, predominando tonalidades marrones y rojizas.

En diversas perforaciones efectuadas se ha detectado a esta unidad riolítica en el subsuelo donde se caracteriza por formar acuíferos de buen rendimiento además de tener la particularidad de contener agua termal, generalmente entre 30 y 40°C.

2.2.3.- TERCIARIO CONTINENTAL (T_c)

Corresponde a sedimentos de origen lacustre entre los que se incluyen lutitas, margas, calizas y areniscas calcareas, generalmente de colores blanquesinos. Su estratificación y consolidación es muy variable.

encontrándose zonas donde los estratos se encuentran bien definidos y su consistencia es compacta: sin embargo, hacia otras zonas se llegan a encontrar prácticamente delesnables y a perder o dificultar la observación de los estratos. Esta unidad sedimentaria lacustre ha sido estudiada por varios autores. Presenta continuidad hacia gran parte del centro de la República Mexicana. Estratigráficamente se encuentra sobreyaciendo o interdigitada con riolitas del Terciario y cubierta por rocas volcánicas o materiales granulares del Cuaternario. Estudios palinológicos realizados por la exSARH, le asignaron una edad del Terciario inferior y medio.

2.2.4.- TERCIARIO SUPERIOR CONTINENTAL (Tsc)

Corresponde a una serie de materiales granulares que incluyen gravas, arenas y arcillas, y que en parte se encuentran semiconsolidadas formando un conglomerado. Afloramientos de esta unidad se encuentran principalmente en el flanco sur-este de la Sierra de Pénjamo. Se considera a esta unidad más nueva que los sedimentos terciarios descritos en el párrafo anterior (Tc) y más antiguos que los basaltos cuaternarios (Qvb), aunque no existen mediciones de su edad. Se le ha asignado al Terciario Superior. En perforaciones se encuentra interdigitada en su base con basaltos compactos.

2.2.5.- CUATERNARIO VOLCANICO BASALTICO (Qvb)

Corresponde a materiales del Cuaternario que se encuentran formando aparatos volcánicos, así como en forma de corrientes lávicas. Incluye principalmente a basaltos vesiculares de color negro, en ocasiones vesiculares y fracturados y en otras compactos. Intercalados se encuentran tezontles, tobas y vitrófidos. Constituyen uno de los afloramientos de mayor extensión en la zona de trabajo. Forman casi en su totalidad a la Sierra del Veinte, a la mayor parte de la Sierra de Pénjamo en su extremo noroeste, a la Sierra de Tacubaya y a la mitad oriental de la Sierra de Abasolo.

2.2.6.- CUATERNARIO ALUVIAL (Qa)

Esta unidad esta formada por gravas, arenas y arcillas con bajo grado de compactación, presenta espesores reducidos y se encuentra ampliamente distribuida en el valle. En general se considera permeable propiciando la infiltración vertical en la medida que su contenido arcilloso lo permita.

CAPITULO 3.- HIDROGEOLOGÍA

3.1.- CENSO DE APROVECHAMIENTOS DE AGUA SUBTERRÁNEA

Se realizó un barrido de la zona de trabajo mediante el cual se detectaron los aprovechamientos de agua subterránea existentes. Durante los recorridos de campo se obtuvieron las características constructivas y de operación de cada uno de los aprovechamientos, cuyos datos se presentan tanto en forma digitalizada en una base de datos, como en las tablas que constituyen el anexo 1 del informe principal. Se les asignó un número progresivo al que se le antepuso la letra L. Cada sitio censado se marcó en el campo con pintura y se obtuvo de él una fotografía. El album fotográfico se presentó en 5 carpetas. De cada aprovechamiento se obtuvieron los datos siguientes: El o los números de identificación que han sido utilizados en otros trabajos y que se encontraban marcados en el campo. El lugar, municipio, nombre del propietario, nivel estático, profundidad total, diámetro de descarga, diámetro de ademe, año de perforación, diámetro y longitud de la columna del equipo, potencia del motor, tipo de descarga, cultivo, superficie regada, uso del agua, régimen de operación, carta INEGI en que se ubica, tipo de equipo de bombeo y observaciones generales. Asimismo, se midió el nivel estático y/o el nivel dinámico, el caudal de extracción, la localización geográfica del pozo, el pH, temperatura, conductividad eléctrica, y el potencial redox del agua.

Se censaron un total de 2926 aprovechamientos de agua subterránea que fueron identificados con una numeración que va del L-1 al L-2926. De los aprovechamientos censados 2769 corresponden a pozos, 152 a norias y 5 a manantiales (figuras No. 3.1 y 3.2).

De los 2926 aprovechamientos 2519 se encuentran activos y el resto inactivos. De los inactivos, 24 se encuentran en perforación, 74 en rehabilitación o cambio de equipo de bombeo, 158 se encuentran abandonados y 151 no operan por diferentes razones, en algunos casos por problemas mecánicos del equipo y en otros por problemas constructivos.

Del total de los aprovechamientos activos, 2099 se utilizan para la agricultura, 309 para agua potable, 36 en la industria y 75 en abrevadero (figura No. 3.2).

Por lo que respecta a la clasificación por caudales de extracción, 715 aprovechamientos extraen caudales entre 31 y 60 lps; 1382 rinden entre 6 y 30 lps; en 227 aprovechamientos el caudal es menor de 5 lps y; en 195 es mayor de 61 lps.

Los aprovechamientos que se encontraban equipados se clasificaron de acuerdo a su diámetro de descarga; 125 tienen menos de 2", 2104 entre 3 y 6" y en 457 la descarga es mayor de 7".

3.2.- VOLÚMENES DE EXTRACCIÓN

Para cada uno de los aprovechamientos inventariados se calculó el volumen de extracción tomando en cuenta el caudal y el tiempo de operación, obtenidos durante el censo. Los registros y cálculos se incluyen en las hojas de censo (anexo 1 del informe original). Se llevo a cabo una clasificación de los pozos de acuerdo a su volumen de extracción. Por una parte, los que presentan volúmenes de extracción mayores de

RESUMEN DE DATOS HIDROGEOLOGICOS DEL ACUIFERO
DE PENJAMO-ABASOLO, GTO.

200,000 m³/año, observándose que se encuentran principalmente alrededor del poblado de Tacubaya, sobre la margen derecha del Río Turbio a la altura de Pénjamo, y en el norte de la zona de trabajo en una franja entre Cuerámara y Pueblo Nuevo.

Por otra parte, se diferenciaron los pozos que presentan volúmenes reducidos de extracción de agua subterránea, entre 1 y 150,000 metros cúbicos anuales. Se marcaron estos pozos con un triángulo observándose que predominan en el valle de Numarán y sobre la margen izquierda del Río Turbio al oriente de Abasolo.

Se marcó con un cuadrado a aquellos pozos que presentan un caudal de extracción intermedio entre los dos mencionados anteriormente y que corresponde al rango entre 151,000 y 200,000 m³/año. Estos pozos se encuentran principalmente al sur y suroeste de la Ciudad de Abasolo.

Finalmente, se marcaron con un rombo los pozos que se encuentran sin uso actual, observándose que la mayor parte de ellos se presenta en una franja alargada entre Cuerámara, Abasolo y Pueblo Nuevo.

Se hace notar que el abatimiento de niveles ha provocado el agotamiento de los horizontes acuíferos *somero* e *intermedio*, obligando a los agricultores a profundizar sus pozos. Este efecto inició en la parte norte entre Cuerámara e Irapuato y avanza hacia el sur.

En la parte norte, alrededor de Guadalupe de Rivera, prácticamente todos los pozos existentes son profundos y presentan volúmenes de extracción altos. Al sur de Guadalupe de Rivera es donde se encuentra la franja donde existen un gran número de pozos que han dejado de operar en su mayor parte se encuentran abandonados y han sido sustituidos por pozos más profundos que rinden volúmenes de extracción altos. Continuando hacia el sur, en los alrededores de Abasolo, los volúmenes de extracción son reducidos. Conforme los pozos presentan agotamiento, se reponen como "sustitución" a mayor profundidad.

La sustitución de pozos someros por pozos profundos, presenta una forma de ola que viene avanzando desde el norte para encontrarse actualmente a la altura de Abasolo y tender a circular hacia el sur, especialmente sobre la margen izquierda del Río Turbio.

Se calculó el volumen de extracción de agua subterránea en cada pozo cuyos datos se presentan en las tablas del anexo 1. La extracción total para el año de 1998 fue de 721.2 millones de m³/año. En capítulos posteriores se describirá la extracción para el área de balance, la cual fue de 440.2 millones m³/año.

Los volúmenes de extracción de acuerdo al horizonte acuífero son: *somero* 18 millones de m³/año, *intermedio* 157 millones de m³/año y horizonte acuífero *profundo* 546 millones de m³/año.

De acuerdo a su uso, la extracción de agua del subsuelo asciende a 721.156 millones de metros cúbicos al año repartida como sigue: 673.017 en agrícola, 42.650 en potable, 2.265 en abrevadero y 3.222 en industrial, todos ellos en millones de metros cúbicos por año (figura 3.2)



**FACULTAD DE INGENIERÍA UNAM
DIVISIÓN DE EDUCACIÓN CONTINUA**

CURSOS ABIERTOS

XIV CURSO INTERNACIONAL DE CONTAMINACIÓN DE SUELOS Y ACUÍFEROS

MÓDULO III CA114

MODELOS MATEMÁTICOS EN GEOHIDROLOGÍA Y CONTAMINACIÓN DE ACUÍFEROS

TEMA

MODELACIÓN NUMÉRICA DEL TRANSPORTE DE CONTAMINANTES EN EL SUBSUELO (Conceptos Básicos)

**EXPOSITOR: M. EN C. FERNANDO LARA GUERRERO
PALACIO DE MINERÍA
OCTUBRE DEL 2002**

Modelación Numérica del Transporte de Contaminantes en el Subsuelo

(Conceptos Básicos)

M. C. Fernando Lara Guerrero
Comisión Nacional del Agua (CNA)

Priv. del Relox No. 16 3er piso
Col. Chimalistac 04340, Mexico D.F.
México

Tel: 54-81-11-04

Fax: 54-81-11-06

e-mail: ~~flara@cna.gob.mx~~ *fernando.lara@cna.gob.mx*
email: larafdo@yahoo.com.mx

octubre, 2000

Introducción

La contaminación de las aguas subterráneas se ha convertido en uno de los problemas ambientales más serios de las últimas décadas. Las actividades humanas generan diversas sustancias que se pueden infiltrar al subsuelo y llegar a degradar la calidad del agua en los acuíferos. Lo anterior, representa un serio riesgo para la salud y el medio ambiente ya que en muchas zonas el agua subterránea es la única fuente de abastecimiento de agua potable.

En general, en los problemas de contaminación de acuíferos es necesario responder a tres preguntas básicas;

- a) en que dirección se mueven los contaminantes?;
- b) a que velocidad se desplazan?;
- c) cuál será su concentración en el espacio y el tiempo?.

Para responder aproximadamente a estas interrogantes es necesario apoyarse en herramientas matemáticas tales como modelos de simulación numérica ya que por su naturaleza la contaminación de acuíferos no se puede detectar en forma inmediata. Por ello, contrario al fenómeno de contaminación de las aguas superficiales el estudio y el saneamiento de acuíferos es más complejo.

Características de los Modelos Numéricos de Transporte

Los modelos de transporte poseen menor poder predictivo que los de flujo ya que, uno de los parámetros más sensibles como es la velocidad promedio en los poros se puede calcular solamente dentro de un orden de magnitud. Este problema se torna más complejo en acuíferos multicapas en donde la velocidad y la concentración de los contaminantes no están distribuidas homogéneamente a profundidad. ~~En este caso~~ para el caso del balance de agua subterránea la presencia de una capa de alta velocidad no es de consideración ya que la única cantidad relevante es el flujo total que atraviesa una sección transversal. Por el contrario, en un modelo de transporte se tendrá una gran diferencia si los contaminantes están presentes en una capa de baja o alta velocidad.

Una parte fundamental en un modelo de transporte es la elaboración de un modelo de flujo, éste constituye una de las etapas más laboriosas por su preparación y calibración. Por ello, el modelo de flujo que sirve de base para la modelación del transporte debe satisfacer un alto grado de exactitud.

Los modelos de transporte requieren de información adicional a la de los parámetros hidráulicos ya que es necesario estimar adicionalmente el coeficiente de dispersión, porosidad, concentración inicial y actual de contaminantes y factores de retardación y

atenuación. La calibración de los modelos de transporte es limitada y los resultados solo se pueden comparar, en la mayoría de los casos, con mediciones promedio de concentración. Si las muestras de agua se obtienen de la parte superficial del subsuelo la profundidad promedio no será representativa en ese punto. Solamente cuando se tiene un considerable número de observaciones se pueden comparar los resultados medidos de concentración con los calculados.

A pesar de las dificultades mencionadas los modelos de transporte son una valiosa herramienta para el estudio y la solución de problemas de contaminación en el subsuelo. Una primera aplicación es la estimación de la concentración en pozos de monitoreo así como la evolución de la pluma contaminante. La aplicación más útil de los modelos radica en simular escenarios y métodos para el saneamiento de los acuíferos. Esto permite predecir el potencial de contaminación creado por una fuente y la factibilidad de las diferentes técnicas para la rehabilitación y limpieza de los sitios contaminados.

I. Solución Numérica de la Ecuación de Transporte de Solutos

La ecuación de transporte en una dimensión en un medio poroso homogéneo e isótropo que incluye sorpción (adsorción y absorción) y decaimiento se puede expresar como (Fetter, 1990):

$$\frac{\partial c}{\partial t} = D_l \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} - vx \frac{\partial c}{\partial x} - \frac{\beta d}{\Phi} \frac{\partial c}{\partial t} + \left(\frac{\partial c}{\partial t} \right)_{rxn}$$

en donde:

c = concentración del soluto en fase líquida, t = tiempo, D_l = coeficiente de dispersión longitudinal, vx = es la velocidad lineal, βd = es la densidad del acuífero, Φ = porosidad del medio saturado, c^* = cantidad de soluto sujeto a procesos de adsorción o absorción y rxn = indica reacciones biológicas o químicas.

El primer término de la ecuación representa la dispersión del soluto, el segundo la advección, el tercero es la transferencia de una fase líquida a las partículas sólidas por sorpción y el último indica los cambios en la concentración con el tiempo debido a reacciones bioquímicas o por decaimiento radioactivo.

II. Técnicas de Solución Numérica

La solución de la ecuación (1) se obtiene por métodos analíticos o numéricos. Los métodos analíticos brindan soluciones exactas pero suponen diversas simplificaciones. Por ello, generalmente no se aplican a problemas prácticos ya que no existen soluciones analíticas para geometría complejas y medios heterogéneos.

Por otro lado, los métodos numéricos poseen mayor capacidad para representar y resolver problemas hidrogeológicos en donde las propiedades del medio varían en el espacio aun cuando solamente permiten obtener soluciones aproximadas de las ecuaciones.

Las principales características de los métodos numéricos para resolver la ecuación de transporte se resumen en la siguiente tabla:

Métodos	Características
Trayectoria de Partículas ("particle tracking")	Permite calcular la trayectoria de los contaminantes y el tiempo de tránsito. El método es eficiente y simple en términos de cómputo. Sin embargo, no permite el cálculo de concentraciones, solamente considera los fenómenos de advección y equilibrio.
Solución por Métodos Analíticos	Permiten obtener la distribución espacial y temporal de la concentración de las curvas de concentración vs tiempo. Están limitados a sistemas homogéneos e isotrópicos con geometría regulares y fronteras simples.
Solución por Métodos Numéricos	Entre las técnicas numéricas se tienen: diferencias finitas, elementos finitos, el método de las características y el de trayectoria aleatoria de partículas("random walk"). Estas técnicas pueden generar problemas de dispersión numérica y oscilaciones, con excepción del método de las características.

- i) El método de diferencias finitas (DF) es fácil de estudiar y programar. Su principal limitación es que la solución de la ecuación genera dispersión numérica y oscilaciones debidas a errores de truncación en la aproximación del término de advección. En algunos casos es posible conjugar soluciones entre la dispersión y las oscilaciones sin embargo, no es posible hacer desaparecer ambas.
- ii) El método de elementos finitos (MEF) es más difícil de comprender y programar que el de DF y requiere memoria adicional en cómputo para resolver el sistema de ecuaciones. Su ventaja es la flexibilidad de las formas de los elementos para representar límites hidrogeológicos. No obstante, genera problemas de dispersión numérica y oscilaciones en la misma forma que el método de DF.

- iii) El método de las características difiere de los de DF y MEF. Este surge como respuesta a las limitaciones de los métodos anteriores para evitar los problemas de dispersión numérica. Calcula esencialmente el movimiento por advección y posteriormente superpone dispersión. En general, el método no crea dispersión numérica lo que constituye su principal atracción.

Es poco probable que las capacidades predictivas de los modelos mejoren en el futuro ya que la heterogeneidad a pequeña escala no puede ser medida con suficiente detalle. Por tanto, el desarrollo de los modelos se dirige hacia modelos estocásticos los cuales agregan a los resultados una medida de la posible variabilidad de estos.

III. Objetivos de la Modelación del Transporte de Solutos

Existen diferentes opciones para simular el transporte de solutos. Su selección depende de factores como: los objetivos del modelo, la información hidrogeológica disponible y el tiempo y recursos financieros disponibles para cada caso. Entre las opciones se pueden considerar las siguientes:

- **Análisis de la trayectoria y tiempo de tránsito de los contaminantes.**

Permite estimar la trayectoria de los contaminantes así como el tiempo de tránsito que requieren para desplazarse de un sitio a otro.

- **Evaluación de la evolución de la pluma contaminante (espacio y el tiempo).**

Permite delinear la extensión del área afectada por la contaminación y estimar la velocidad de migración hacia un punto de descarga en un punto específico.

- **Estimación de la concentración y el cálculo de las curvas de concentración.**

Permite predecir la distribución espacial y temporal de la concentración de solutos y sus respectivas curvas de concentración v.s. tiempo para un sitio determinado.

- **Evaluación del riesgo a la contaminación**

Proporciona información para estimar los riesgos que genera la presencia ó exposición de los contaminantes a la salud o al medio ambiente. Estos datos se presentan generalmente como curvas de concentración en función del tiempo y del espacio y se comparan con algunas normas o estándares en cada país.

IV. Datos para la Aplicación de un Modelo de Transporte

Los datos para aplicar un modelo de transporte son considerables por ello la carencia de éstos es quizá la mayor limitante para su uso. Existen dos tipos de información requerida: las condiciones de frontera y las condiciones iniciales. Las condiciones de frontera se refieren a la geometría del acuífero, las características del flujo subterráneo, distribución de cargas hidráulicas y la concentración inicial de solutos, entre otros.

Las condiciones iniciales son los parámetros hidráulicos del acuífero y los procesos que ocurren en él. Estos incluyen, el coeficiente de almacenamiento (s), conductividad hidráulica (K), coeficiente de dispersión, porosidad (O) y las constantes de atenuación y difusión. Estos valores se determinan en campo, en laboratorio o durante la calibración del modelo.

Datos requeridos por un modelo de transporte:

- cargas hidráulicas y velocidades calculadas del modelo de flujo;
- coeficientes de dispersión (longitudinal y transversal),
- porosidad efectiva y factores de retardación ;
- concentraciones iniciales del acuífero y concentraciones del contaminante

Los modelos de transporte son muy sensibles a la porosidad (O) y a la conductividad hidráulica (K), dada su relación con la velocidad lineal (v) del medio. Por otra parte, se ha demostrado que la dispersión es un valor que depende de la escala de estudio. Por ello, los valores de dispersión medidos en laboratorio son varios ordenes de magnitud menores que los calculados a escala regional. Considerando lo anterior es necesario tomar en cuenta que en la formulación de un modelo se sugiere mantener éste tan simple como sea posible; es decir, aplicar soluciones básicas a problemas complejos y en la medida que se obtiene mayor información mejorar del sistema.

Características del modelo MT3D (Modular Transport in 3 Dimension)

MT3D es un modelo de transporte de contaminantes en tres dimensiones que utiliza como sistema de solución un método híbrido de características. El programa incluye dos técnicas numéricas para la solución de la ecuación de transporte de solutos en su parte advectiva y de dispersión: el método de las características (MOC) y el modificado de las características (MMOC). El MMOC permite superar los inconvenientes del método tradicional de características (MOC) en lo relacionado con problemas de tres dimensiones a través de la aplicación de técnicas de interpolación. MT3D usa selectivamente las técnicas de MOC o MMOC de acuerdo con el tipo de problema a resolver. El modelo de transporte esta estructurado de tal forma que puede ser utilizado en forma conjunta con los resultados del modelo de flujo MODFLOW.

3.3.- CARACTERISTICAS HIDROGEOLOGICAS DE LAS FORMACIONES

Las unidades geológicas se pueden clasificar de acuerdo a su comportamiento para permitir la infiltración, circulación y almacenamiento de aguas subterránea en: rocas permeables y rocas impermeables.

Las rocas y materiales cuaternarios correspondientes a los basaltos y los espesores superficiales de gravas, arenas y arcillas que se encuentran sobre los valles, se clasifican como permeables. Se encuentran en la parte superficial generalmente a alrededor de 40 metros de profundidad. Mediante cortes litológicos de pozos, se observó que en muchos sitios se encuentran sobreyaciendo a una capa de materiales arcillosos que ocasionan la formación de un nivel de aguas superficiales. Este efecto se comprobó con la profundidad total de muchos pozos, así como en la posición del nivel estático. Debido a lo anterior se diferencié e identificó dentro de esta capa a un horizonte acuífero denominado *somero* (figura 3.3).

Entre los materiales de Terciario Superior continental predominan los sedimentos lacustres. Se les detectó en muchos sitios sobreyaciendo a basaltos compactos y/o arcillas que se comportan como impermeables. Estos materiales lacustres presentan permeabilidad y constituyen una zona acuífera denominada en el presente trabajo acuífero *intermedio*. Con profundidad hasta el horizonte arcilloso confinante de alrededor de 100 m.

La parte basal del Terciario Superior continental se encuentra constituida por basaltos fracturados y materiales granulares lacustres, ambos permeables. Estos, sobreyacen tanto a riolitas como a otros sedimentos arcillosos de permeabilidad variable y que en su conjunto constituyen un horizonte acuífero, denominado en el presente trabajo como acuífero *profundo*.

Los 3 horizontes acuíferos mencionados en los párrafos anteriores, correspondientes a acuífero *somero*, acuífero *intermedio* y acuífero *profundo*, presentan niveles piezométricos diferentes que los identifican a cada uno, cuya descripción a detalle se incluye en el capítulo de hidrología subterránea. El acuífero superficial es fácilmente identificable en el Valle de Numarán, donde existe un gran número de pozos de entre 10 y 20 metros de profundidad total con niveles estáticos a entre 4 y 6 metros de profundidad. Se identifica también en las cercanías de las principales corrientes superficiales. El acuífero intermedio fue el principalmente explotado en décadas anteriores (1970-1980) con pozos cuyas profundidades variaban entre 80 y 120 metros. En la década de los 80's cobro auge la veda que impedía la perforación de nuevos alumbramientos para disminuir el grado de sobreexplotación y evitar el abatimiento de los niveles. Es interesante hacer notar que los reglamentos de la veda permitían nuevas perforaciones siempre y cuando se alcanzaran profundidades totales del orden de 300 metros y se ademara y cementara la porción o mitad superficial del pozo, con el objeto de explotar solo el acuífero *profundo*, generalmente termal que ya se había detectado y proteger el principal acuífero en explotación, correspondiente al denominado en este trabajo como *intermedio*.

Actualmente la explotación del acuífero *intermedio* ha ocasionado su abatimiento casi total, lo que ha obligado a la sustitución por pozos más profundos.

3.4.- PRUEBAS DE BOMBEO

La prueba de bombeo consiste en la observación de las fluctuaciones del nivel piezométrico en un pozo durante el abatimiento o recuperación producido por el bombeo.

Al iniciarse el bombeo en un pozo, el nivel del agua sufre un abatimiento el cual es mayor en el propio pozo y decrece conforme aumenta la distancia. La fuerza que induce a que el agua se mueva hacia el pozo, es el gradiente que se genera entre las cargas hidráulicas del propio pozo y las próximas a él. El agua fluye a través del acuífero aumentando su velocidad conforme se acerca al pozo. La Ley de Darcy expresa que en un medio poroso el gradiente hidráulico es directamente proporcional a la velocidad. El abatimiento en la superficie piezométrica forma un cono de depresión, cuyo tamaño y forma dependen del caudal, tiempo de bombeo y características del acuífero. El objetivo principal de las pruebas de bombeo es estimar las características hidrodinámicas de la formación acuífera como son transmisibilidad y coeficiente de almacenamiento. También se pueden llegar a definir el tipo de acuífero, la existencia de barreras laterales, recarga de ríos o manantiales, radio de influencia del pozo, factor de infiltración y predicción del comportamiento de los niveles piezométricos. Con las observaciones realizadas se construye, la gráfica de variación del nivel dinámico en relación al tiempo.

Los valores de transmisibilidad obtenidos van de 70×10^{-3} a 0.2×10^{-4} m²/seg. Datos obtenidos del trabajo CEAG, 1998.

3.5.- PIEZOMETRÍA

Se utilizaron las mediciones efectuadas en mayo del 2000 las cuales fueron interpretadas y configuradas, lo que permitió complementar la red de pozos de monitoreo. Es importante mencionar el método de trabajo seguido ya que, en base a ello, se puede calificar la precisión de los resultados. En algunas zonas e llega a contar con pocos datos, por lo que la precisión de los resultados será baja. En contraste, ciertos valles han llegado a contar con mediciones suficientes, distribución adecuada y niveles validos a fin de que sean representativos de un mismo horizonte acuífero. Por ello, a continuación se describen los datos seguidos para el trazo e inteepretación de las curvas piezométricas.

- (1) Se vaciaron sobre un plano los valores de profundidad al nivel estático medidos en mayo del 2000.
- (2) Se vaciaron sobre el mismo plano, las cotas de brocales y la elevación del nivel estático.
- (3) Se analizaron los valores mencionados en los puntos anteriores, lo cual permitió detectar sitios con cota de brocal errónea, así como nivele estáticos extraños.
- (4) Las cotas erróneas fueron corregidas.
- (5) Los niveles estáticos extraños fueron verificados en el campo.
- (6) En algunos casos, se llegaron a detectar 2 horizontes acuíferos, uno superficial y otro profundo, lo cual se tomó en cuenta para la selección de los puntos utilizados para la configuración
- (7) Existían zonas de datos, donde se llevaron a cabo visitas de campo adicionales, lo cual permitió definir en una forma más completa la red piezométrica.

Las configuraciones construidas se realizaron en forma manual, aplicando lógica elemental y criterio geohidrológico. En ningún caso se utilizaron paquetes de cómputo para el trazo de configuraciones mecánicas.

En el año de 1998 se estableció una red de pozos piloto. A partir de 1999, la CEAG realiza mediciones piezométricas semestrales (J.A. Trujillo).

3.6.- PROFUNDIDAD AL NIVEL ESTÁTICO

La profundidad al nivel estático se midió en un gran número de aprovechamientos durante el inventario realizado, así como en visitas posteriores para la realización de la piezometría y pruebas de bombeo.

Se hace notar que la zona presenta un desarrollo agrícola intensivo en el que, durante la temporada de estiaje, la gran mayoría de los pozos se encuentran en operación continua, lo que dificulta la obtención de niveles estáticos.

La profundidad al nivel estático se vació sobre un plano de localización en el que fue necesario hacer una diferenciación de acuerdo al horizonte acuífero al que representan, ya sea *somero*, *intermedio* o *profundo* (figura 3.4). A continuación se describen las profundidades de cada horizonte.

Existen sitios donde los pozos tienen profundidades de alrededor de 50 metros los que presentan niveles estáticos del orden de 20 metros. En varios sitios junto a estos pozos se han construido otros a mayor profundidad, en los que se detectan los niveles correspondientes a los horizontes acuíferos *intermedio* y *profundo*. Ejemplos de ello lo constituyen los pozos 166 y 953, ubicados sobre la carretera Cuerámara-Irapuato, antes de su cruce con la vía del ferrocarril. El pozo 166 tiene una profundidad total de 60 metros y un nivel estático a 17 metros; el pozo 953 ubicado a 600 metros al oeste del anterior, tiene una profundidad total de 250 metros y un nivel estático a 89 metros de profundidad.

Otro ejemplo corresponde al pozo 2261 y su reposición ubicada a 10 metros de distancia. Se localiza en el cruce del ferrocarril con la carretera a San Gregorio cerca del Río Turbio. El pozo antiguo tiene una profundidad total de 100 metros y un nivel estático a 19 metros de profundidad. Su reposición ubicada a 10 metros de distancia tiene una profundidad total de 250 metros y un nivel estático a 58 metros. Este último corresponde al pozo de abastecimiento de la estación Corralejo.

De manera similar se pueden encontrar un gran número de situaciones semejantes, como por ejemplo el pozo 1267 que representa al acuífero *somero* y junto a él el pozo 1128 que representa al acuífero *intermedio*. El pozo 1267 tiene una profundidad del orden de 50 metros y un nivel estático de 16 metros; el pozo 1128 alcanzó 100 metros y su nivel se establece a los 40 metros.

Un ejemplo más, se tiene entre los pozos 2351 del acuífero *somero* y 2514 del acuífero *profundo*, ubicados junto al Río Turbio al oeste de Abasolo. El pozo 2351 tiene un nivel a 8 metros de profundidad mientras que el pozo 2514 presenta el nivel estático a 73 metros de profundidad. El pozo 2351 tiene 16 metros de profundidad, mientras que el pozo 2514 tiene 200 metros de profundidad total.

RESUMEN DE DATOS HIDROGEOLOGICOS DEL ACUIFERO DE PÉNJAMO-ABASOLO, GTO.

Una vez analizados cada uno de los pozos y separados de acuerdo al acuífero que representan, se trazaron configuraciones que se presentan en el plano 7.5. Por lo que respecta al horizonte *somero*, este incluye datos que permitieron el trazo de curvas exclusivamente en los alrededores del poblado y estación de ferrocarril Corralejo, donde se marcó la curva 15 metros de profundidad. Por lo que respecta al acuífero *intermedio*, éste se detectó y configuró en la parte central norte del Valle de Pénjamo-Abasolo donde se marcaron las curvas de 35 y 40 metros de profundidad.

En relación al acuífero profundo, este se detecta en prácticamente todo el valle, presentando una profundidad al nivel estático entre 60 y 100 metros. Los valores menores se encuentran en los alrededores de Cuerámara, donde tiende a confundirse el acuífero *profundo* con el *intermedio*. Su presencia es clara en el resto del valle siendo factible el trazo de curvas.

Por lo que respecta al Valle de Numarán, éste presenta condiciones geohidrológicas diferentes al Valle de Pénjamo. Por una parte, esta zona recibe agua para riego del Río Lerma. El nivel estático se encuentra a profundidades de entre 2 y 20 metros, siendo representativas del horizonte el acuífero *somero* (Figura 7.2). Existen un gran número de pozos someros con caudales de extracción reducidos que, junto con las aguas superficiales procedentes del río, cubren las necesidades de agua de la zona, razón por la que no ha existido necesidad de explotar a mayor ritmo las aguas subterráneas, lo que ha permitido conservar un nivel estático somero y aparentemente similar al que hace 40 años prevalecía en el Valle de Pénjamo-Abasolo.

En la zona occidental correspondiente al Valle de Numarán, el nivel estático se encuentra somero, a profundidades de entre 2 y 20 metros. Dentro de la figura 3.3 se marca el rango de profundidad por zonas; para los pozos ubicados en la parte norte del valle de Numarán el nivel se encuentra entre 2 y 8 metros de profundidad; en la parte central entre 4 y 20 metros y en la parte sur entre 4 y 21 metros de profundidad.

Los aprovechamientos ubicados en el área de la presa Las Cuevas de Cortes, corresponden al acuífero *intermedio* por presentar profundidades entre 24 y 60 metros.

Al oriente de Numarán, correspondiente a la zona de Tacubaya y continuando hasta Pénjamo y Abasolo, el acuífero explotado corresponde al *profundo* donde se presentan profundidades al nivel del agua que varían entre 50 y 120 metros. Alrededor del Río Turbio existe una zona donde los aprovechamientos existentes son representativos del acuífero *intermedio* y *somero*, con profundidades de 38-56 y 6-8 metros respectivamente.

Hacia el norte de la zona de trabajo, entre Cuerámara y continuando en una franja hasta Pueblo Nuevo, los aprovechamientos corresponden al acuífero *intermedio* y presentan profundidades del nivel estático entre 25 y 50 metros. Se hace notar que varios pozos sobre esta zona alcanzan el acuífero profundo.

En el noreste de la zona de trabajo se encuentran un gran número de pozos que indica que el acuífero que se explota corresponde al acuífero profundo, con niveles de entre 60 y 90 metros de profundidad.

3.7.- ELEVACION DEL NIVEL ESTATICO

A partir de las mediciones de profundidad al nivel estático y las cotas del terreno, se calculó la elevación del nivel estático respecto al nivel del mar. Se formó una red de pozos piloto para mediciones piezométricas que sufrió varias modificaciones durante el desarrollo del trabajo debido a dificultades que se presentaban en los pozos para su medición. La elevación del nivel estático respecto al nivel del mar se estudio tanto para el acuífero *intermedio* como para el *profundo*.

Por lo que respecta al *intermedio* su configuración se muestra en la figura 3.5, observándose que se presentan curvas de 1680 a 1620 msnm. Se establece un flujo de las elevaciones topográficas hacia el centro de los valles. A alrededor de 7 kilómetros al suroeste de Abasolo, se presenta el centro de un cono de abatimiento. Este acuífero se encuentra en proceso de extinción. La configuración se obtuvo en los datos del censo de aprovechamientos e interpolando las cotas de brocales a partir de los planos del INEGI.

Por lo que respecta al acuífero *profundo*, este se extiende en todo el valle y es la principal fuente de extracción de agua subterránea. En este acuífero se estableció la red piezométrica la cual esta constituida por 86 pozos en los que se procuró que existiera una distribución espacial que cubriera todo el valle y que cada sitio cumpliera con las condiciones mínimas para poder efectuar mediciones periódicas y representativas del acuífero.

Se trazó una configuración de la elevación del nivel estático sobre el nivel del mar para el mes de julio de 1998 (figura 3.6), en la cual se observa que existen curvas que van de 1600 a 1700 metros. Los valores (acuífero profundo) mayores se encuentran en las estribaciones de las elevaciones topográficas del norte, a partir de donde descienden gradualmente hacia el centro del Valle de Pénjamo-Abasolo, donde se llevo a trazar la elevación 1605 msnm. A partir de la Sierra de Abasolo, se trazó la curva 1650 msnm que desciende al centro del valle a 1605, de donde se deduce un flujo de agua subterránea de la sierra hacia el noreste. Al norte de la Ciudad de Abasolo se encuentra un cono piezométrico cuya porción más profunda se ubica a la cota 1605 msnm, donde convergen los flujos de agua subterránea de los alrededores.

Hacia el oriente del poblado de Pénjamo se presenta otro cono piezométrico, cuya porción central se eleva a 1600 msnm, estableciéndose un flujo radial que procede de las elevaciones topográficas y converge hacia el centro del valle.

Al norte de Tacubaya y correspondiente al estrechamiento del valle provocado por la presencia de las Sierras de Pénjamo al norte y Tacubaya al sur, se establece otro cono piezométrico, en cuya parte central se trazó la curva 1635 msnm.

Por lo que respecta al Valle de Numarán ubicado en la porción suroeste del área trabajada, se establece un flujo subterráneo radial procedente de las elevaciones topográficas y que fluye en dirección al centro del valle.

La forma del esquema del flujo subterráneo permite dividir la zona en tres áreas. La primera correspondiente al área de Pénjamo-Abasolo; la segunda correspondiente a la zona de Tacubaya y la

tercera al Valle de Numarán, existiendo independencia entre ellas causada por la modificación del esquema de flujo, originada por el bombeo.

3.8.- EVOLUCION DEL NIVEL ESTATICO

Se recopiló la información piezométrica, de volúmenes de extracción y geohidrológica en general, de la zona de estudio, que se presenta en estudios realizados en años anteriores.

La información existente es de tipo general. Se mencionan volúmenes de extracción para años anteriores englobando a los horizontes acuíferos *somero*, *intermedio* y *profundo*. La extracción principal correspondía a los horizontes *intermedio* y *somero*.

Estudio realizado en fechas más recientes correspondientes al programa PROMMA de la CNA, incluye datos piezométricos de gran utilidad para el año de 1996, aunque mezcla datos de los diferentes horizontes acuíferos. Dichos datos se reinterpretaban y a partir de ellos se obtuvo la configuración de elevación del nivel estático para el año de 1996, que se muestran en la figura 7.10. No fue factible trazo el de configuraciones de elevación del nivel estático para fechas anteriores.

Tomando en cuenta la información disponible se calculó la evolución sufrida por el nivel estático del acuífero *profundo* entre 1996 y 1998. Se obtuvo una variación de almacenamiento para la zona considerada dentro del balance geohidrológico de -64 millones de m³/año.

CAPÍTULO 4.- MODELO CONCEPTUAL Y BALANCE DE AGUA SUBTERRÁNEA

4.1.- FUNCIONAMIENTO DEL ACUIFERO

La zona de estudio corresponde al valle de Pénjamo-Abasolo, el cual tiene una forma prácticamente plana. El subsuelo está constituido por una alternancia de materiales aluviales, sedimentos lacustres y coladas de lava que en su mayoría se comportan como permeables y permiten la infiltración y circulación de agua en el subsuelo. Presentan intercalaciones de horizontes arcillosos que provocan el almacenamiento de agua a diferentes profundidades (figura 4.1).

El valle se encuentra limitado al oeste por la Sierra de Pénjamo, al norte por la Sierra de El Veinte, al sureste por la Sierra de Abasolo y en la parte sur por la Sierra de Tacubaya. Estas sierras se encuentran constituidas por rocas ígneas estrusivas existiendo dos tipos principales, basaltos y riolitas. En general las elevaciones topográficas permiten la infiltración del agua de lluvia y constituyen zonas de recarga al acuífero. Al sur de Pénjamo el valle presenta un estrechamiento, volviéndose a abrir hacia el oeste en el área que corresponde al valle de Numarán.

En la mayor parte de la zona de estudio existe una capa de arcillas impermeables entre los 40 y 50 metros de profundidad, que ocasiona la formación de un horizonte acuífero superficial cuyo nivel se establece a entre 2 y 20 metros de profundidad. Se le denominó horizonte *acuífero somero*.

Entre los 80 y 120 metros de profundidad, se encuentra otro horizonte arcilloso impermeable que en ocasiones pasa lateralmente a un basalto compacto también impermeable. Estos materiales ocasionan la formación de una zona acuífera denominada aquí acuífero *intermedio*, cuyo nivel se encuentra a profundidades variables, predominando el rango de 25-50 metros. Los pozos que se encuentran explotando a este acuífero alcanzan profundidades del orden de 80-120 metros. Durante la década de los 70's, el Valle de Pénjamo-Abasolo se encontraba explotado por un gran número de pozos que extraían agua de este horizonte acuífero, empezando a mostrar signos de sobreexplotación que repercutían en el abatimiento de los niveles. Por ello, la exSecretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos estableció veda a la perforación de nuevos pozos. Ya para dicha década de los 70's, se conocía que a mayor profundidad existían sedimentos lacustres y lavas riolíticas de alto potencial geohidrológico y que frecuentemente presentaban termalismo. La exSARH emitió criterios para el otorgamiento de permisos para perforación, que indicaban que los pozos nuevos deberían explotar la zona acuífera de mayor profundidad, para lo cual deberían cementar la porción superficial del pozo y evitar así aumentar la sobreexplotación de los acuíferos superficiales.

En los estudios que realiza la CEASG se observa que, en la mayor parte de la zona de trabajo, los horizontes acuíferos identificados como *somero* e *intermedio* han quedado agotado en varias zonas y en otras, se encuentran a punto de secarse. Así mismo, que el horizonte de mayor extracción corresponde al denominado acuífero *profundo*.

4.2.- BALANCE DE AGUA SUBTERRANEA

4.2.1.- TRANSMISIBILIDAD Y CAMBIO DE ALMACENAMIENTO

Se realizaron 19 etapas de abatimiento y 11 de recuperación, cuyos datos se interpretaron utilizando el programa *Ground Water for Windows*. Los datos y gráficas de las pruebas se incluyen en el anexo del informe original.

Las pruebas de bombeo con pozo de observación presentaron mediciones que impidieron el cálculo de coeficiente de almacenamiento. Se recurrió a pruebas de bombeo con pozo de observación efectuadas en las zonas aledañas y se le asignaron a la zona de trabajo los valores siguientes: en la porción central, donde se encuentra el horizonte acuífero *profundo* semiconfinado, se utilizó el valor de 0.003, mientras que en una franja que bordea a los valles, donde el acuífero *profundo* se confunde con el *intermedio*, se asignó un valor de coeficiente de almacenamiento de acuífero libre que asciende a 0.05.

Los valores de transmisibilidad calculados. Varían entre 1.57×10^{-5} y $0.1 \text{ m}^2/\text{seg}$, encontrándose los valores más altos al norte del Valle de Abasolo, así como en los alrededores de la Sierra de Tacubaya, debido a la presencia de rocas basálticas.

4.2.2. - ANCHO Y GRADIENTE HIDRAULICO DE LAS CELDAS

En base a la configuración de la elevación de la superficie piezométrica respecto al nivel del mar, se trazaron celdas para el cálculo de la entrada por flujo subterráneo las cuales se muestran en la figura No. 3.5. Se marcaron 33 celdas cuyas longitudes (L) varían de 300 a 2300 metros, presentando un gradiente hidráulico que varía de 0.002 a 0.016.

4.2.3.- CALCULO DEL CAUDAL DE ENTRADA

Se obtuvo la cantidad de agua que ingresa al acuífero en forma de flujo subterráneo procedente de las elevaciones topográficas y calculada ésta a partir de las celdas que se ubicaron sobre las estribaciones del valle. Para el cálculo del caudal de entrada se utilizó la fórmula siguiente:

$$Q = Tbi$$

Donde Q es el caudal de agua en litros por segundo, T corresponde a la transmisibilidad del medio en m^2/seg ; b es el ancho de la celda e ; i corresponde al gradiente hidráulico de la celda. Con los cálculos de entrada por flujo subterráneo se obtuvo una recarga o entrada de agua de $225.869 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{anuales}$ para toda la zona de balance. Este volumen corresponde a un caudal de $7.17 \text{ m}^3/\text{seg}$.

4.2.4.- ECUACION DE BALANCE DE AGUA SUBTERRANEA

La ecuación de balance de agua subterránea establece que las entradas son iguales a las salidas más el cambio de almacenamiento:

Entradas (Es) = salidas (Ss) + cambio de almacenamiento (As).

Analizando los conceptos que se incluyen dentro de la ecuación, observándose que las entradas están constituidas por el flujo subterráneo que alimenta al valle en las estribaciones de las sierras (Es), así como a la infiltración vertical que recibe el acuífero y que puede corresponder a infiltración por agua de lluvia, a retornos de riego, a infiltración por pérdida en canales, así como a infiltración por aporte de los horizontes acuíferos superficiales que pueden estar drenando hacia mayores profundidades. Todos estos conceptos se englobaron dentro del renglón denominado infiltración vertical (Iv) y la cual se consideró como incógnita dentro de la ecuación de balance.

Por lo que respecta a las salidas de agua del acuífero, se incluyó a las salidas subterráneas (Ss) que en el presente caso son nulas debido a que no existen flujos subterráneos de salida del acuífero hacia otras áreas. La principal forma como se descarga el acuífero corresponde a la extracción por bombeo (Ext), la que conforme se mencionó en el inciso 3.2 fue calculada y asciende a $440 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{anuales}$ para la zona incluida dentro del área de balance y correspondiente al acuífero *profundo*. Se hace notar que la extracción total para la zona en estudio incluyendo a los acuíferos *superficial e intermedio*, así como a pozos ubicados fuera del área de balance y asciende a $721 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{anuales}$.

Podrían existir otros tipos de descargas o salidas de agua del acuífero, como por ejemplo descarga de manantiales o evapotranspiración, sin embargo, en el presente caso estos procesos no se llevan cabo. Tomando en cuenta los conceptos anteriores, la ecuación de balance queda como sigue:

$$Es + Iv = Ext + As$$

$$Iv = Ext - Es + As \text{ (figura No. 8.2)}$$

Los resultados del balance se muestran en la figura 4.1 (*acuífero profundo*), observándose una entrada subterránea de $225 \text{ Mm}^3/\text{anuales}$, una infiltración vertical al acuífero profundo de 151.2 una extracción de $440.2 \text{ Mm}^3/\text{anuales}$. La diferencia entre la entrada de agua al acuífero que asciende a $376.2 \text{ Mm}^3/\text{año}$ y la salida en forma de explotación por bombeo que es de 440.2 , corresponde al cambio de almacenamiento o sea $-64 \text{ Mm}^3/\text{anuales}$.

De igual manera se efectuó el balance de agua subterránea para el horizonte acuífero intermedio, se obtuvo una entrada subterránea de 70.0 millones de $\text{m}^3/\text{año}$, la extracción por bombeo de 235 millones de $\text{m}^3/\text{año}$ un cambio de almacenamiento de -118.7 , por lo que se refiere a la infiltración vertical, le corresponden 46.3 millones de $\text{m}^3/\text{año}$.

Se hace notar que de los 235 millones de $\text{m}^3/\text{año}$ de extracción, 115 millones de $\text{m}^3/\text{año}$ corresponden a extracción directa por pozos del acuífero *intermedio* y los 120 millones de $\text{m}^3/\text{año}$ restantes son la recarga que recibe el horizonte acuífero *profundo* procedente del horizonte acuífero *intermedio*.

CAPÍTULO 5.- CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

CONCLUSIONES

- Se identificaron 3 horizontes acuíferos, denominados: horizonte acuífero somero, horizonte acuífero intermedio y horizonte acuífero profundo.
- En el valle de Penjamo los horizontes acuíferos somero e intermedio se encuentran prácticamente agotados.

Se encontraron y censaron 2926 aprovechamientos, de los cuales 5 corresponden a manantiales, 152 a norias y 2769 restantes a pozos. De los 2769 pozos 2383 operan, 148 se encuentran abandonados; 74 en rehabilitación o cambio de equipo, 241 en proceso de perforación y; 140 no operan.

La extracción de agua subterránea por bombeo asciende a 721,2 Mm³/año para toda la zona estudiada, que equivale a 22.89 m³/seg.

El abatimiento medio anual varía entre 1 y 3 metros por año.

En la actualidad se perforan aproximadamente 100 pozos por año (reposición), con lo cual se incrementa el caudal de extracción en 31.5 millones de m³/año.

RECOMENDACIONES

Intensificar los programas de uso eficiente del agua

En el renglón relativo al agua potable se recomienda

- a) Elaborar un análisis de tarifas tendiente al incremento de las mismas, a fin de fomentar la disminución del consumo.
- b) Atacar las fugas tanto domiciliarias como en conducción.
- c) Continuar con las políticas de uso eficiente que incluyen la sustitución de muebles sanitarios y dispositivos ahorradores de agua.

En el renglón de riego, la extracción del acuífero asciende al 93% del total. Se recomienda:

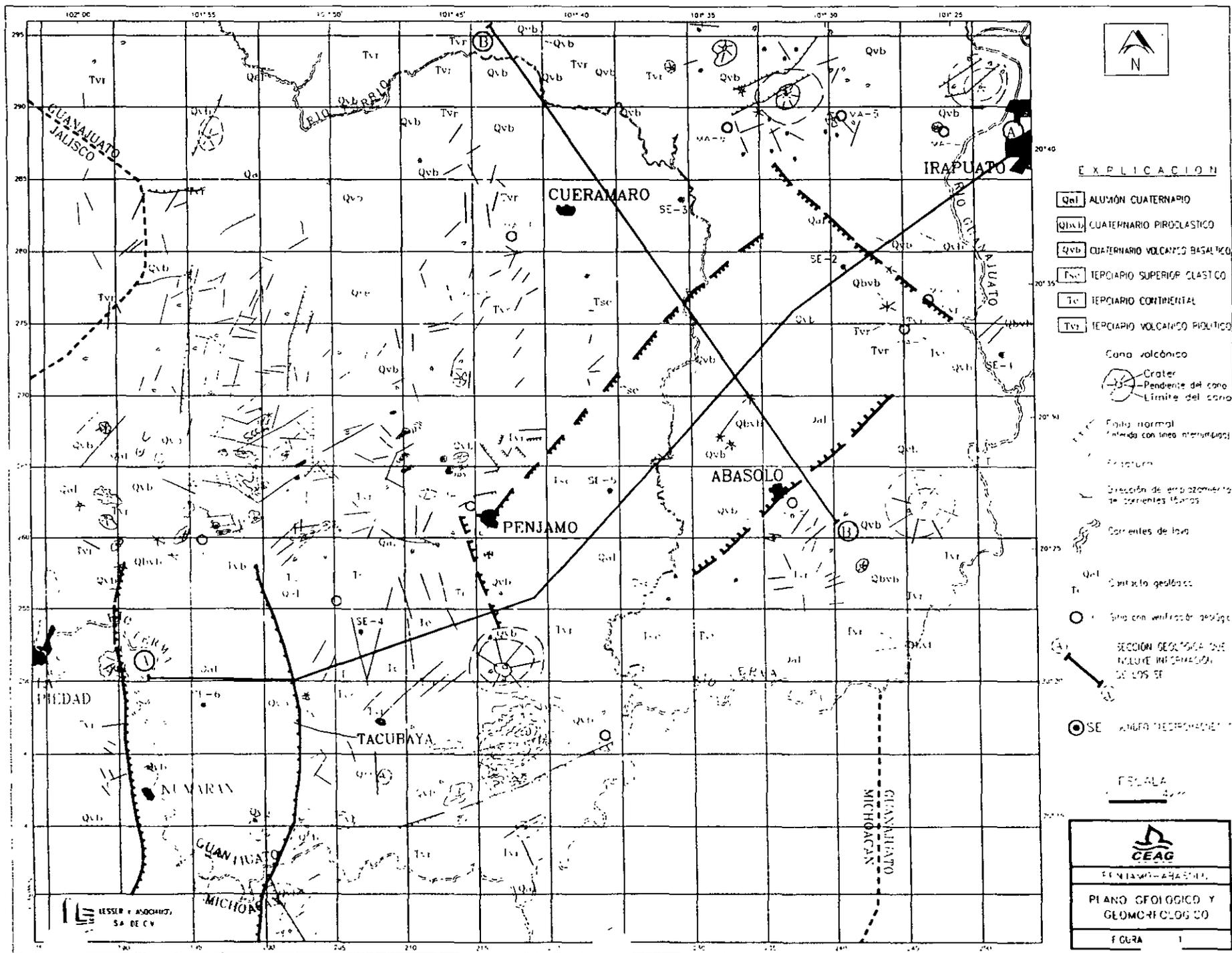
- Continuar y acelerar los programas de aplicación de técnicas de riego y selección de cultivos para ahorro de agua.
- Cambio por cultivos que requieran menor cantidad de agua
- Reutilizar las aguas residuales en riego e industria.
- Elaboración de un estudio socioeconómico enfocado al cambio de actividad agrícola por agropecuaria e industrial, principalmente en las zonas centrales del valle donde la extracción ha ocasionado la formación de conos de abatimiento.

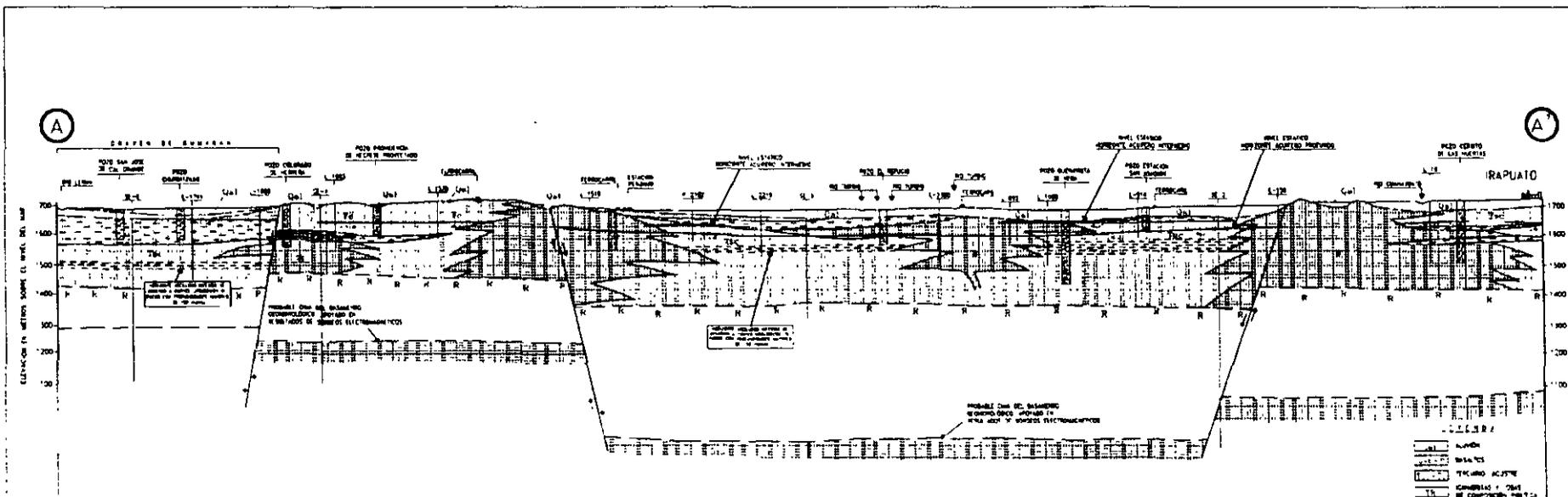
RESUMEN DE DATOS HIDROGEOLOGICOS DEL ACUIFERO
DE PÉNJAMO-ABASOLO, GTO.

- Incrementar la recarga del acuífero mediante la construcción de diversas estructuras tales como presas, adaptación de antiguos cauces para provocar infiltración, etc. Aplicar programas de reforestación para fomentar la infiltración el agua de lluvia hacia los acuíferos.

Se considera una población de 400 000 habitantes en los principales centros urbanos del área estudiada, con una dotación de 200 litros por habitante por día lo cual da un volumen de abastecimiento de alrededor de 1 m³/seg. Si consideramos que el 40% de dicho volumen se pierde por evaporación, se tiene un remanente del 60% que corresponde al agua residual y que es del orden de 600 lps. Este caudal se podría intercambiar en los renglones industriales y riego, a fin de disminuir la sobreexplotación a que se encuentra sujeto el acuífero, principalmente hacia las zonas centrales de los valles que es donde se presentan los niveles de bombeo más profundos.

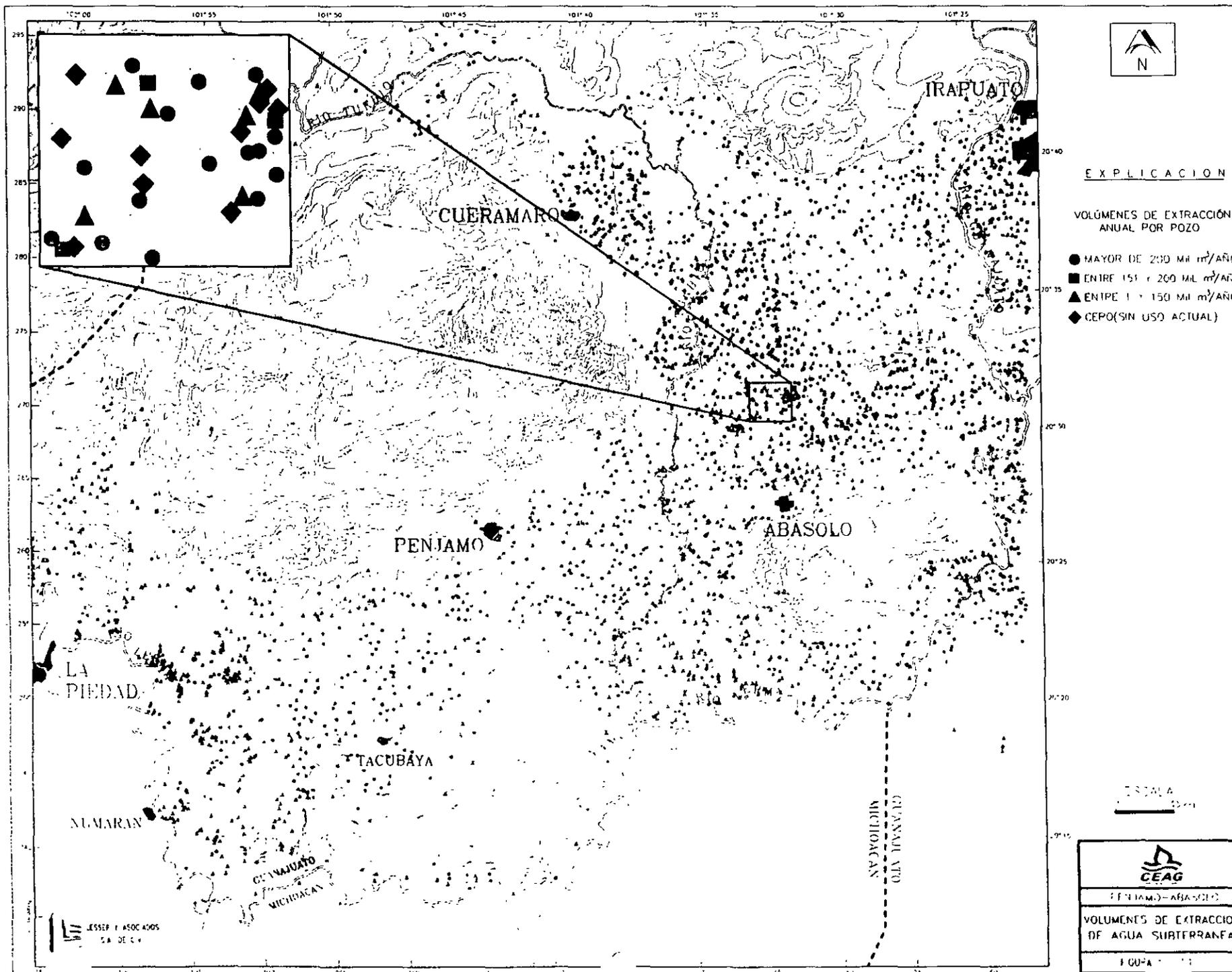
La tecnificación del riego es un aspecto importante. Existen dos zonas de riego con características diferentes. La primera con una tecnología de alto nivel, fuertes inversiones y gran rendimiento. En contraste, se tiene a la agricultura de bajo rendimiento económico. Se recomienda procurar la sustitución de cultivos de bajo rendimiento económico y alto consumo de agua, por otros de mayor rendimiento, que permitan fomentar un mayor ingreso entre los agricultores y una disminución en los volúmenes de extracción de agua del subsuelo.



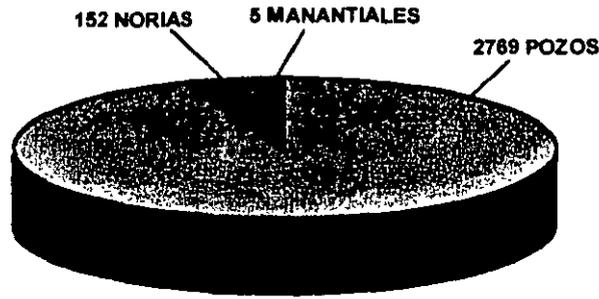


LESSER Y ASOCIADOS
S.A. DE C.V.


 PENJAMO-ABASCO
 SECCION GEOLOGICA A-A'
 FIGURA No. 2.2

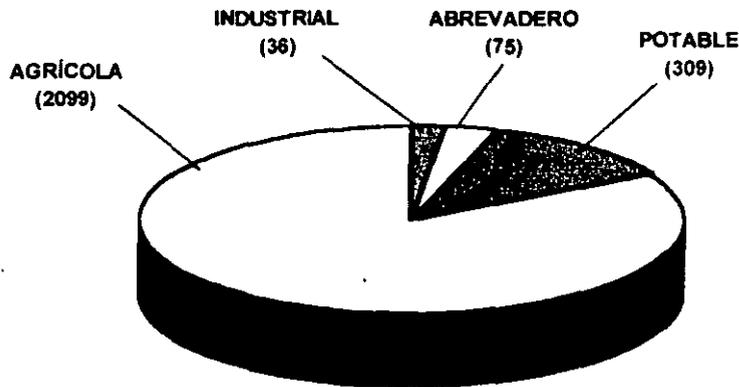


**APROVECHAMIENTO DE AGUA SUBTERRANEA
EN EL VALLE DE PENJAMO-ABASOLO**



DATOS DE 1998

**CANTIDAD DE APROVECHAMIENTOS
ACTIVOS DE ACUERDO A SU USO (2519)**



**VOLÚMENES DE EXTRACCIÓN
DE ACUERDO A SU USO**

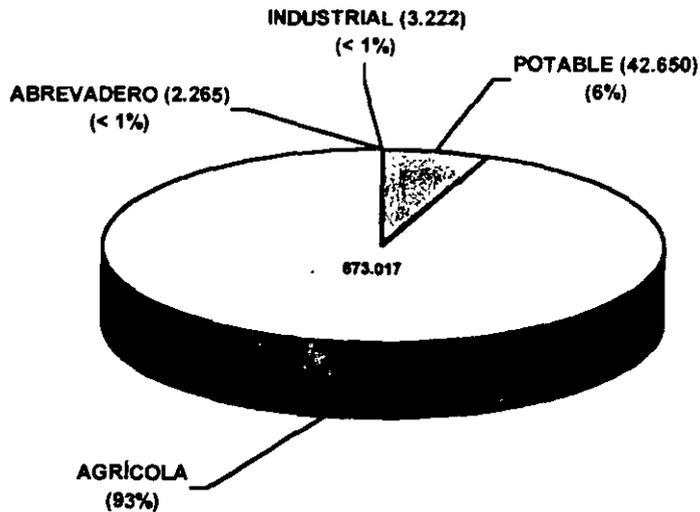
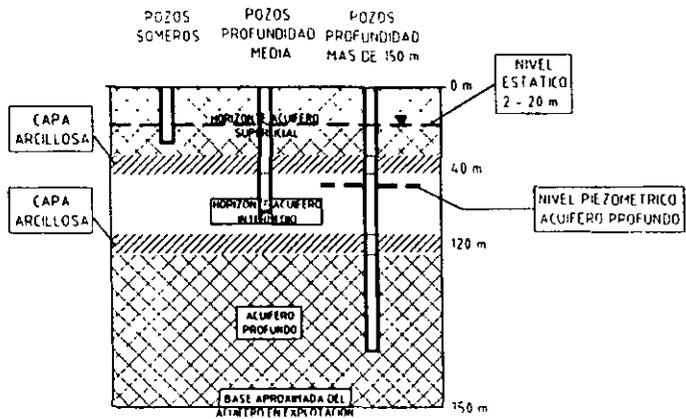
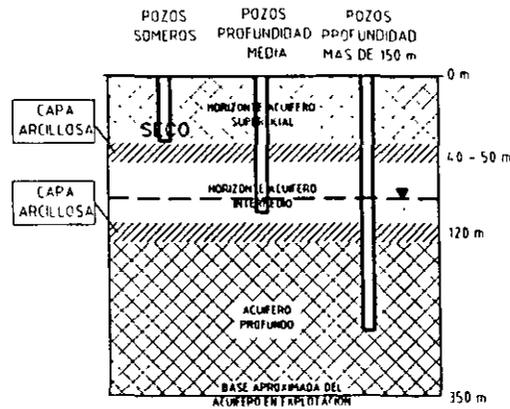


FIGURA 3.2

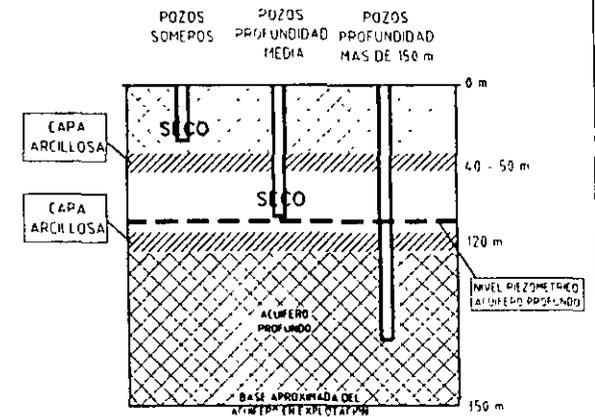
ACUIFERO SOMERO
TIPICO DEL VALLE DE NUMARAN



ACUIFERO INTERMEDIO
TIPICO DE LA ZONA NORTE



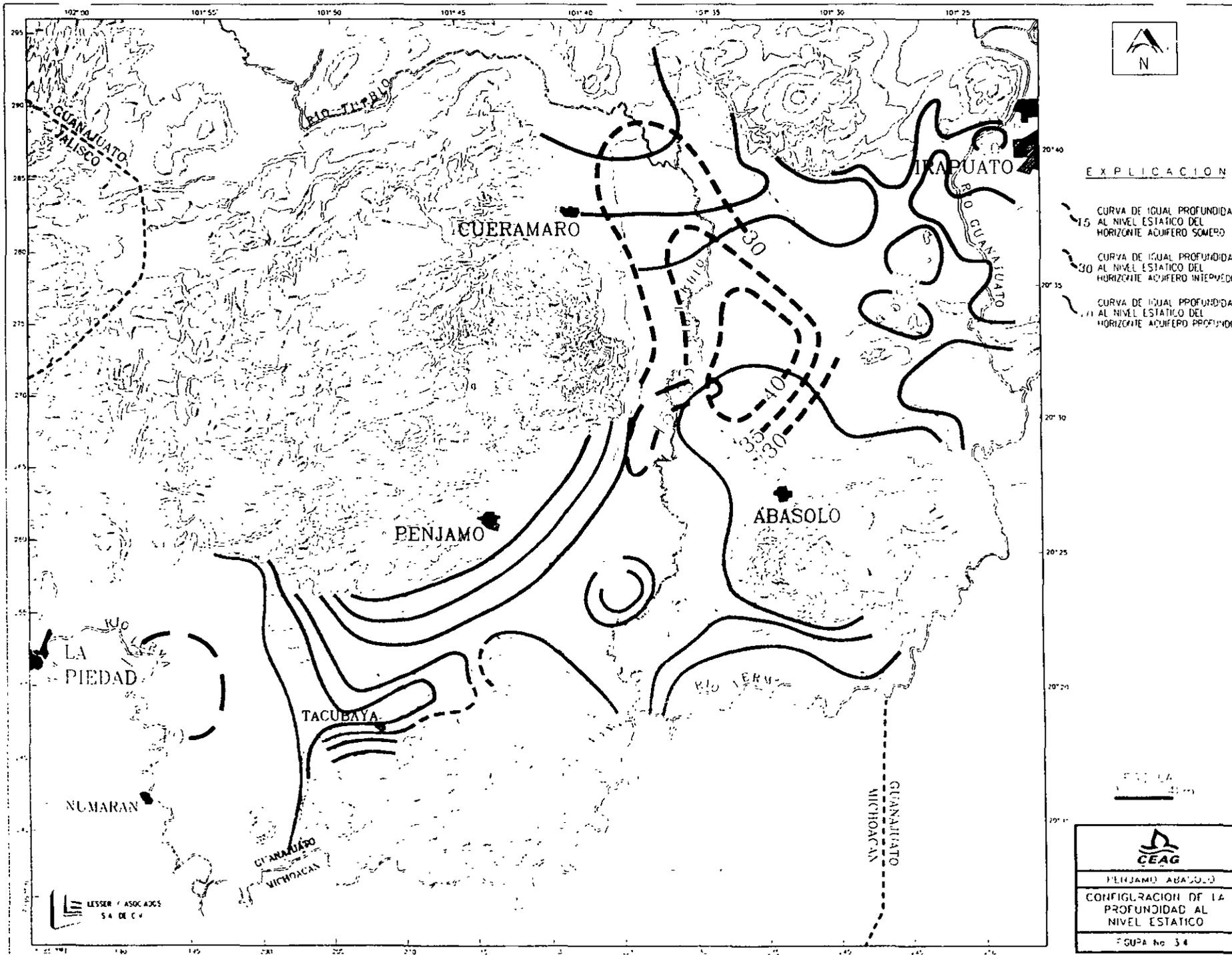
ACUIFERO PROFUNDO

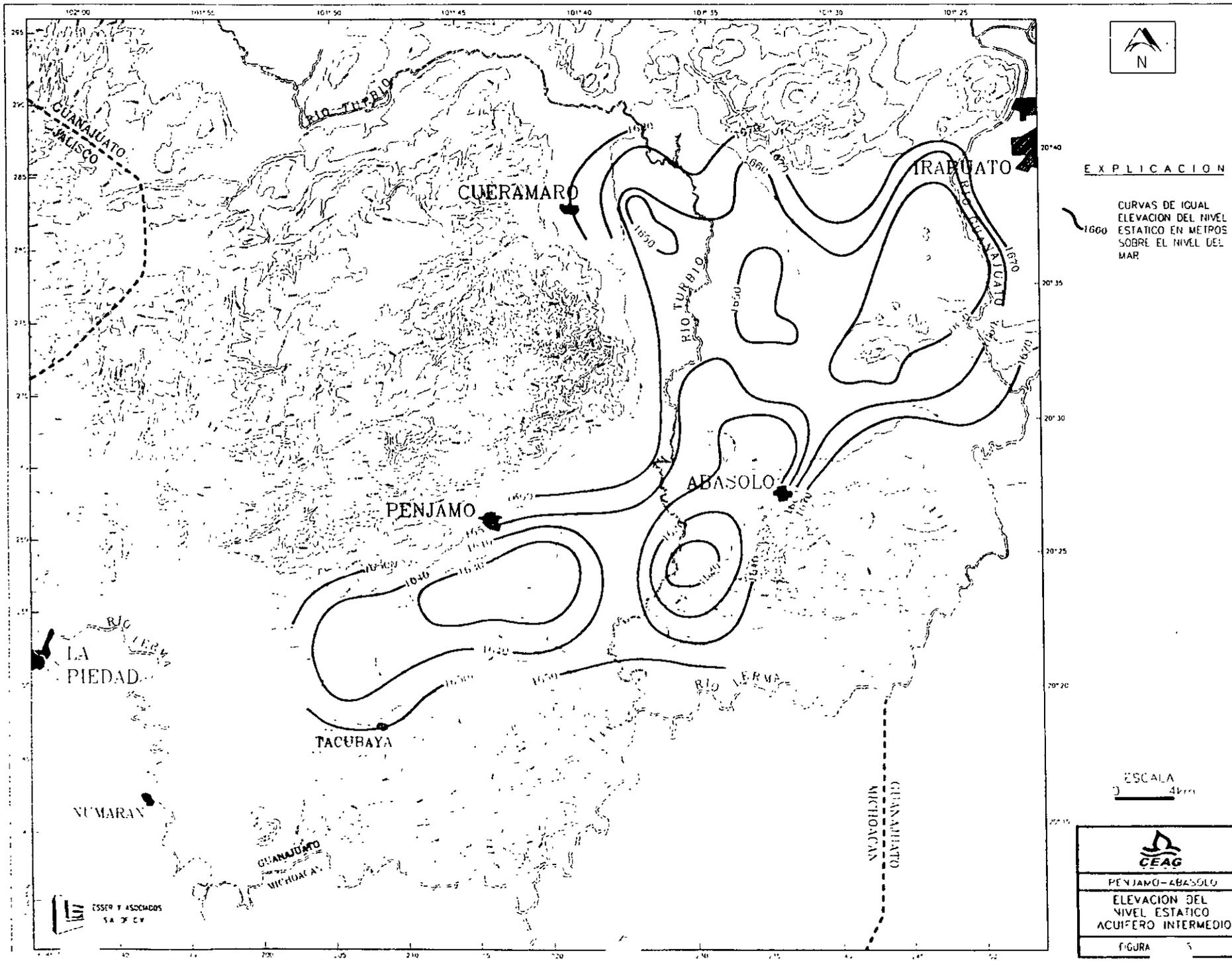


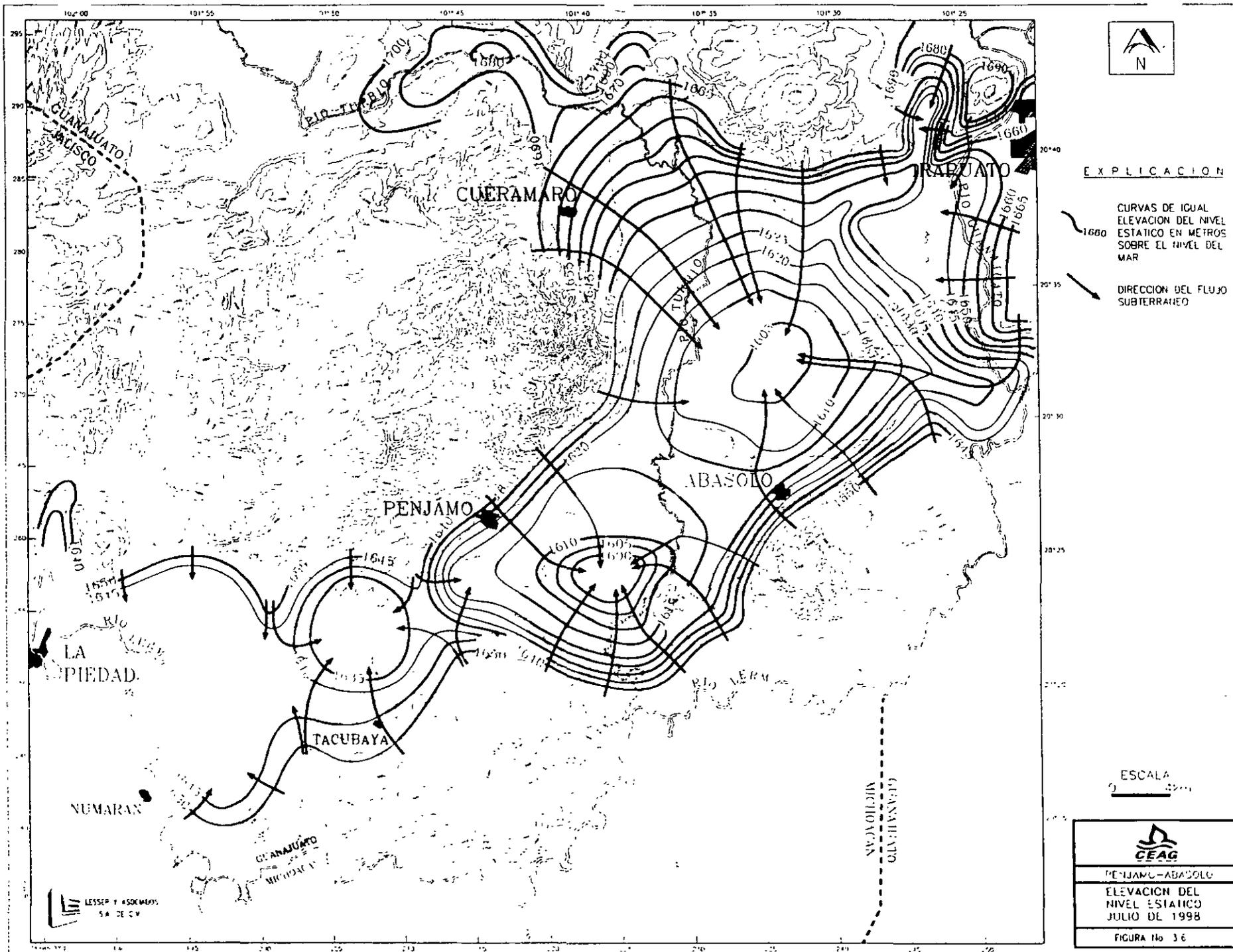
-  ZONA CON NIVELES ESTATICOS SOMEROS REPRESENTAN AL HORIZONTE ACUIFERO SUPERFICIAL
-  REPRESENTA EL HORIZONTE ACUIFERO INTERMEDIO
-  ZONA CON NIVELES ESTATICOS PROFUNDOS REPRESENTAN AL ACUIFERO PROFUNDO

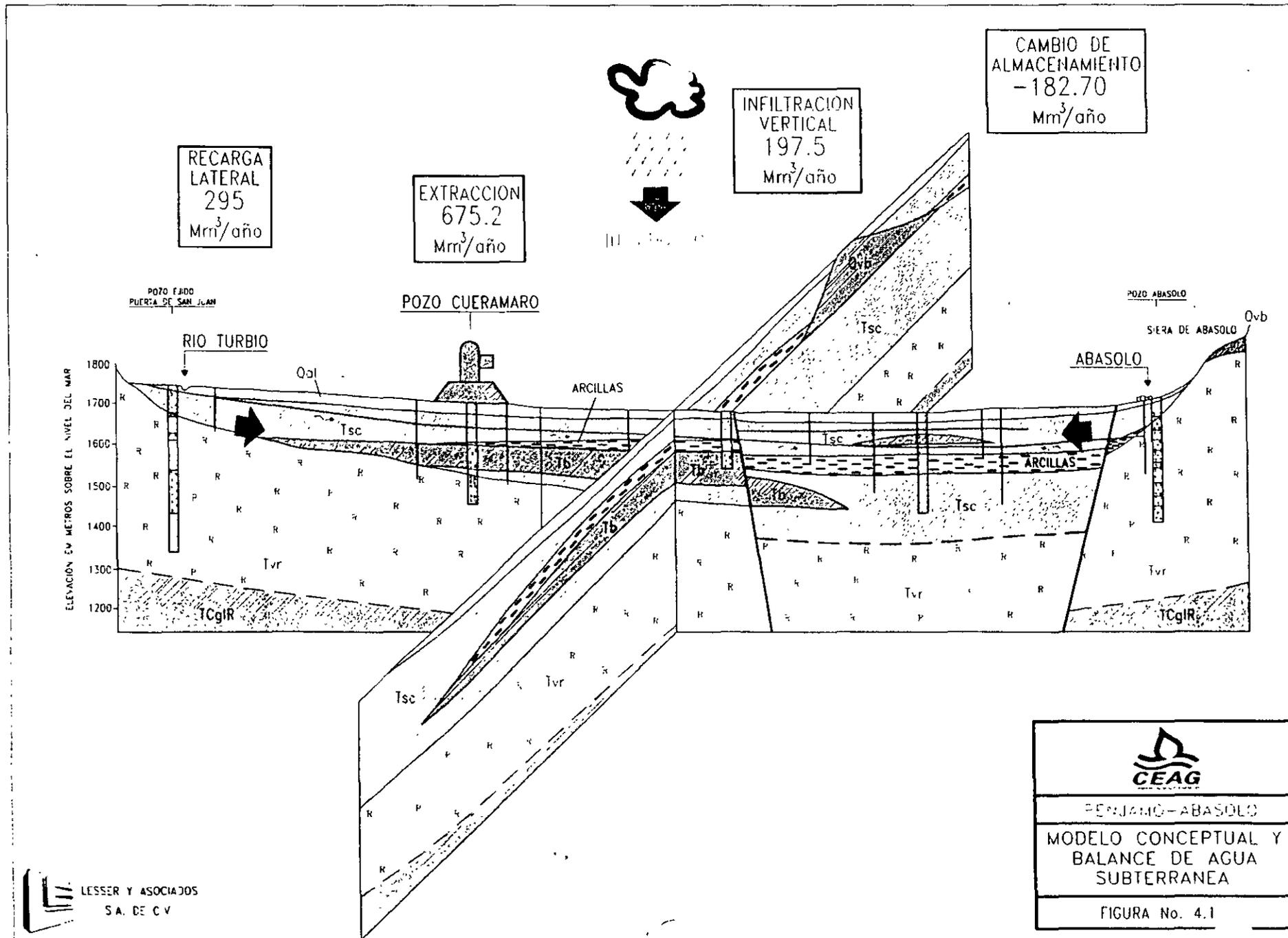
-  ZONA CON NIVELES ESTATICOS SOMEROS REPRESENTAN AL HORIZONTE ACUIFERO SUPERFICIAL
-  REPRESENTA EL HORIZONTE ACUIFERO INTERMEDIO
-  ZONA CON NIVELES ESTATICOS PROFUNDOS REPRESENTAN AL ACUIFERO PROFUNDO

-  ZONA CON NIVELES ESTATICOS SOMEROS REPRESENTAN AL HORIZONTE ACUIFERO SUPERFICIAL
-  REPRESENTA EL HORIZONTE ACUIFERO INTERMEDIO
-  ZONA CON NIVELES ESTATICOS PROFUNDOS REPRESENTAN AL ACUIFERO PROFUNDO









Características del programa MT3D (Modular Transport in 3 Dim)
Características MT3D

Autor	Zheng, C. (1990)
Lenguaje de programación	FORTRAN 77
Tipo de Modelo	Transporte de masa
Componentes de calidad del agua	Sólidos totales disueltos Inorgánicos/ orgánicos
Procesos simulados	Transporte conservativo Adveccion Dispersión(longitudinal y transversal) Difusión Sorcpción; Isotermas de equilibrio; lineales, Langmuir; Freundlinch Decaimiento radioactivo de 1er orden
Representación de parámetros	Homogéneo / heterogéneo Isótropo / anisotropo
Características del fluido	Flujo laminar – Lineal Régimen transitorio / permanente
Modificación en las variables del acuífero	Espesor variable Acuífero confinado a libre
Condiciones del fluido	Una fase Propiedades del compuesto constantes en espacio y tiempo
Condiciones de Frontera	Primer tipo- Dirichlet Procesos químicos relacionados en la ec. De transporte Segundo tipo- Neumann Fronteras de área; pozos de inyección; fuentes puntuales: fuentes en línea
Método de solución para el transporte	-implícito aproximación espacial técnicas de solución de matrices (numéricas, trayectoria de partículas y método de las características)

Ejemplo

Resumen Ejecutivo

El modelo MT3D se aplicó para estimar el tiempo de arribo y la concentración de un contaminante que generan los lixiviados de un relleno sanitario hacia un río a través del flujo subterráneo. Se estima que la pluma contaminante llegará al río después de 10 años de operación del relleno. Dado que la concentración se incrementa con el tiempo la operación del relleno tendrá un impacto negativo en la calidad de las aguas superficiales. El análisis de sensibilidad muestra que la porosidad y conductividad hidráulica son los parámetros más sensibles para el modelo de transporte. El modelo permitió predecir la posición y el tiempo de arribo de los lixiviados sin embargo, su configuración esta condicionada por la inexactitud en la estimación en los parámetros hidráulicos y la concentración inicial de los contaminantes. La concentración calculada es solamente un indicador de la dirección y tiempo de tránsito de los solutos y no se puede considerar como un valor absoluto de la concentración.

Planteamiento del Problema

La figura No.1 presenta la interconexión hidráulica entre un río con un acuífero granular de tipo libre. En una zona aguas arriba se propone construir un relleno sanitario. Debido a la preocupación por el posible impacto ambiental de esta obra se requiere evaluar la posible contaminación que generarían los lixiviados en la calidad del agua subterránea y posteriormente en su descarga en el río. El sitio se localiza en un área con una precipitación de aproximadamente 20" (pulgadas) por año. La transmisividad del acuífero se estima en 10,000 ft²/día, conductividad hidráulica en 0.0023 ft/seg y la porosidad efectiva se calcula en 0.25. El propósito de este reporte es determinar la evolución en el espacio y en el tiempo de la concentración de contaminantes que puede generar la operación de un relleno sanitario y evaluar su posible impacto en la calidad del agua del acuífero así como del río cercano a este.

Selección de Posibles Escenarios de Simulación

El primero incluye la migración de lixiviados desde un depósito en superficie hacia un acuífero de tipo libre. En ambos casos es necesario determinar los valores de concentración de contaminantes a una determinada posición.

El segundo escenario considera el diseño y la operación de un sistema de bombeo en un acuífero de tal forma que éste permita captar y controlar el movimiento de los contaminantes en el subsuelo mediante el diseño de zonas de captura. El cuarto escenario considera el transporte de un soluto conservativo en un acuífero libre y bajo el régimen transitorio("unsteady state"). Su objetivo es definir la distribución espacial

de la concentración dentro de la pluma de contaminante. En este caso la zona no saturada no es considerada. Un último escenario considera el transporte desde la superficie hacia un acuífero sujeto a un bombeo y en tres dimensiones.

Metodología

a) Conceptualización del problema

La Fig.() presenta un modelo esquemático de la infiltración de un lixiviado generado en relleno sanitario al subsuelo. Considere un acuífero libre como el que se muestra en la Fig. en la parte superior del terreno se ubica un relleno sanitario que produce lixiviados los cuales se infiltran al subsuelo a través de la zona no saturada y alcanzan al nivel freático del acuífero. Una vez que los contaminantes alcanzan la zona no saturada se mueven en la misma dirección del flujo subterráneo. Su migración esta controlada por los procesos de advección y dispersión y no existen diferencias en la densidad entre el soluto y el agua subterránea. En el subsuelo los contaminantes pueden ser interceptados por un pozo o descargar en forma natural sobre algún cuerpo de agua superficial aguas abajo.

a) Selección de las condiciones iniciales y de frontera

La malla y las condiciones iniciales del modelo se muestran en la fig.(). Al río se le asignó una carga hidráulica constante y los límites restantes se asumieron como impermeables. Las condiciones iniciales de concentración fueron de 100 mg/l en los cinco nodos que representan al relleno sanitario y en el resto de la malla se considera con una concentración de 0.0 mg/l.

El valor de la recarga neta fue calculado como porcentaje de la precipitación inicial su valor original se ajustó hasta obtener valores satisfactorios entre la carga hidráulica observada y la calculada. La mejor distribución de carga hidráulica correspondió a un 15%, alrededor de un 3", por año del valor de recarga original.

3.3. Aplicación del modelo MT3D

1. Las condiciones iniciales y parámetros hidráulicos base se muestran en la Tabla No.1

Tabla No. 1 Parámetros Iniciales

Espesor del acuífero
Conductividad hidráulica
Porosidad
Recarga neta
Concentración de fondo en el acuífero
Concentración inicial del contaminante
Condiciones de frontera (contaminante)
Dispersión longitudinal
Dispersión transversal

IV. Resultados

El modelo MT3D permitió simular la distribución de los contaminantes generados por un relleno sanitario. Las simulaciones muestran que después de 10 años los lixiviados llegarían al río. El punto más cercano al relleno, tendría una concentración de 13 mg/l y el más alejado de 1 mg/l. Las concentraciones se incrementarían en el tiempo creando un impacto negativo en el sistema ecológico. Los resultados presentan el escenario más crítico ya que en éste no se considera la atenuación de los contaminantes la cual es particularmente importante en la zona no saturada. El análisis de sensibilidad muestra que conductividad hidráulica y la porosidad los parámetros de mayor influencia en la distribución de la concentración por lo que su medición debe ser realizada con mayor precisión.

Bibliografía

ASTM, 1993. Standart guide for application of a Ground-Water Flow Model to a Site Specific.

Anderson, M.P. and W.W. Woessner, 1992. Applied Groundwater Modeling- Simulation of Flow and Advective Transport. Academic Press

Bear , J., and Verruijt, A., 1987. Modeling groundwater flow and pollution. Kluwer Academic Publishers, Boston

Bear J., et al,1992, Fundamentals of GroundWater Modeling. Ground Water Issue. EPA/ 540/s-92/005.

Kinzelbach, W., 1986, Groundwater Modeling: An introduction with sample programs in BASIC. NY. Elsevier

Mercer, J.W., 1991, Common Mistakes in Model Applications. Proc. ASCE Symposium on Ground Water, Nashville, Tennessee.

Mercer, J.W. and C.R. Faust, 1981. Ground Water Modeling. National Water Well Association, Ohio.

National Research Council (NRC). 1990. Ground Water Models: Scientific and regulatory Application. National Research Council. Washington, D.C.

Splitz, K and Moreno, J, 1996, A practical Guide to Groundwater and Solute Transport Modeling. John Wiley and Sons Inc.

Wang, H.F., and M.P. Anderson, 1982. Introduction to Groundwater Modeling. W. H. Freeman and Co

Anexo 1

Estimación del tiempo de tránsito

Supone que los fenómenos de dispersión y difusión son despreciables. Únicamente actúa advección.

Considere la ecuación para el cálculo de la velocidad de Darcy:

$$q = K \, dh/dx$$

donde:

K = conductividad hidráulica (m/d)
 dh/dx = gradiente hidráulico

La velocidad lineal (v) se calcula a partir de q :

$$V = q / O = D / T \quad \text{en donde:}$$

Q = velocidad de Darcy (m/d);

O = porosidad efectiva del medio ;

D = distancia (m);

T =Tiempo de tránsito (d);

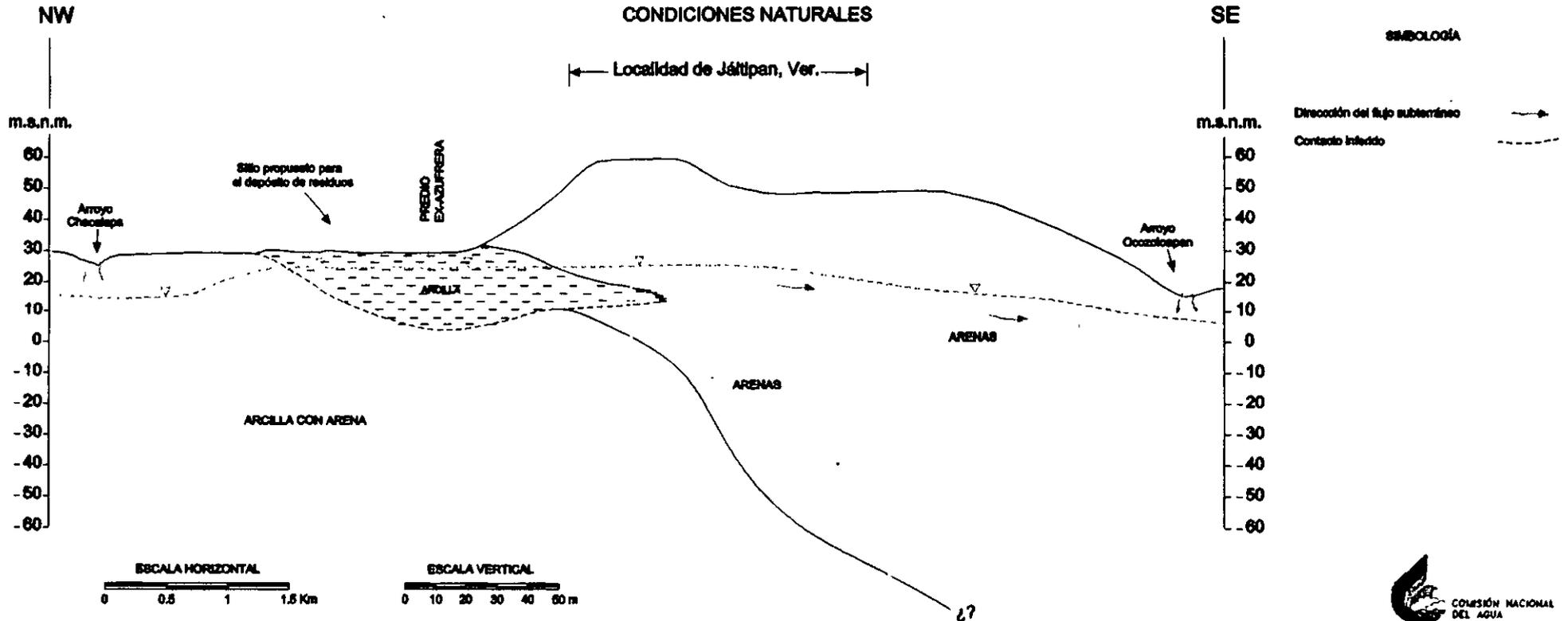
de donde el tiempo se calcula como:

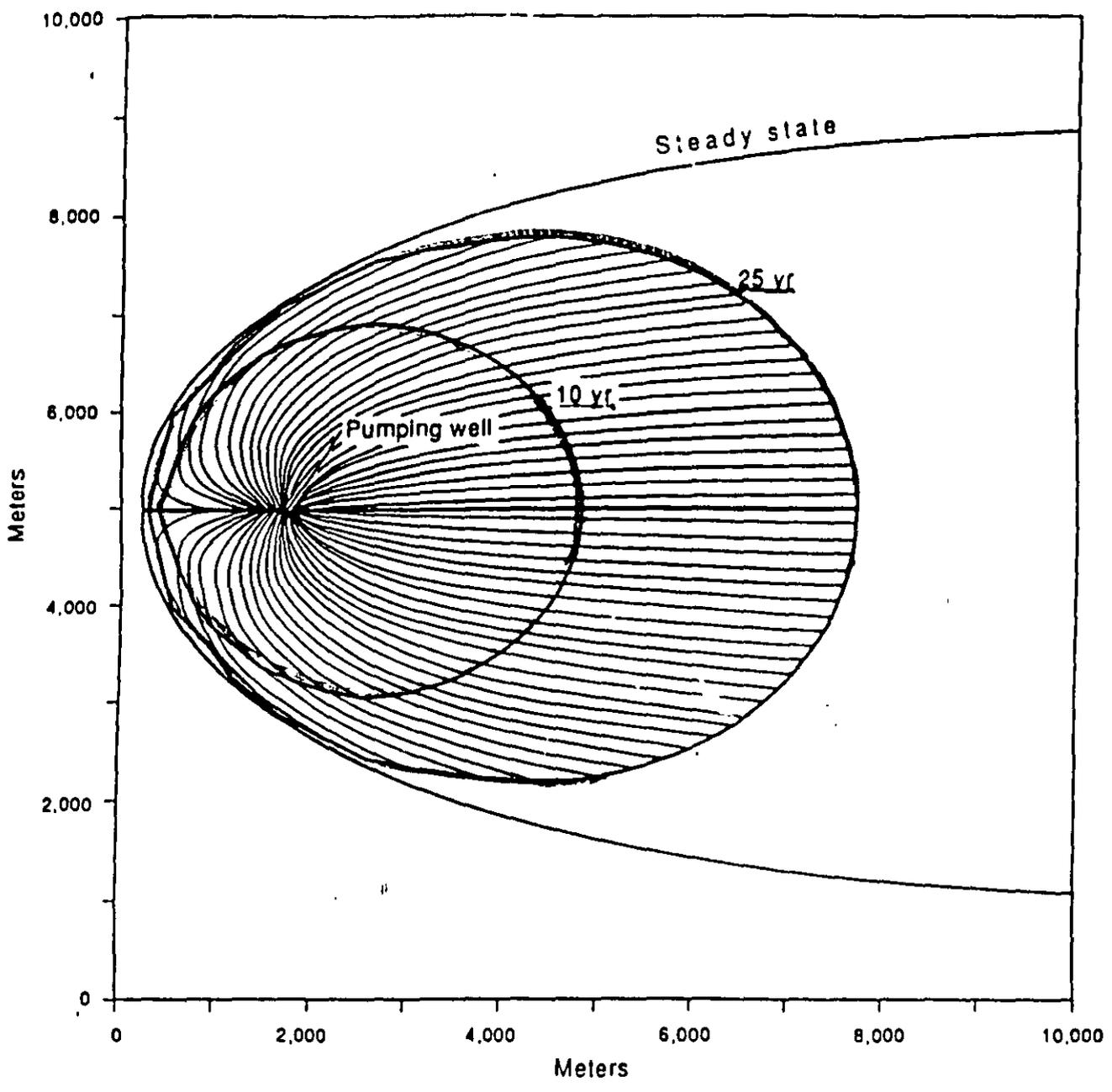
$$T = D / v$$

SECCIÓN ESQUEMÁTICA DEL SITIO DE DEPÓSITO DE LA EX-AZUFRERA PANAMERICANA

CONDICIONES NATURALES

Localidad de Jáltipan, Ver.





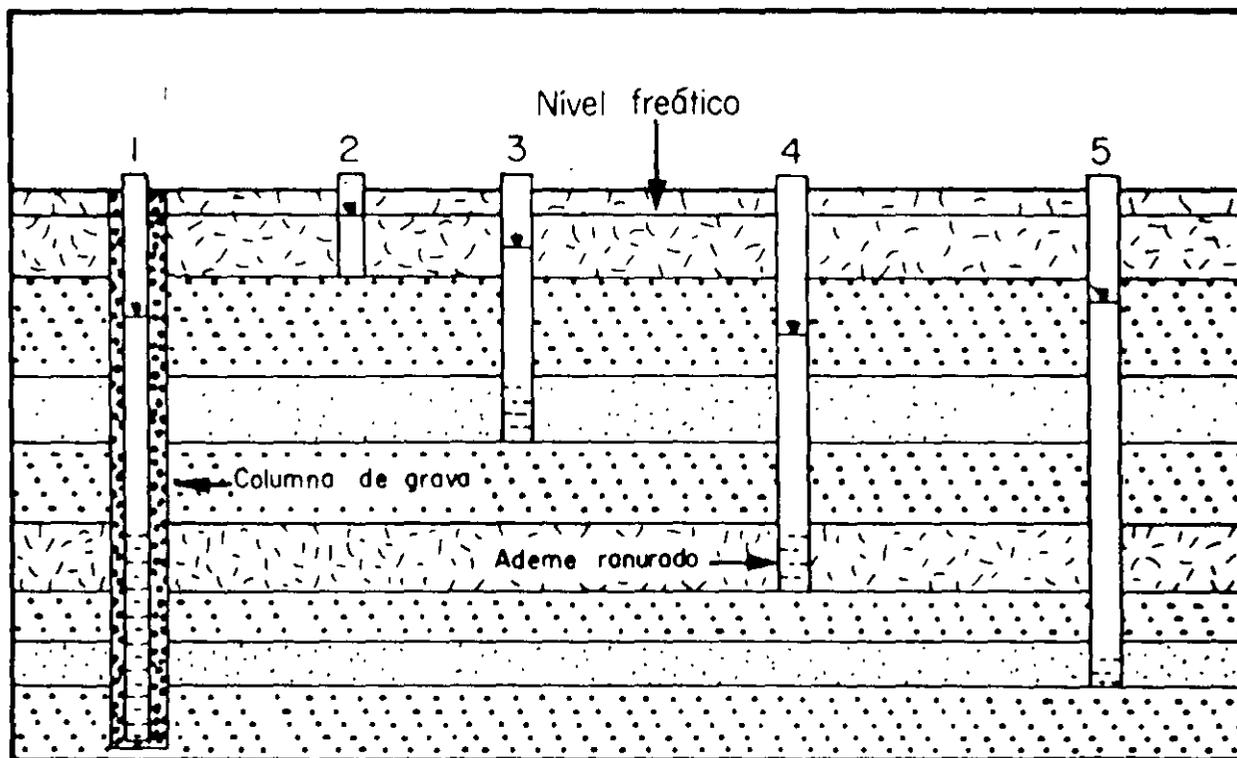
Problemas Asociados a la Contaminación de Acuíferos

En general, se deben responder tres preguntas básicas relacionadas con los contaminantes en el subsuelo:

En qué dirección se mueven ?

Con qué velocidad se mueven ?

Cuál será su concentración en el tiempo y el espacio?



El nivel del agua de un pozo indica la carga que existe en el acuífero donde se mide esta.

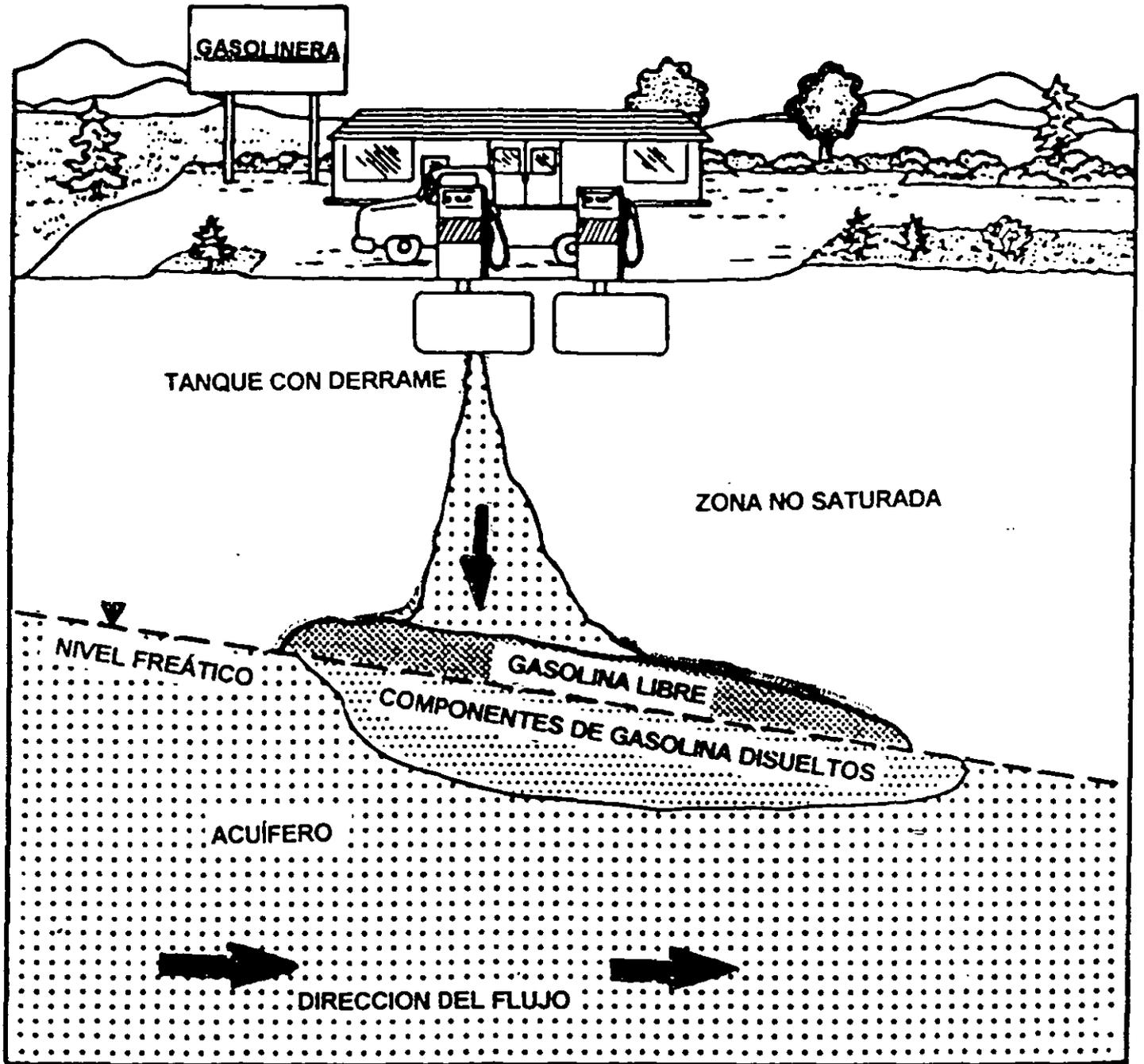
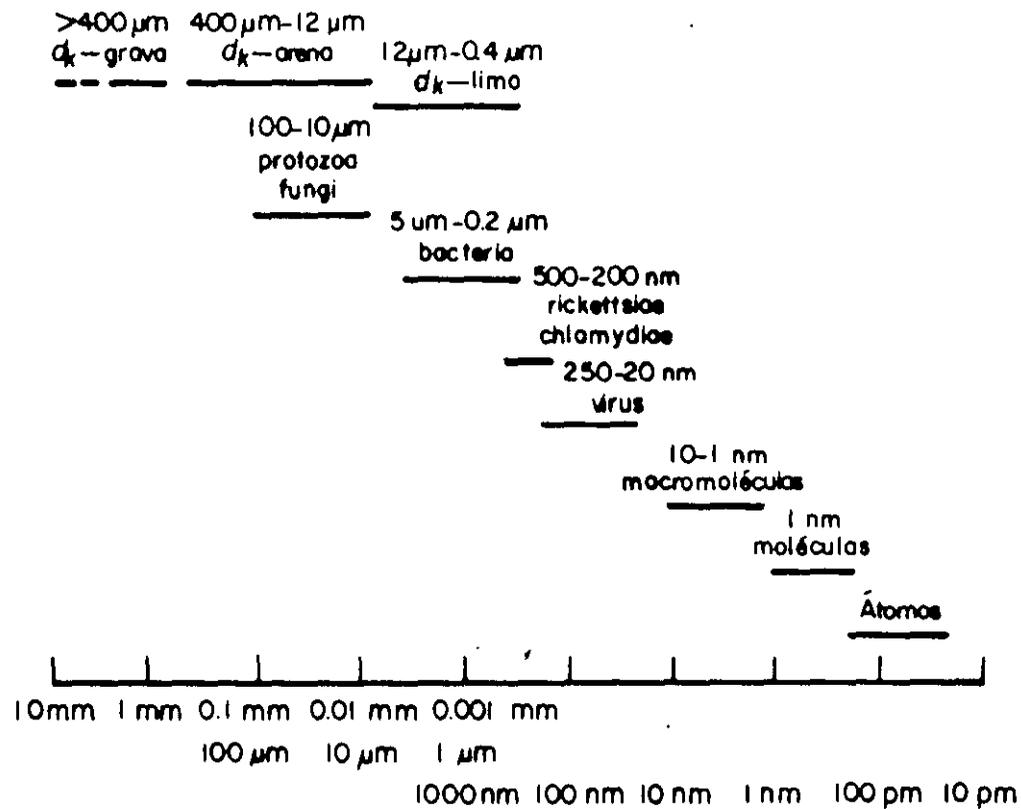
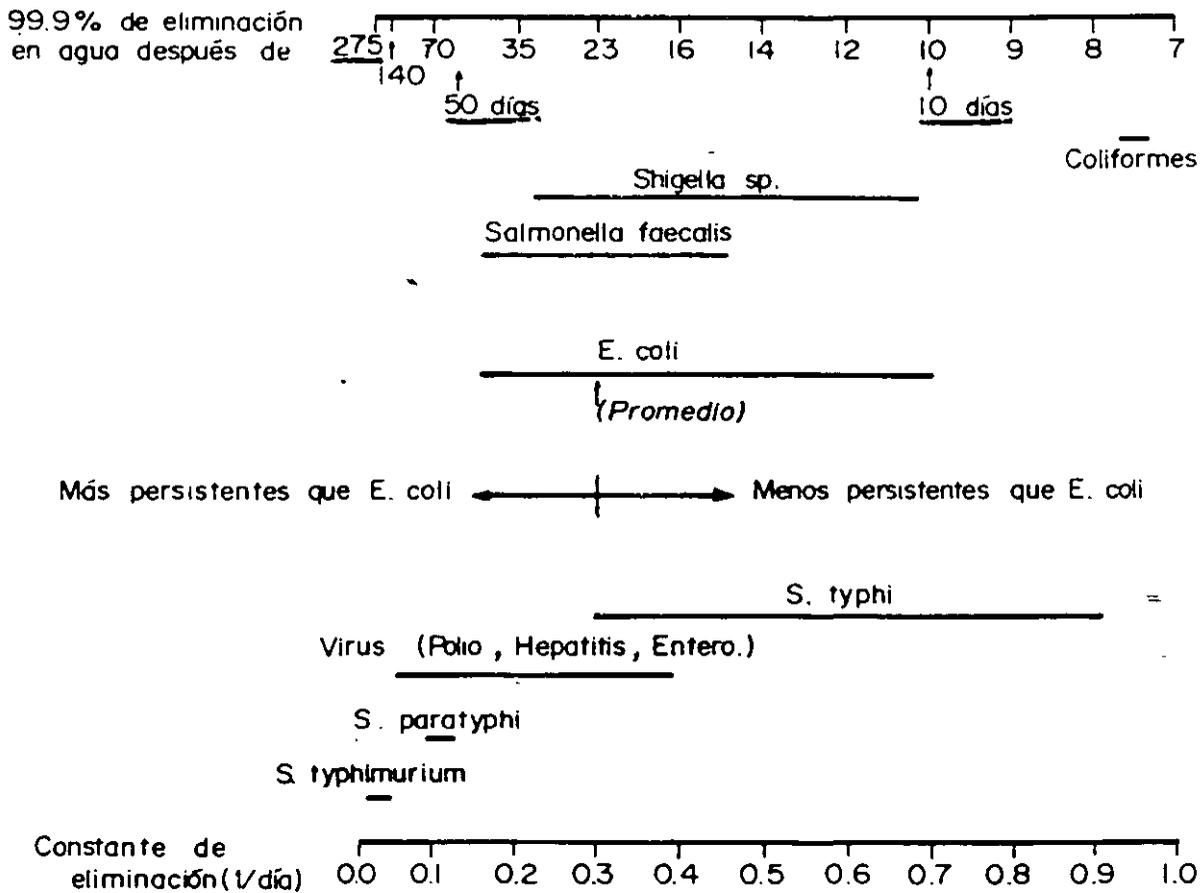


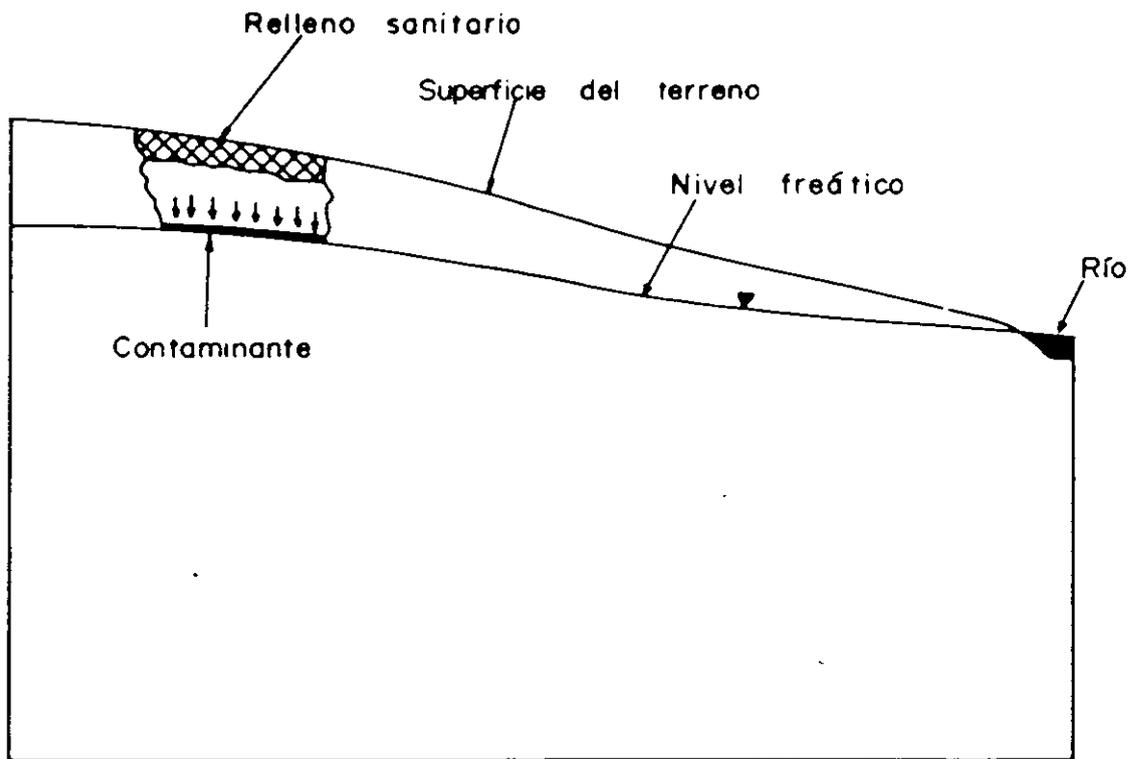
DIAGRAMA ESQUEMATICO DE UN DERRAME DE HIDROCARBUROS EN EL SUBSUELO

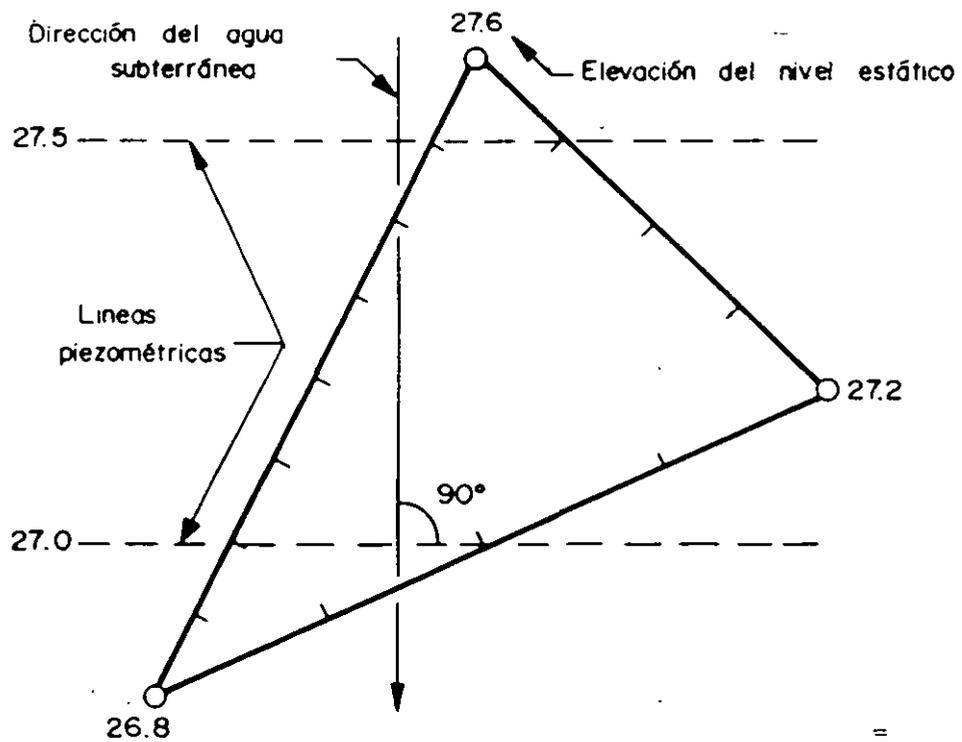


Comparación de los tamaños de los microorganismos con respecto al tamaño de los granos de sedimento, moléculas y átomos (Modificado de Matthess y Pekdeger, 1985).

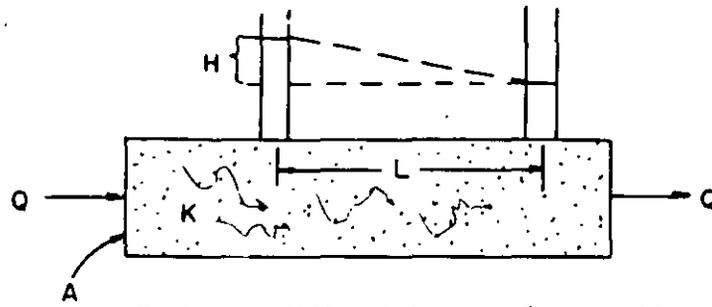
Constante de eliminación del 99.9% de algunas bacterias y virus en el agua subterránea.







La dirección del movimiento del agua subterránea puede ser determinada a través de la medición del nivel del agua en tres pozos de la misma profundidad. (Heath y Trainer, 1981)



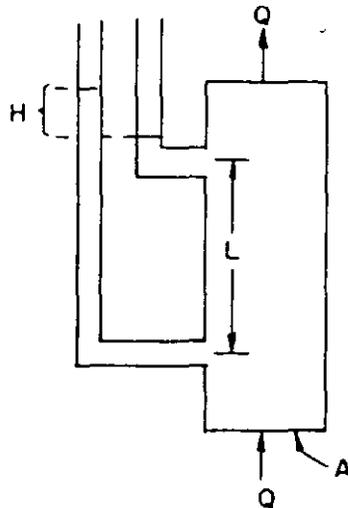
Gradiente = $H/L = I$, la energía requerida para mover el agua L .

Q = Flujo (gpd).

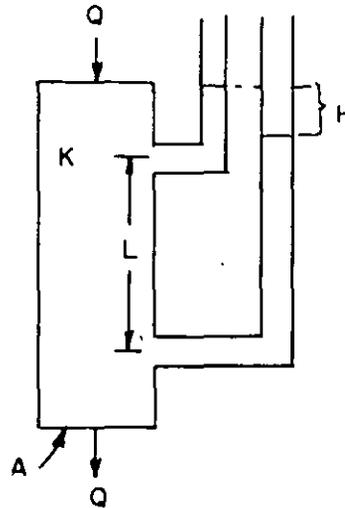
A = Área transversal (ft^2)

K = Conductividad hidráulica = gpd ft

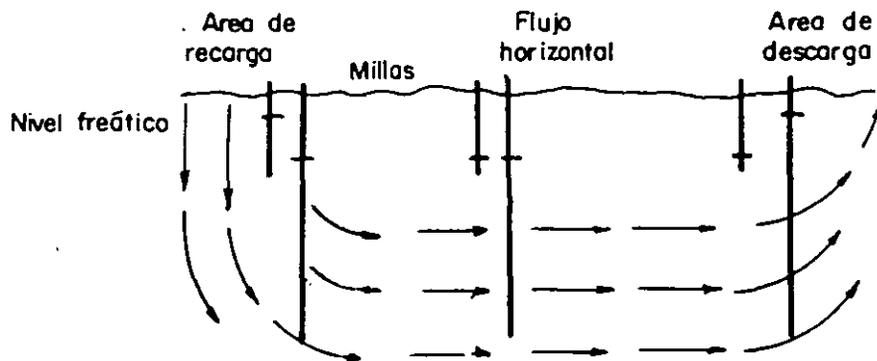
Tubo vertical con flujo ascendente



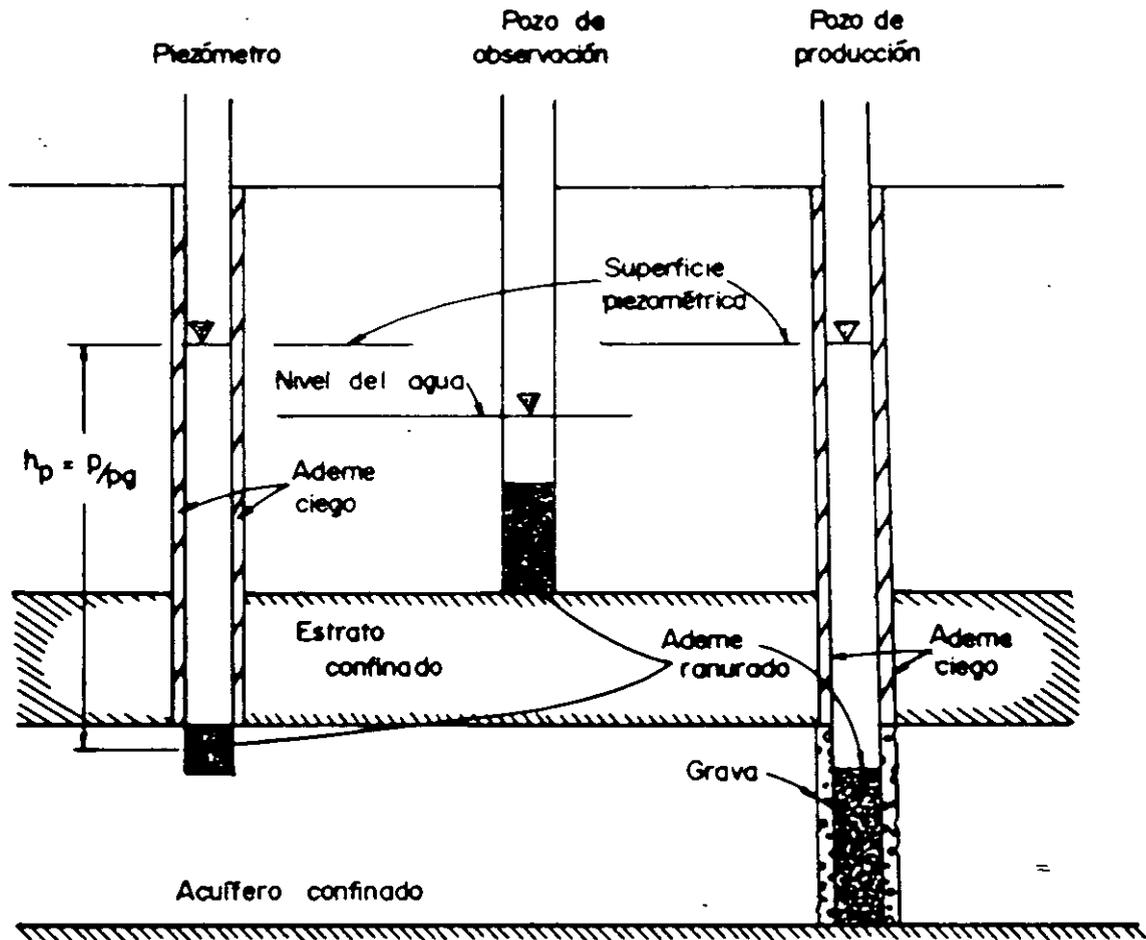
Tubo vertical con flujo descendente



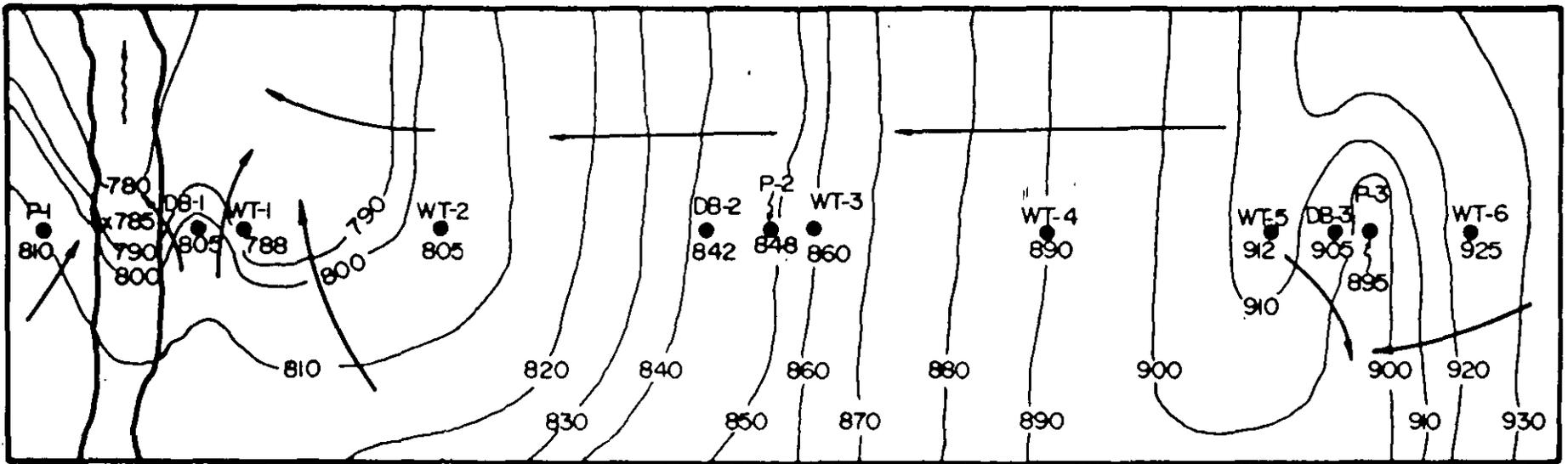
Condiciones de campo



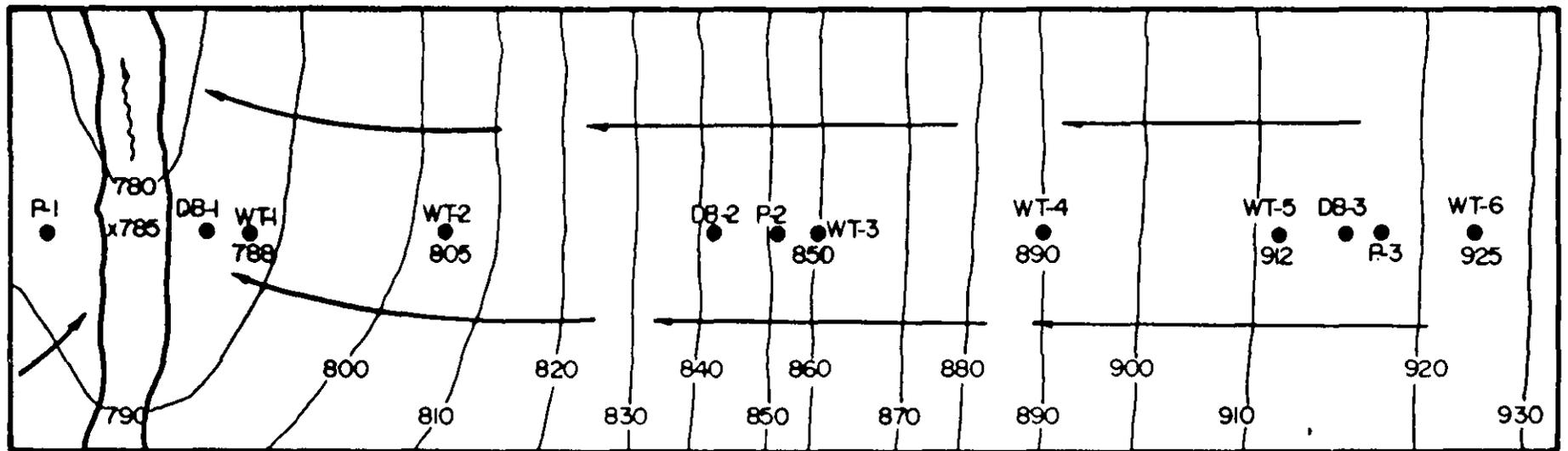
Explicación gráfica de la ley de Darcy



Dispositivos para medir los niveles de agua en los acuíferos.
 (McWhorter y Sunada, 1976).



(a)



(b)

Efecto de la medición de niveles en áreas de recarga y descarga: a) configuración incorrecta considerando medición de niveles en pozos que no reflejan la superficie piezométrica; b) configuración correcta después de eliminar mediciones de r no representativas. (Saines, 1981).

Área de recarga

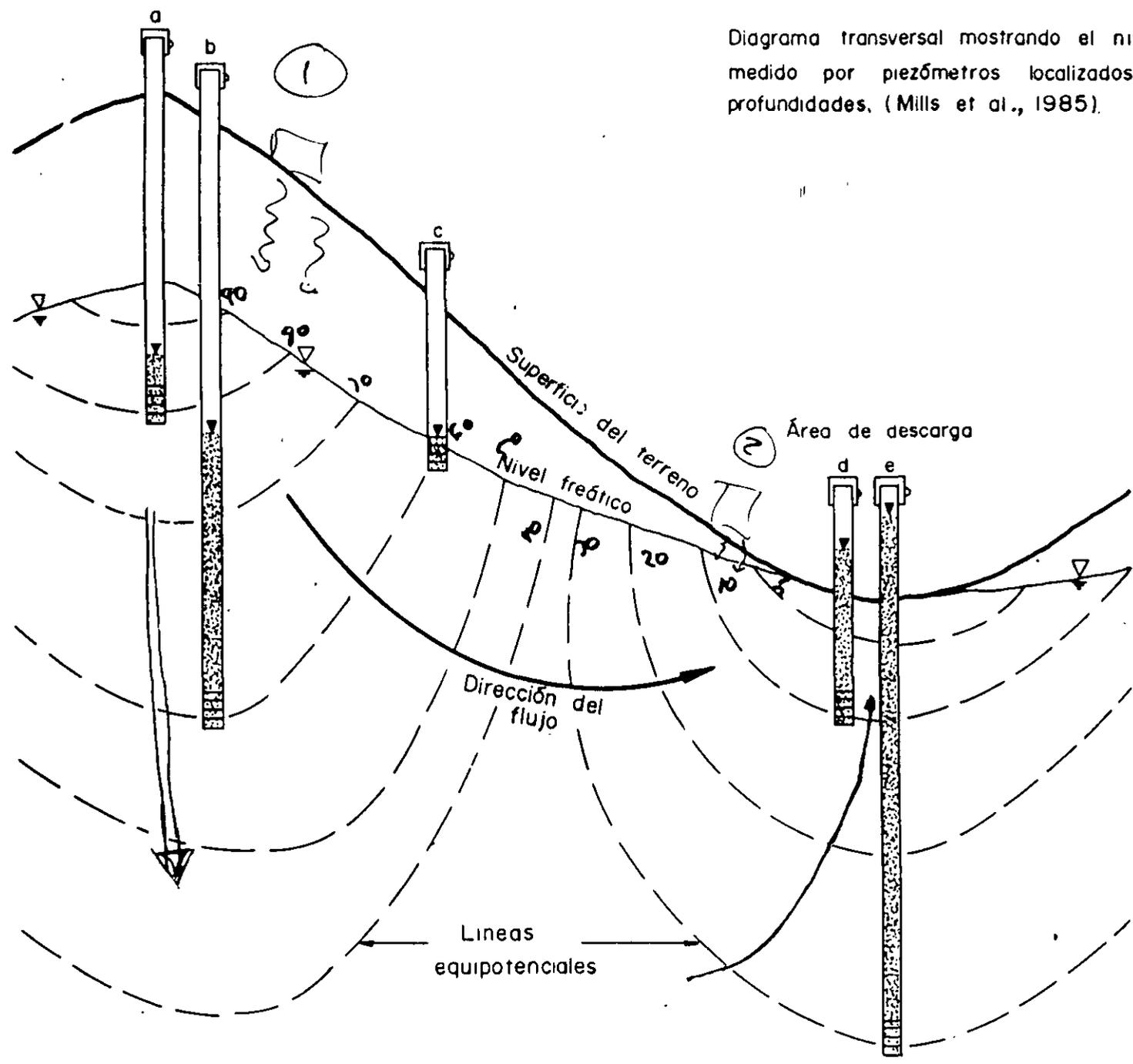


Diagrama transversal mostrando el nivel del agua medido por piezómetros localizados a varias profundidades. (Mills et al., 1985).

Velocidad Intersticial y Tiempo de Tránsito en un Medio Poroso Saturado

Velocidad Intersticial:

$$\bar{V} = \frac{q}{\theta} = \frac{Ki}{\theta} \quad (1)$$

donde:

- K = Conductividad hidráulica (L/t)
- i = Gradiente hidráulico (L/L)
- q = Velocidad de Darcy (L/t)
- V = Velocidad intersticial promedio (L/t)
- θ = Porosidad efectiva

Considerando la distancia entre dos puntos, el tiempo de tránsito será:

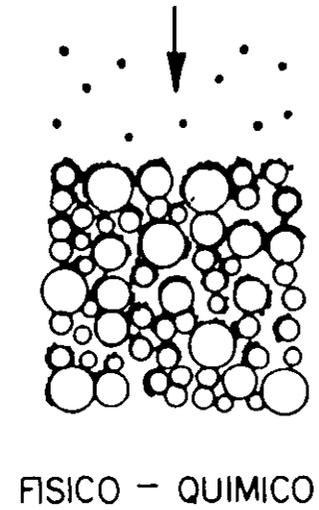
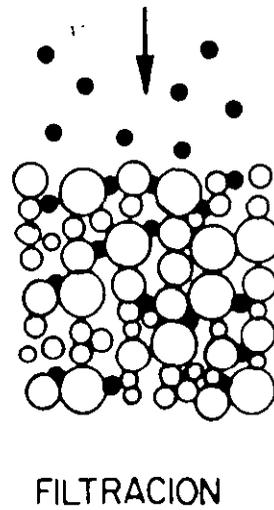
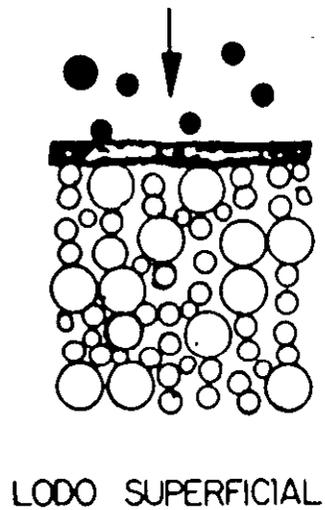
$$t = \frac{d}{\bar{V}}$$

donde:

- t = Tiempo de tránsito
- d = Distancia entre dos puntos (m)

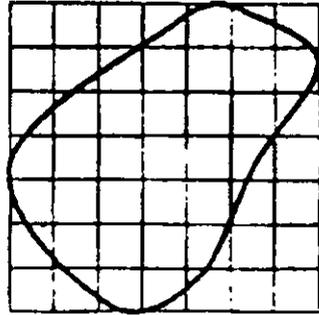
Objetivos de la Modelación de Transporte de Contaminantes

- Análisis de la trayectoria y tiempo de arribo de los contaminantes
- Evaluación de la pluma contaminante en el espacio y el tiempo
- Estimación de la concentración y curvas de concentración
- Evaluación del riesgo a la contaminación
- Evaluación de medidas de saneamiento y protección de acuíferos

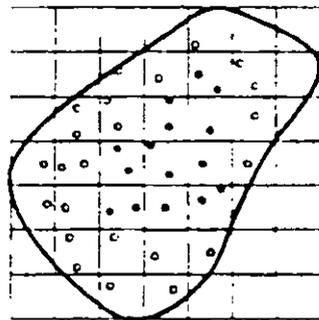
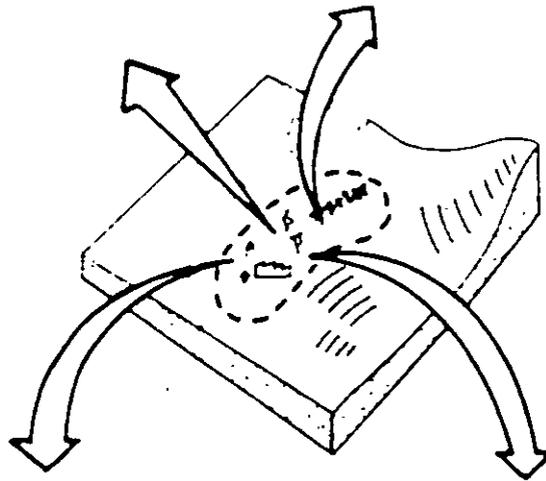
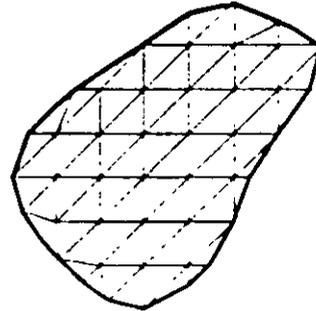


Mecanismos de filtración que limitan el movimiento de partículas a través del medio poroso (*Mc Dowell-Boyer et al., 1986*)

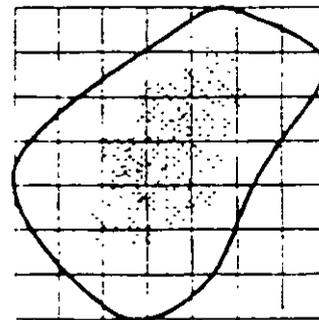
DIFERENCIAS FINITAS



ELEMENTOS FINITOS



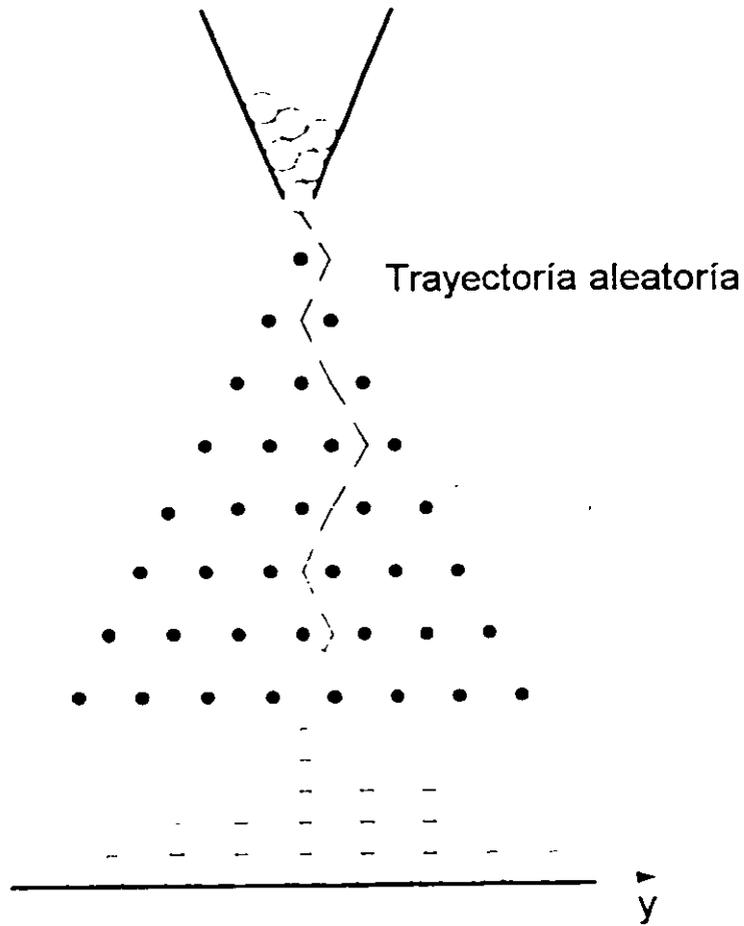
METODO DE LAS CARACTERISTICAS



TRAYECTORIA ALEATORIA ("RANDOM WALK")

TIPOS DE MODELOS DE TRANSPORTE

Modelo Físico



Aproximación analítica

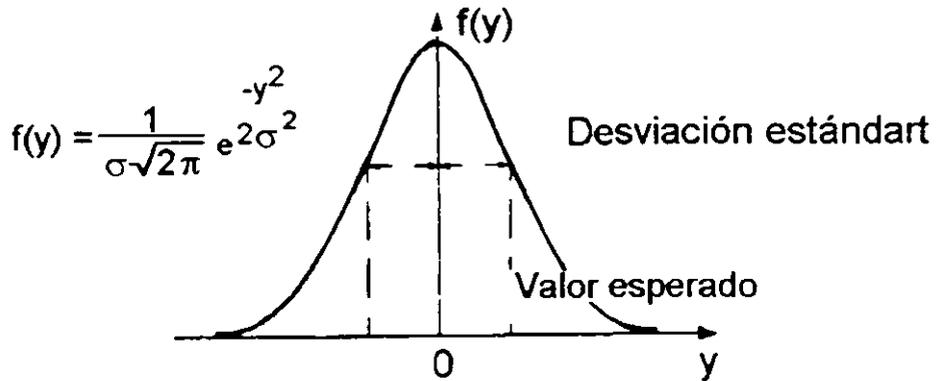
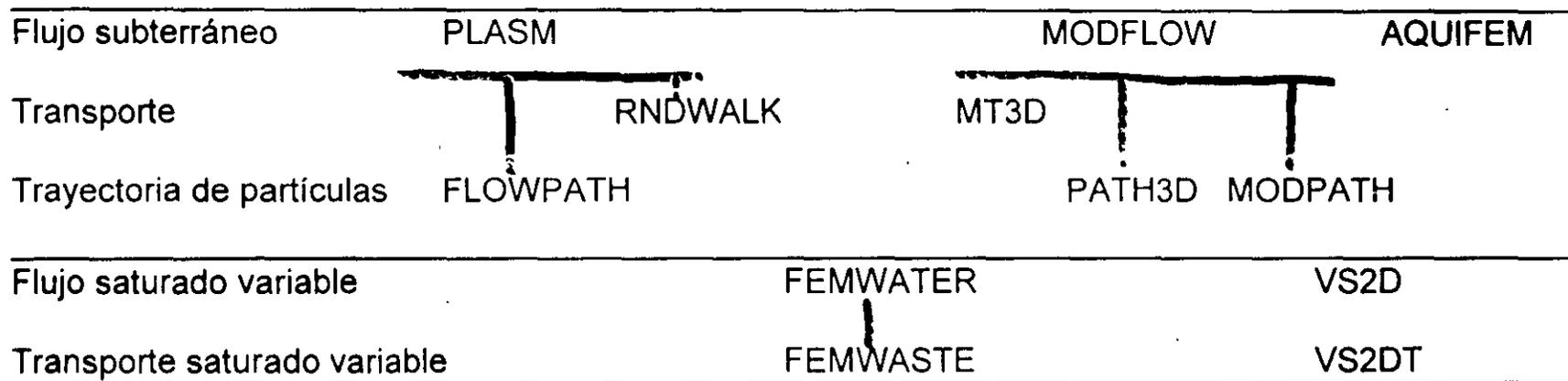


ILUSTRACIÓN DEL FENÓMENO DE DISPERSIÓN LATERAL
(ADAPTADO DE SPITZ Y MORENO, 1996)

Tipos de Modelos Numéricos

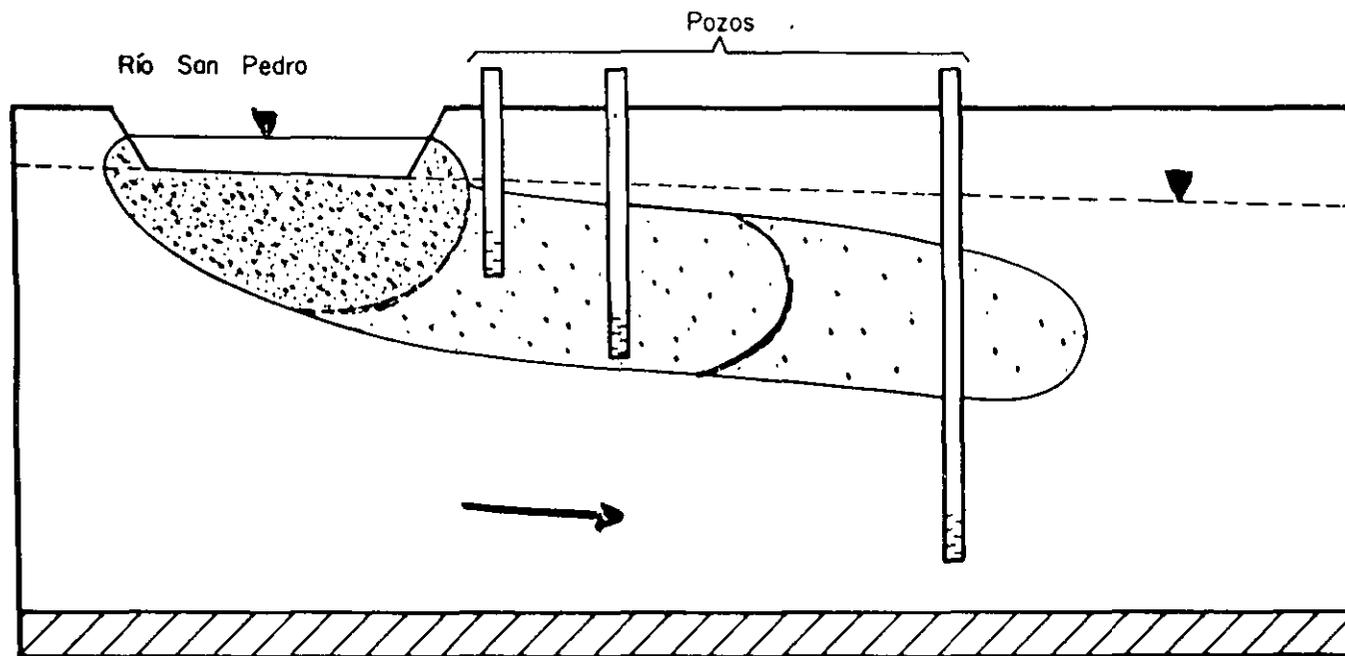
(Anderson, MP. Prickett, T., A, 1994)

Familias de Programas



Programas únicos

Flujo subterráneo	AQUIFEM-1
Transporte	BIO1D, USGS MOC, SWIFT/389
Flujo saturado variable	UNSAT2
Transporte en un medio variable saturado	SUTRA



Impacto de las infiltraciones del Río San Pedro en los aprovechamientos
hidráulicos subterráneos.

Datos Requeridos por un Modelo de Transporte

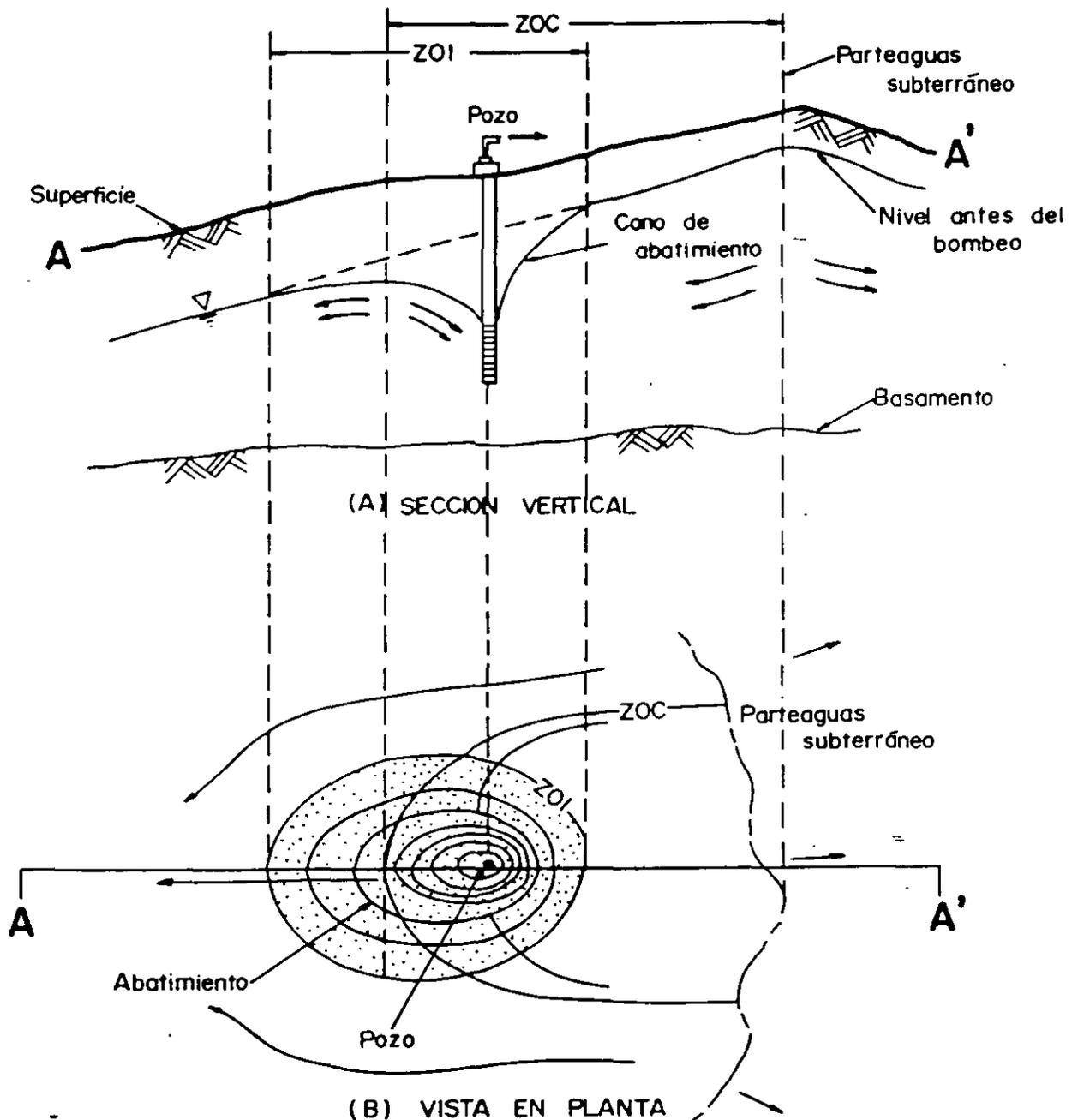
I. Modelo de Flujo

- Mapa hidrogeológico
- Continuidad y espesor de capas permeables y confinantes
- Distribución de T y S
- Mapa de elevación del nivel estático y sus variaciones en el tiempo
- Distribución del bombeo en el tiempo y el espacio
- Estimación y distribución de la recarga
- Interacción agua superficial y agua subterránea

2. Modelo de Transporte de Solutos

- Distribución de las cargas hidráulicas calculadas en el modelo de flujo
- Estimación de parámetros: coef. de dispersión (long. y trans).; porosidad efectiva : factores de retardación
- Concentración de la calidad natural del agua
- Tipo y distribución del contaminante en el tiempo y el espacio

Área de protección de fuentes subterráneas de abastecimiento de agua potable.



SIMBOLOGIA

- ▽ Nivel estático
- Dirección de flujo
- Pozo de bombeo
- ZOI Zona de influencia
- ZOC Zona de contribución

Modelos de Trayectoria de Partículas

Los programas que simulan el movimiento de los solutos únicamente por advección se conocen como modelos de trayectoria de partículas (“Particle tracking”). No calculan la concentración de solutos.

Debido a su fácil aplicación son más populares que los programas de transporte de solutos. Las simulaciones permiten calcular la trayectoria de las partículas y el tiempo de tránsito.

Los modelos de trayectoria de partículas son una alternativa para simular el transporte de solutos cuando el grado de incertidumbre, asociado con los parámetros de dispersión y de retardación es muy grande.

Solución Numérica de la Ecuación de Transporte

La ecuación de transporte en una dimensión en un medio poroso homogéneo e isótropo que incluye sorpción y decaimiento, se puede expresar como (Fetter, 1990):

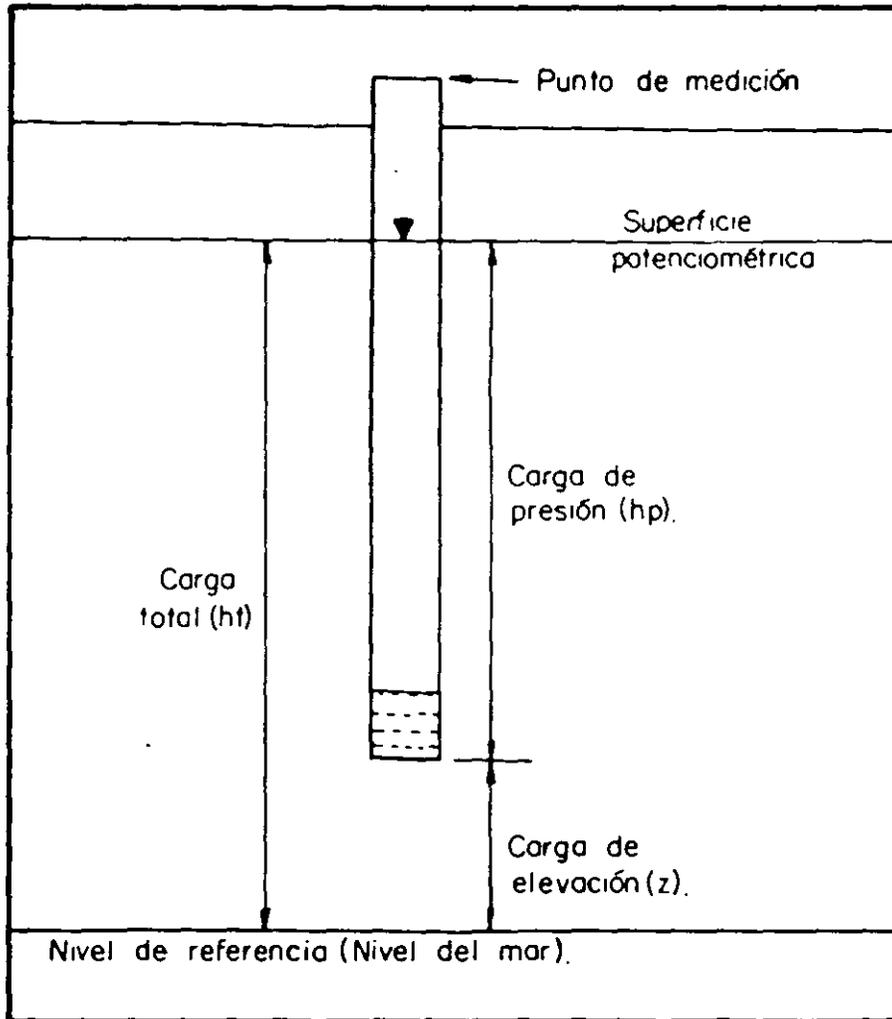
$$\frac{\partial c}{\partial t} = D \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} - v_x \frac{\partial c}{\partial x} - \frac{B_1}{\rho} \frac{\partial c}{\partial t} + \left(\frac{\partial c}{\partial t} \right)$$

dispersión

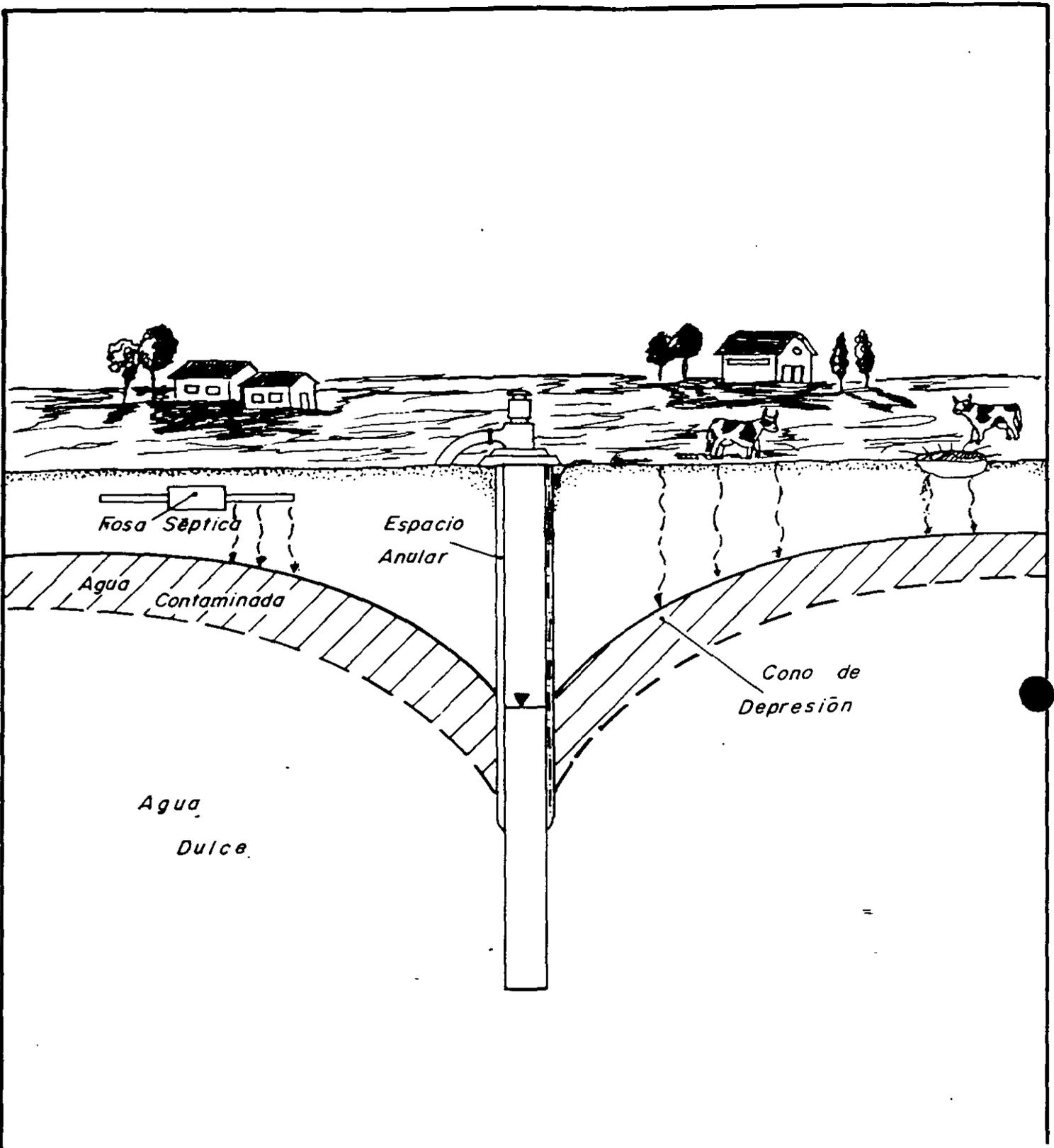
advección

sorpción

reacción



Relación entre carga hidráulica total, carga de presión y carga de elevación.



Procesos que controlan el transporte de masa

<i>Proceso</i>	<i>Definición</i>	<i>Impacto en el transporte</i>
<u>Advección</u>	Movimiento de masa como resultado del flujo subterráneo	Uno de los procesos más importantes de transporte.
<u>Dispersión</u>	Mezcla de fluidos debido al efecto de la heterogeneidad en el subsuelo.	Mecanismo de atenuación. Reduce y dispersa la concentración del contaminante.
<u>Difusión</u>	Movimiento de concentración en respuesta a un gradiente de concentración	Mecanismo de atenuación. Reduce la concentración

(Adaptado de NCR, 1991)

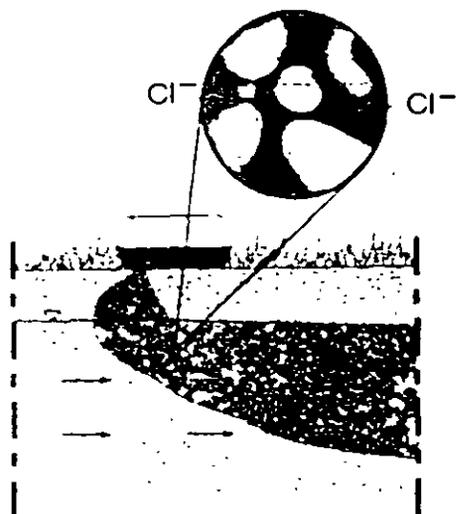
Saturación en una fase (miscible)



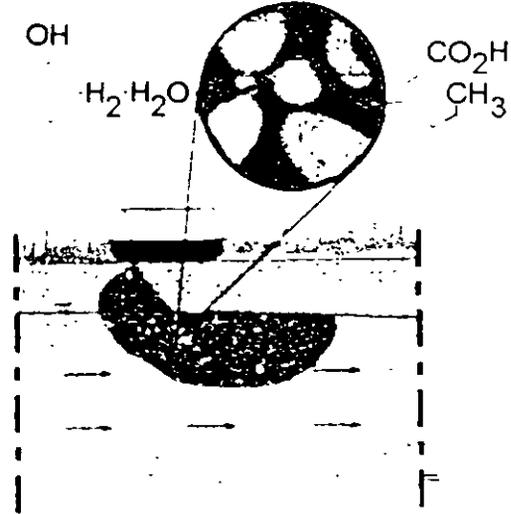
Saturación en varias fases (inmiscibles)



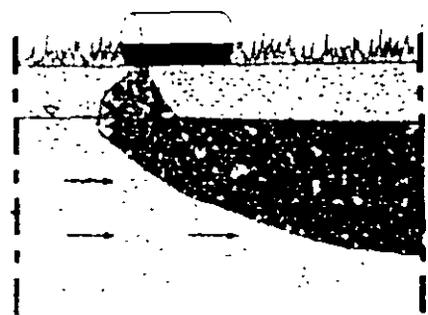
Elemento conservativo



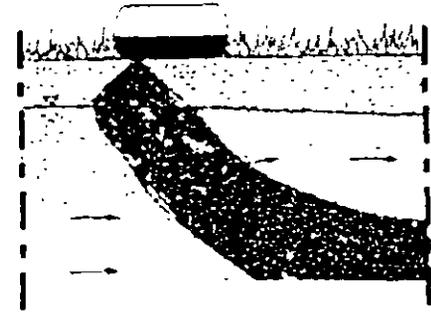
Elemento no conservativo



Igual densidad

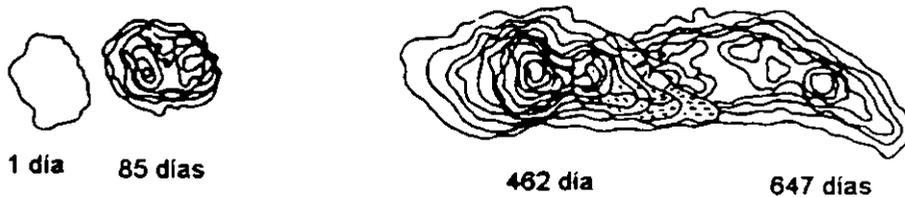


Diferencia de densidades



TIPOS DE CONTAMINANTES Y SU EFECTO SOBRE EL FLUJO Y TRANSPORTE EN EL SUBSUELO
(ADAPTADO DE SPITZ Y MORENO, 1996)

**Cloruro,
(Advección y dispersión)**



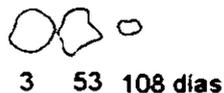
**Tetracloro,
(Advección, dispersión y sorpción)**



**Tetracloroetileno,
(Advección, dispersión y sorpción)**



**Tolueno
(Advección, dispersión, sorpción y biodegradación)**



Distancia en m

➔ Distancia del flujo

EFFECTO COMBINADO DE LOS FENÓMENOS DE ADVECCIÓN, DISPERSIÓN, SORPCIÓN Y BIODEGRADACIÓN EN UN ACUIFERO DE ARENA EN BORDER, ONTARIO. (ADAPTADO DE SPITZ Y MORENO, 1996)



**FACULTAD DE INGENIERÍA UNAM
DIVISIÓN DE EDUCACIÓN CONTINUA
"Tres décadas de orgullosa excelencia" 1971 - 2001**

CURSOS ABIERTOS

XIV CURSO INTERNACIONAL DE CONTAMINACIÓN DE SUELOS Y ACUÍFEROS

**MÓDULO III
CA114**

MODELOS MATEMÁTICOS EN GEOHIDROLOGÍA Y CONTAMINACIÓN DE ACUÍFEROS

TEMA

**MODELACIÓN NUMÉRICA DEL TRANSPORTE DE
CONTAMINANTES EN EL SUBSUELO
ANEXO**

**EXPOSITOR: M. EN C. FERNANDO LARA GUERRERO
PALACIO DE MINERÍA
OCTUBRE DEL 2002**

Introducción

La dificultad para estudiar el agua subterránea radica en que ésta se encuentra bajo el subsuelo y no se puede medir adecuadamente en comparación con las aguas superficiales. El agua en el subsuelo no se puede ver pero sí se puede medir y es a partir de los principios fisicoquímicos que gobiernan la ocurrencia, el movimiento y la calidad del agua subterránea que se pueden desarrollar predicciones acerca de su comportamiento con cierto grado de confianza.

I. Distribución del Agua en el Subsuelo

El agua bajo la superficie del terreno se encuentra en dos zonas: la no saturada y la saturada. En la zona no saturada la mayoría de los espacios entre los poros de una roca están ocupados por aire. El agua ocurre en forma de humedad en el suelo y en la franja capilar que se extiende por arriba del límite superior de la zona saturada. En la zona no saturada el agua se encuentra a una presión hidráulica negativa, es decir menor a la atmosférica.

Por debajo de la zona saturada el agua llena completamente los poros de una roca y se encuentra a una presión mayor que la atmosférica. En las zonas húmedas el límite superior de la zona saturada sigue generalmente la superficie topográfica a cierta profundidad con respecto al terreno. La posición de este nivel de saturación, en relación con un nivel de referencia, se debe establecer con cuidado ya su medición esta afectada por diversos factores.

La posición del nivel del agua se puede medir a partir de la profundidad del nivel estático en pozos de observación, pozos de explotación o piezómetros (ver Fig. 1). Cabe hacer notar que en cada uno de éstos dispositivos el nivel puede ser diferente. La medición del nivel en pozos que tengan diferentes profundidades entre si es probable que refleje el nivel de uno o más acuíferos. En la Fig. 2 se muestra la elevación en cada uno de los pozos perforados a diferente profundidad. Cada sitio presenta un nivel diferente sin embargo, el nivel freático del acuífero solo puede ser reconocido como tal en el pozo # 2. Los pozos # 1 y 3-5 atraviesan diversos estratos con ademas ranurados en diferente zona por lo cual cada uno capta agua de diferente formación.

El nivel del agua en cada aprovechamiento refleja la carga hidráulica en el intervalo ranurado del pozo. Una condición diferente se presenta en el pozo #1 ya que el filtro de grava permite captar agua de todas las formaciones. En este caso, el nivel del agua en el pozo #1 es una componente de los diferentes niveles atravesados. Debido a que la carga hidráulica varía con la profundidad es muy importante considerar la terminación de los pozos. Una apropiada medición del nivel del agua subterránea es un factor fundamental para estimar la dirección y magnitud del gradiente hidráulico.

II.1 Acuíferos y Capas Confinantes

Las rocas del subsuelo pueden formar unidades confinantes o acuíferos. La unidad confinante se caracteriza por su baja transmisividad la cual no permite el fácil paso del agua a través de ésta. Ejemplos de ella lo representan las arcillas, limos y lutitas. Por el contrario, un acuífero es una formación geológica que posee suficiente transmisividad y capacidad de almacenamiento para permitir el flujo a través de las rocas con relativa facilidad y aporta cantidades importantes de agua para su explotación.

El agua subterránea ocurre en el subsuelo bajo dos condiciones: acuíferos libres y acuíferos confinados. Un acuífero libre es aquel en donde el nivel del agua representa el límite superior de la zona saturada (ver Fig. 3). Los acuíferos confinados están limitados en su parte inferior y superior por una capa confinante y el agua posee suficiente presión para elevarse por arriba de la base si un pozo llegase a perforar esta. En algunos casos el agua posee suficiente carga hidráulica para elevarse por arriba de la superficie del terreno. En este caso se denominan pozos brotantes o artesianos.

II.2 Porosidad y Conductividad Hidráulica

La porosidad es la relación del volumen de espacios vacíos entre el volumen total de la roca. Este define la cantidad de agua que una roca saturada puede almacenar. La conductividad hidráulica (K) expresa cualitativamente la facilidad con la cual el agua atraviesa una formación geológica. Este parámetro depende tanto de las características físicas del medio como las del fluido de que se trate. La conductividad hidráulica varía en amplio rango dependiendo del tipo de roca de que se trate y aun dentro de ésta misma.

II.3 Gradiente Hidráulico

El gradiente hidráulico es la pendiente del nivel piezométrico. Es decir es el cambio en el nivel del agua por unidad de distancia a lo largo de la dirección de máxima disminución de carga hidráulica. Este parámetro se determina midiendo el nivel del agua en varios pozos. El nivel del agua en un pozo se expresa generalmente en una elevación referida a metros sobre el nivel del (msnm). Este parámetro representa la carga hidráulica total (H) la cual se compone de una carga de posición y una carga de presión (ver Fig. 4). El gradiente hidráulico es la fuerza que genera el movimiento del agua subterránea en dirección de la máxima disminución de carga hidráulica (Fig. 4.1).

Debido a que el nivel del agua o superficie piezométrica es un plano, la dirección del flujo subterráneo y el gradiente hidráulico se determinan a partir de la información de tres puntos (ver Fig.5). Estos deben de atravesar el mismo acuífero y tener similar profundidad e intervalo de ademe ranurado para que las mediciones sean representativas. Usando el método de los tres puntos las elevaciones del nivel son calculadas para cada pozo y referenciadas en un mapa. Puntos de igual elevación se unen a través de líneas que forman un triángulo. Usando las elevaciones (msnm) de cada punto las líneas son divididas en igual número de segmentos; seleccionando puntos de igual elevación se pueden trazar equipotenciales (ver Fig. 5.1). Las líneas de flujo se construyen a modo de que estas intercepten a líneas equipotenciales en un ángulo recto considerando que el subsuelo es homogéneo e isótropo. Asimismo, se muestra que el agua subterránea fluye en dirección hacia donde decrece la carga hidráulica.

III. Mapas de Elevación del Nivel Estático.

Los mapas de elevación del nivel estático o mapas piezométricos, son una parte esencial de cualquier estudio relacionado con las aguas subterráneas. Estos permiten indicar la dirección hacia la cual se mueve el agua y estimar el gradiente hidráulico el cual controla a su vez la velocidad del fluido. Un mapa piezométrico es una representación gráfica del gradiente hidráulico y se elabora ubicando los niveles estáticos en un mapa base y uniendo puntos de igual elevación en msnm. Los contornos de igual nivel del agua son

llamados líneas equipotenciales y muestran que el agua tiene el potencial para elevarse hasta tal posición. En el caso de los acuíferos confinados, el agua tiene el potencial para elevarse a una cierta posición pero en realidad no lo puede hacer a menos que la capa confinante sea atravesada por un pozo. Por lo tanto, la superficie piezométrica de un acuífero confinado representa una línea imaginaria.

La elaboración de un mapa piezométrico requiere de la ubicación de los niveles del agua en un mapa base y posteriormente la unión de puntos de igual elevación de acuerdo con criterios hidrogeológicos. Para ello es necesario un número considerable de puntos para elaborar dichos mapas y que las mediciones del nivel correspondan a un solo sistema de flujo.

IV. Errores Comunes en la Elaboración e Interpretación de Mapas Piezométricos

La configuración de un mapa piezométrico no debe ser una tarea mecánica o rutinaria. Por el contrario, su elaboración requiere aplicar diversos criterios para decidir la mejor configuración que represente la elevación del nivel, particularmente cuando los datos no siguen un determinado patrón. Por ejemplo, si los niveles medidos en los pozos provienen de sitios distantes entre si los datos pueden haber sido tomados en diferentes tiempos y no ser comparables entre si. Por el contrario si los datos fueron tomados en un mismo periodo será necesario conocer las características constructivas de cada pozo para explicar posibles anomalías en sus valores. Si un dato anómalo no puede ser identificado rápidamente es necesario realizar otras actividades de campo para determinar las características hidrogeológicas que generan dicha anomalía.

V. Errores en la Configuración de Mapas Piezométricos

El punto de inicio para elaborar un mapa piezométrico es un mapa base de la zona de estudio. Este permite ubicar los pozos, determinar su elevación en msnm y demás características geográficas, geológicas e hidrográficas.

El trazo de las líneas equipotenciales requiere de habilidad ya que es muy común cometer dos tipos de errores: i) Incluir mediciones de niveles no representativos del sistema de flujo subterráneo y ii) no considerar las características del subsuelo

(homogeneidad y anisotropía) que pueden modificar la distribución de las líneas equipotenciales.

A continuación se enumeran varias fuentes de error en la configuración de los niveles estáticos:

1. Incluir mediciones de nivel de pozos ubicados en zonas de recarga o descarga del acuífero (Fig. 6). y 6.1
2. No considerar la distribución y las características de los cuerpos de agua superficial (Fig. 7a)
3. No considerar la presencia de estructuras o rasgos geológicos importantes. La Fig.(7b) muestra como los métodos convencionales de contorno configuran los niveles de agua de una zona dividida por una falla geológica generando configuraciones erróneas.
4. No considerar anomalías generadas por la presencia de recarga o descarga artificial de agua subterránea inducida por actividades humanas. Los pozos en operación generan un cono de depresión a su alrededor creando una pendiente en el gradiente hidráulico. Por otra parte, los retornos de riego, recarga inducida por infiltración de aguas residuales o fugas en el sistema de agua potable generan domos en los mapas piezométricos de forma contraria a los observados en las zonas de bombeo.
5. Omitir posibles variaciones estacionales u otras fluctuaciones de corto tiempo que afectan el nivel del agua. Si un acuífero es sensible a las variaciones estacionales o a los periodos de lluvia o estiaje que provocan un incremento o disminución en la elevación del nivel, entonces las mediciones en los pozos no serán representativas a menos que estas se realicen en una misma época del año.
6. Considerar mediciones del nivel en pozos que atraviesan diferentes acuíferos

En los pozos cuyo ademe ranurado atraviesa diferentes acuíferos generalmente las medidas del nivel no son representativas de un solo acuífero. Lo anterior, se debe a que el nivel refleja la interacción de diferentes acuíferos (Figs. 8 y 8.1).

VI. Errores en la Determinación de la Dirección del Flujo Subterráneo

La dirección del flujo subterráneo en un medio isótropo es perpendicular a las líneas equipotenciales. Sin embargo, el no considerar la anisotropía y la heterogeneidad del subsuelo puede provocar errores en la determinación de la dirección. Ver Figs. (9 y 9.1).

VI.1 Redes de Flujo

Un mapa de superficie piezométrica se puede transformar en una red de flujo subterráneo construyendo líneas de flujo que interceptan a las equipotenciales en ángulos rectos. Las líneas de flujo son caminos imaginarios que siguen las partículas del agua cuando estas se mueven en el subsuelo. Aun cuando existe un número infinito de líneas equipotenciales y de flujo éstas se construyen con una diferencia uniforme de tal manera que las combinaciones de ambas generan una serie de cuadrados casi perfectos. La construcción de redes de flujo junto con la aplicación de la ley de Darcy permite estimar la cantidad de agua que atraviesa una determinada área del subsuelo (Fig. 9.2). Por otra parte el agua subterránea no solo fluye a través de los acuíferos sino también en las capas confinantes. En este caso el flujo lateral es muy pequeño sin embargo, la infiltración vertical en ellos puede ser importante.

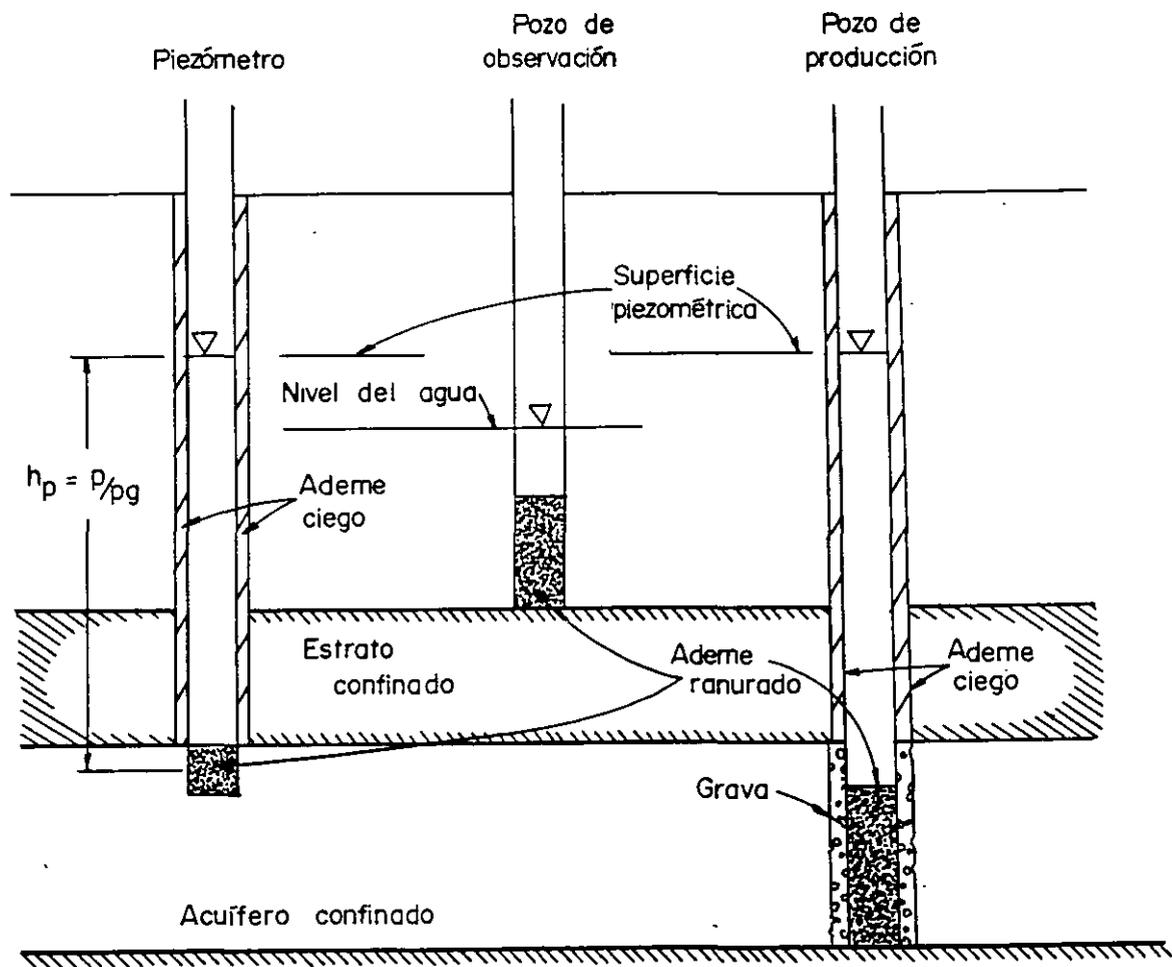
VI.2 Ley de Darcy

La ley de Darcy es el principio básico que rige el movimiento de las aguas subterráneas. Esta ley se utiliza para calcular la cantidad de flujo que atraviesa determinada área en el subsuelo y se expresa como:

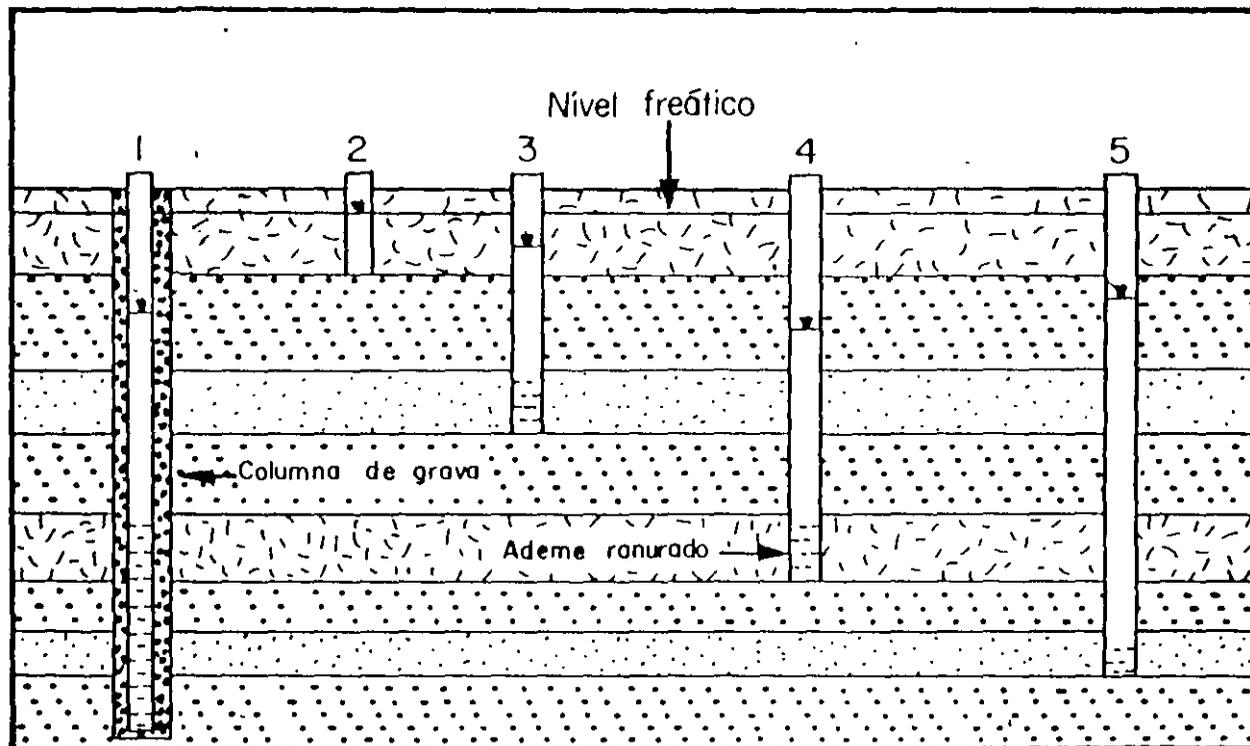
$$Q = A q = A K i$$

Donde: Q = cantidad de flujo (L^3/T); A = Área transversal a través de la cual ocurre el flujo (L^2); K = Conductividad Hidráulica (L/t); i = gradiente Hidráulico (L/L); q = velocidad de Darcy (L/T). La velocidad del flujo es directamente proporcional a el gradiente hidráulico y por tanto el flujo es laminar. Esto significa que el agua seguirá distintas líneas de flujo en lugar de mezclarse con otras. En los casos en donde no se presenta el flujo laminar, por ejemplo en rocas con fracturas, cavernas de disolución o cerca de los pozos,

el flujo es turbulento. En la Fig (10) se presenta un ejemplo de la aplicación de la ley de Darcy. Cierta cantidad de flujo (Q) atraviesa un tubo relleno de arena con un área transversal A . El nivel del agua decrece a medida que recorre la distancia (L) y la carga hidráulica es mas alta en el manómetro al inicio de la trayectoria que al final de esta. La diferencia en la carga (H) a lo largo de la trayectoria (L) es el gradiente hidráulico (H/L) o i . La perdida de carga refleja la energía que se requiere para mover el fluido a una determinada distancia. Si la Q y A son constantes y K se incrementa, la perdida de carga disminuye. Es importante remarcar que la perdida de carga ocurre en la dirección del flujo. En la fig. (10) el flujo en el tubo se ha invertido y el flujo fluye de la parte inferior a la superior y Q , K , A y i permanecen iguales. Lo anterior, permite ilustrar un importante concepto cuando los manómetros son considerados como pozos. Cabe destacar que el pozo profundo tiene una carga que es mas alta que el pozo somero cuando el agua se mueve hacia arriba y que esta situación se invierte cuando el flujo es descendente. Cuando pozos cercanos con diferente profundidad y niveles de agua se presentan en el campo, ver Fig.(10)., esto indica la existencia de zonas de recarga o descarga. En zonas de recarga, los pozos someros tendrán mayor carga hidráulica que los pozos profundos. En sitios donde el flujo es horizontal no se aprecian diferencias de carga importantes. En zonas de descarga los pozos mas profundos tendrán mayor carga hidráulica.

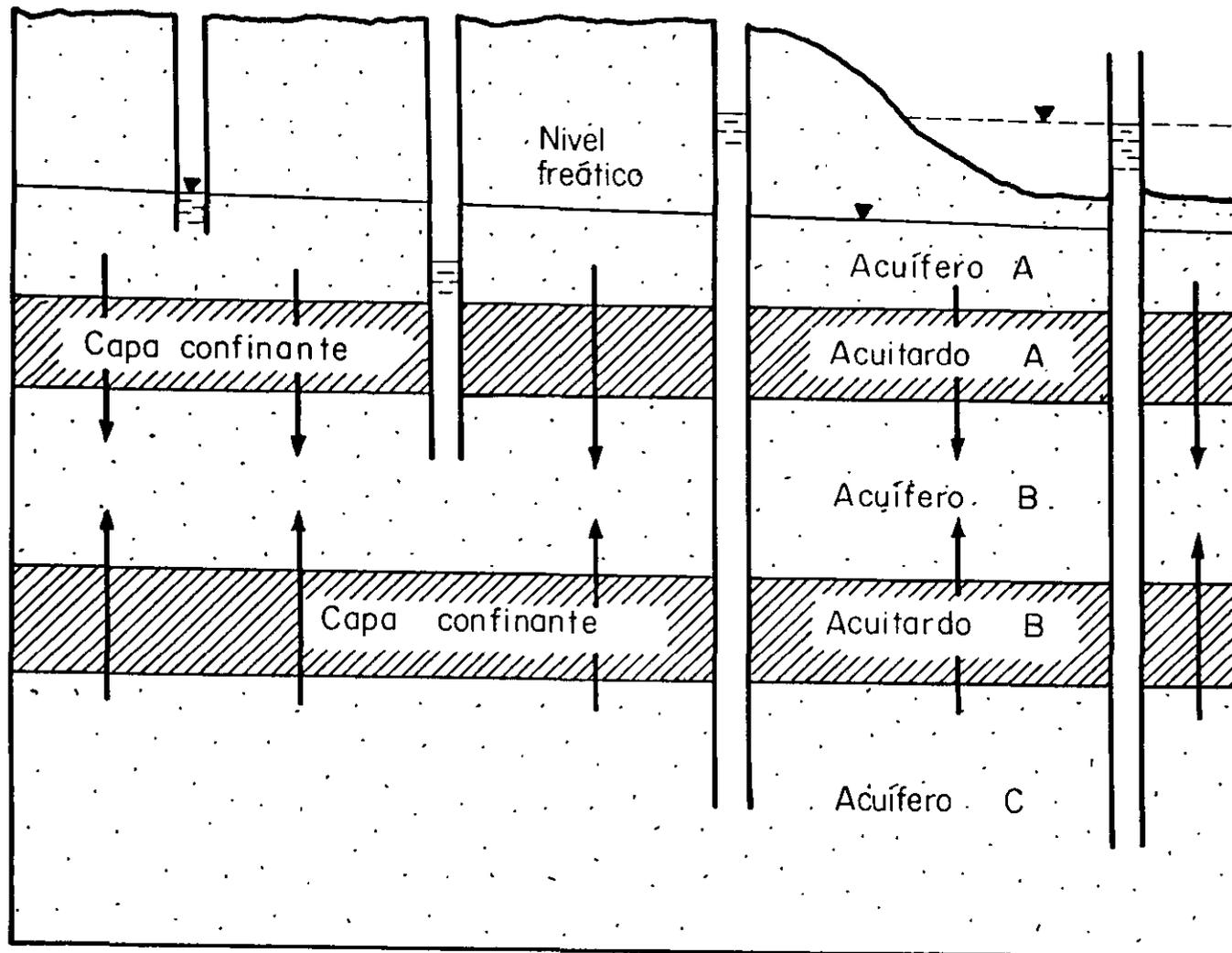


Dispositivos para medir los niveles de agua en los acuíferos.
 (Mc Whorter y Sunada, 1976).

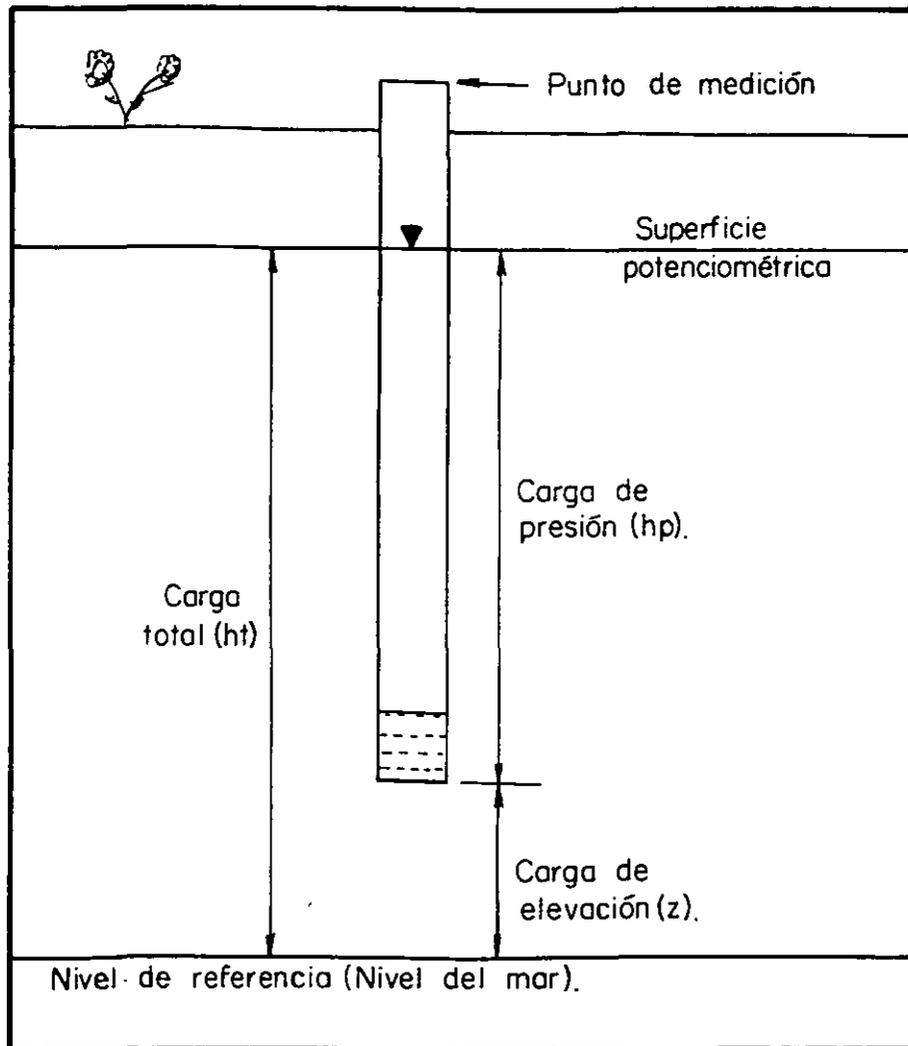


6

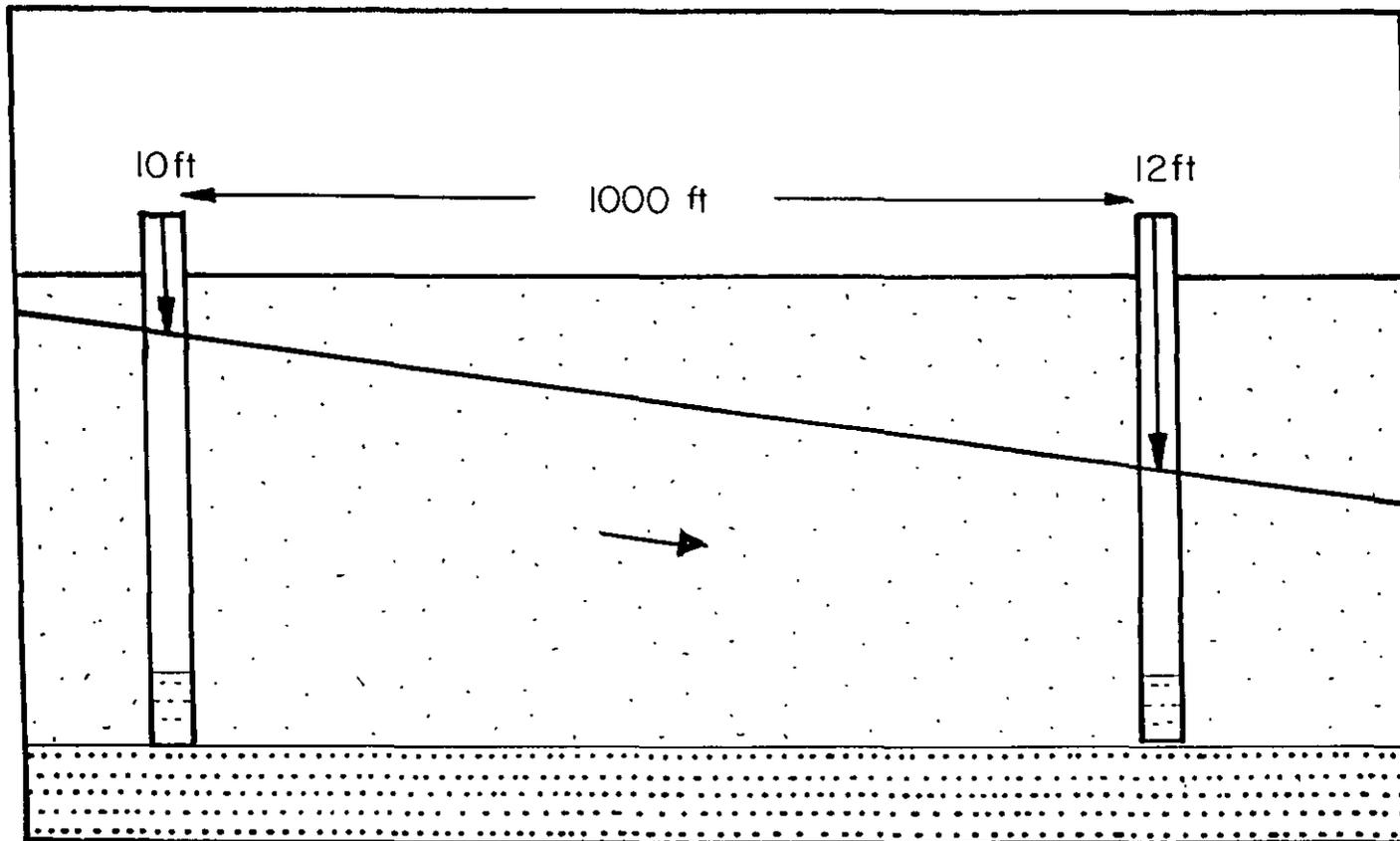
El nivel del agua de un pozo indica la carga que existe en el acuífero donde se mide esta.



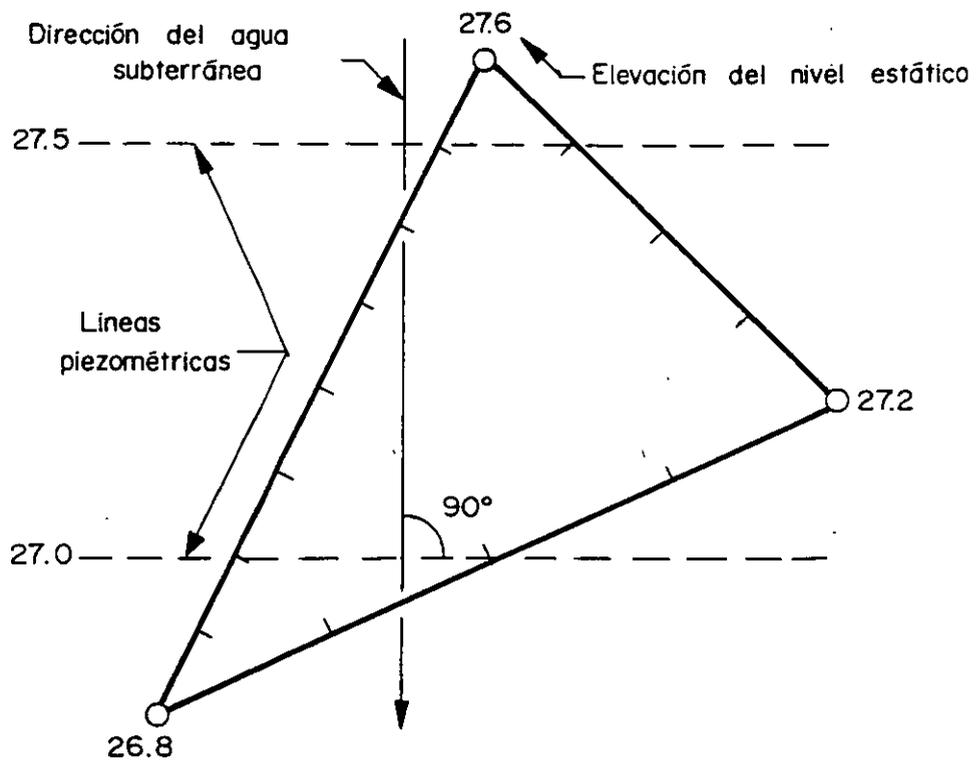
El acuífero A es libre y los acuíferos B y C son confinados. Sin embargo el agua se puede filtrar a través de las capas confinantes.



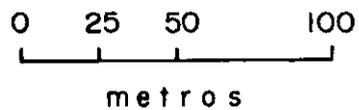
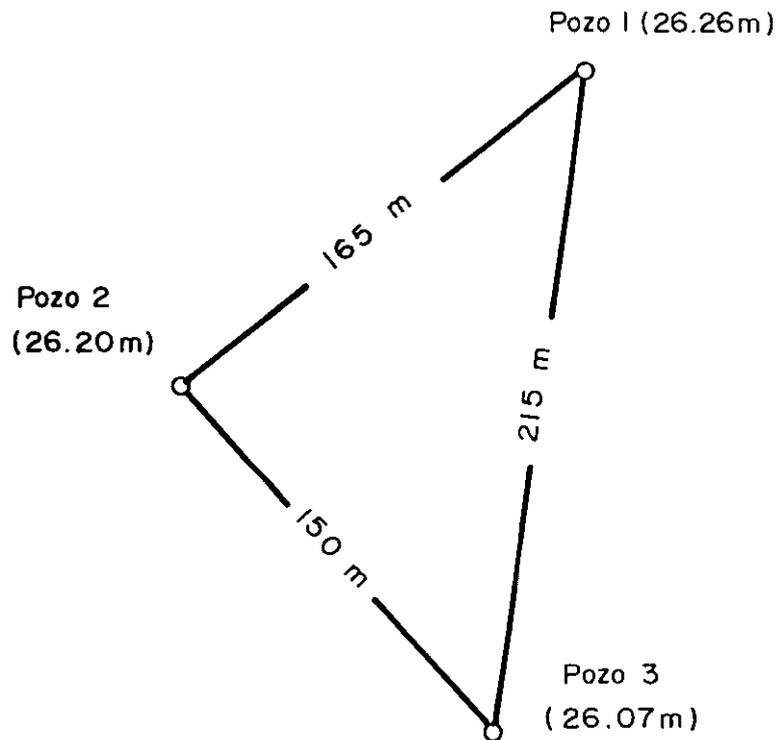
Relación entre carga hidráulica total, carga de presión y carga de elevación.



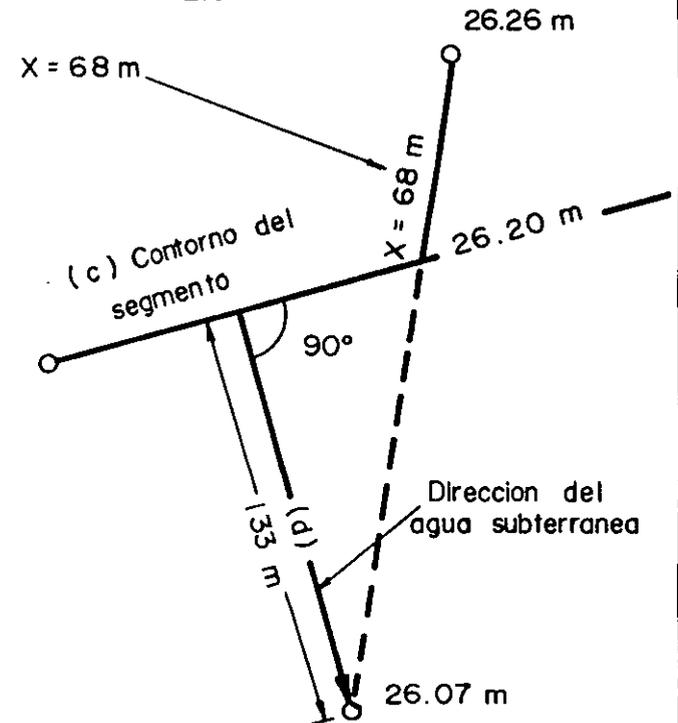
El gradiente hidráulico se determina por la reducción en el nivel de agua de de un pozo a una distancia dada .



La dirección del movimiento del agua subterránea puede ser determinada a través de la medición del nivel del agua en tres pozos de la misma profundidad. (Heath y Trainer, 1981)



$$(b) \frac{(26.26 - 26.20)}{X} = \frac{(26.26 - 26.07)}{215}$$



$$(e) \frac{26.2 - 26.07}{133}$$

$$\frac{h}{L} = \frac{0.13 \text{ m}}{133 \text{ m}}$$

Procedimiento alternativo para determinar las líneas equipotenciales y la dirección del flujo subterráneo en un acuífero homogéneo e isotrópico. (Heath 1983).

Área de recarga

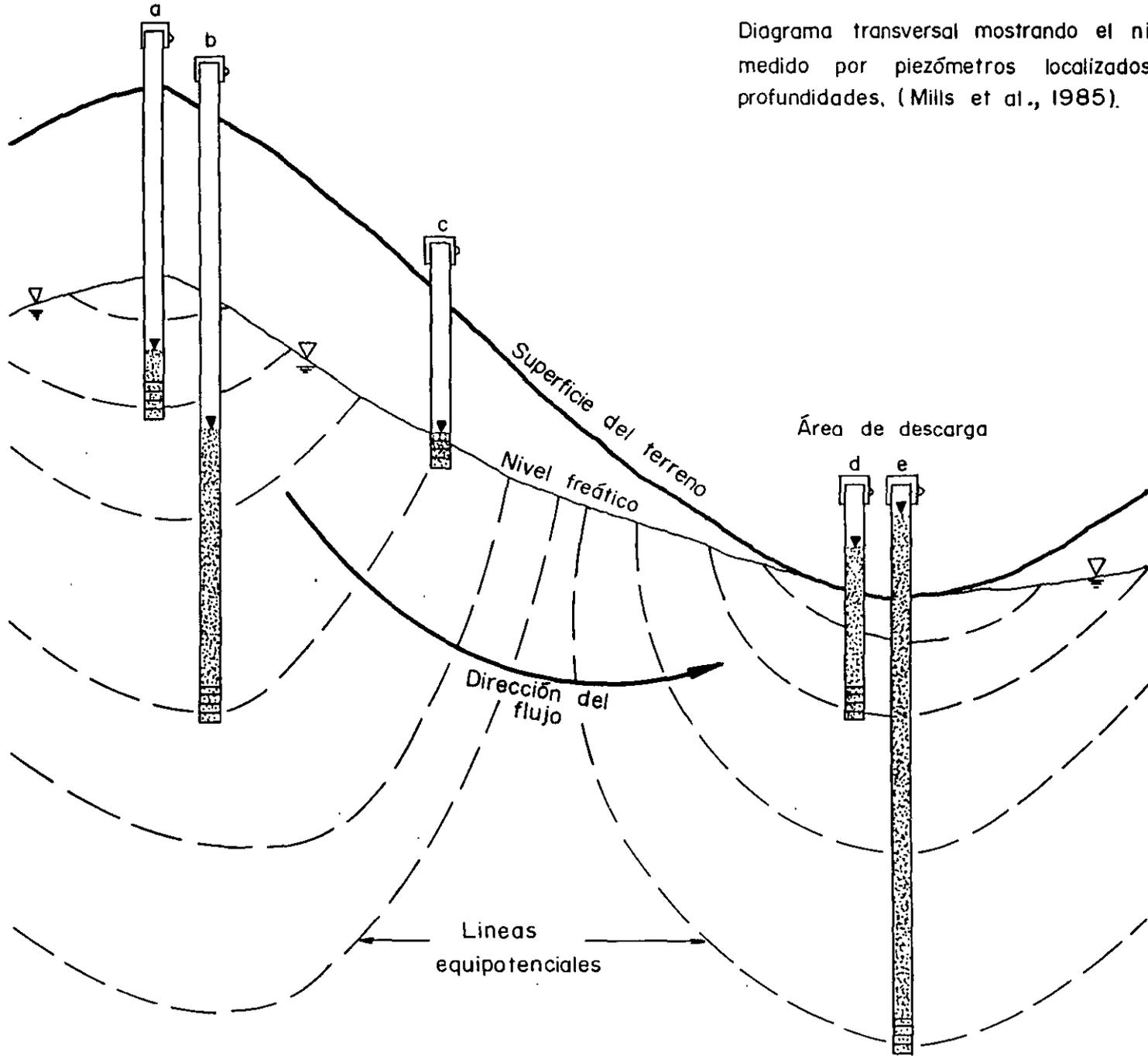
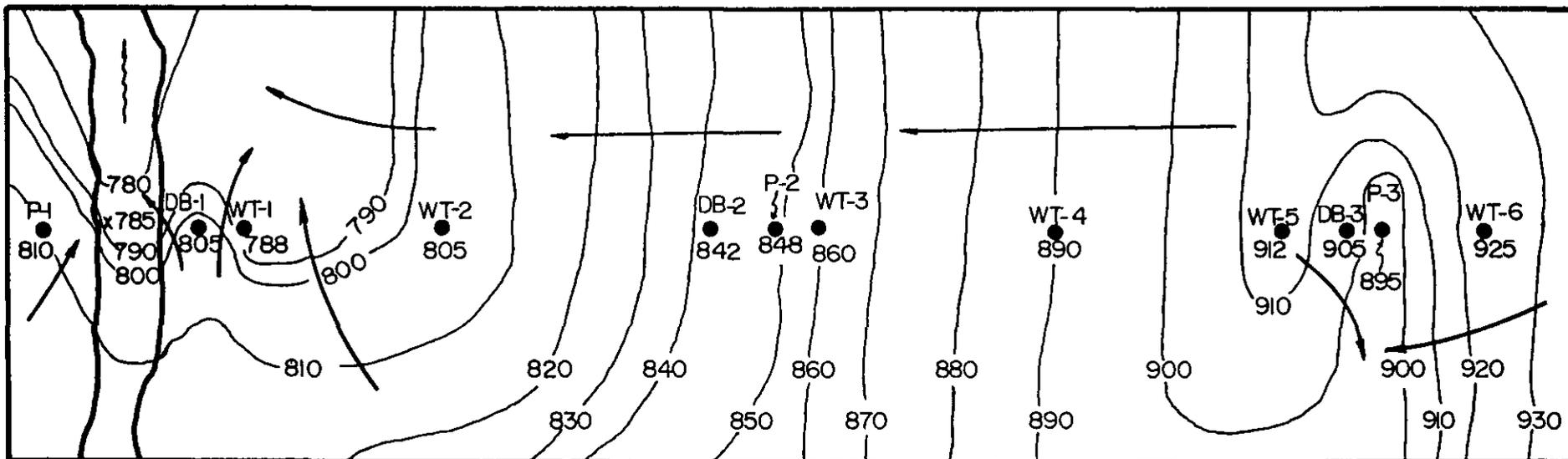
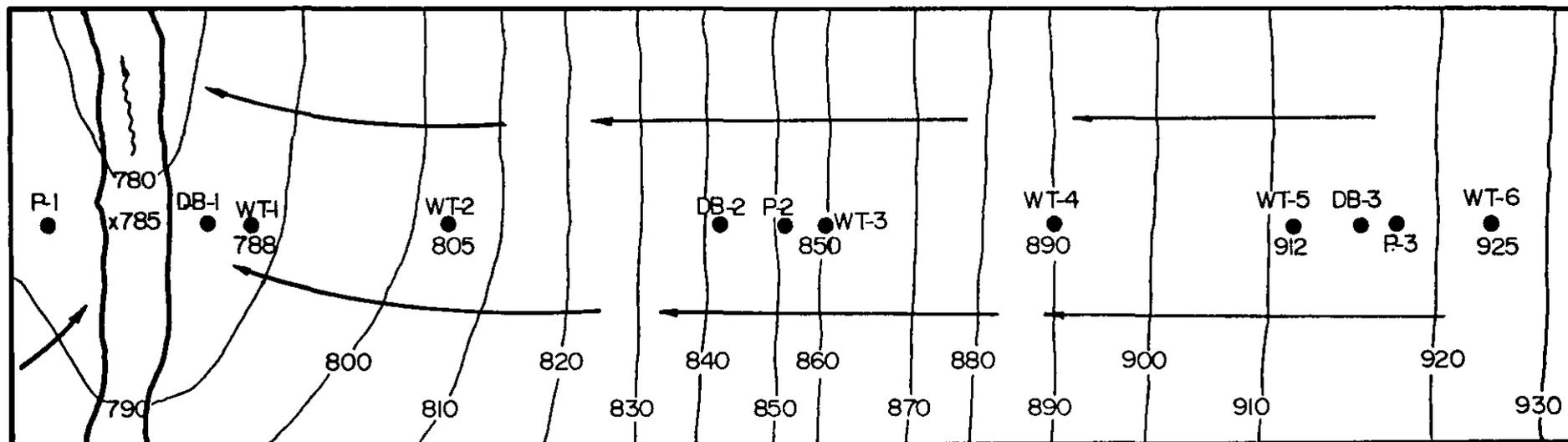


Diagrama transversal mostrando el nivel del agua medido por piezómetros localizados a varias profundidades. (Mills et al., 1985).

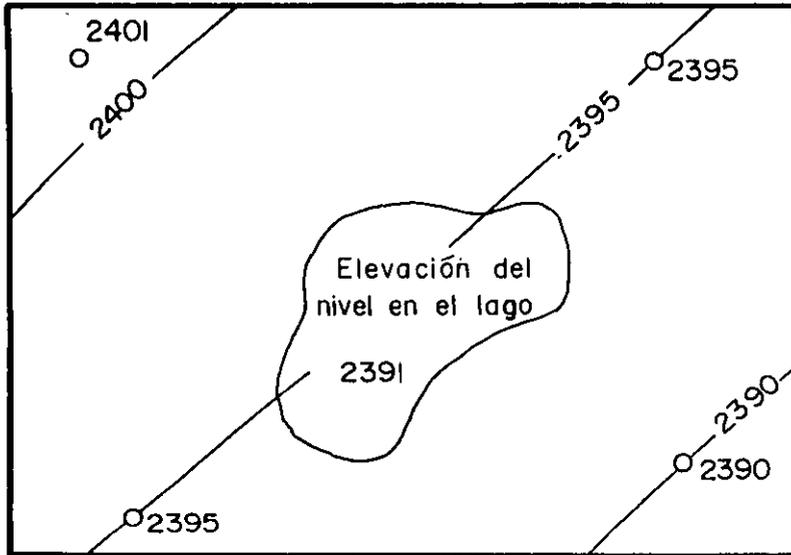


(a)



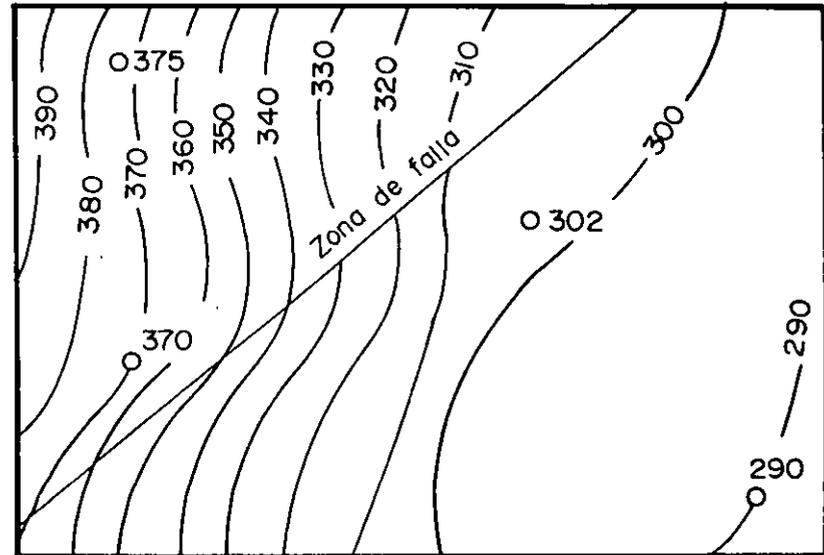
(b)

Efecto de la medición de niveles en áreas de recarga y descarga: a) configuración incorrecta considerando medición de niveles en pozos que no reflejan la superficie piezométrica; b) configuración correcta después de eliminar mediciones de r no representativas. (Saines, 1981).



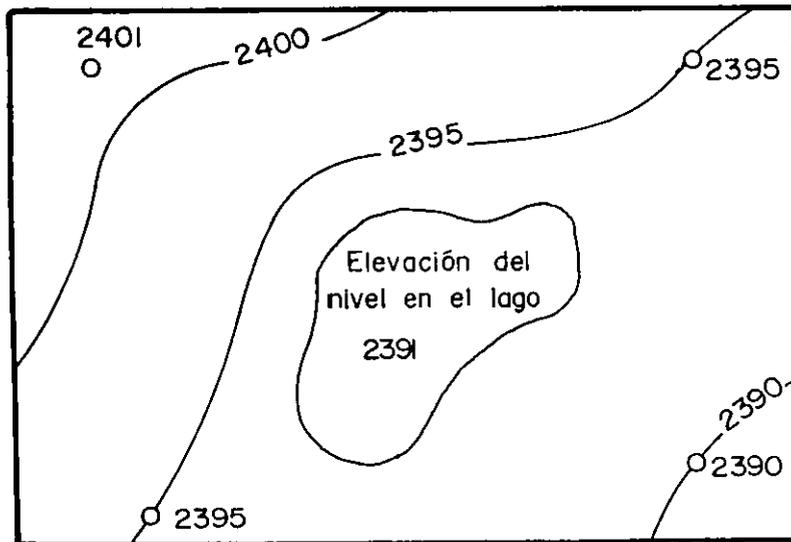
Incorrecto

(a)

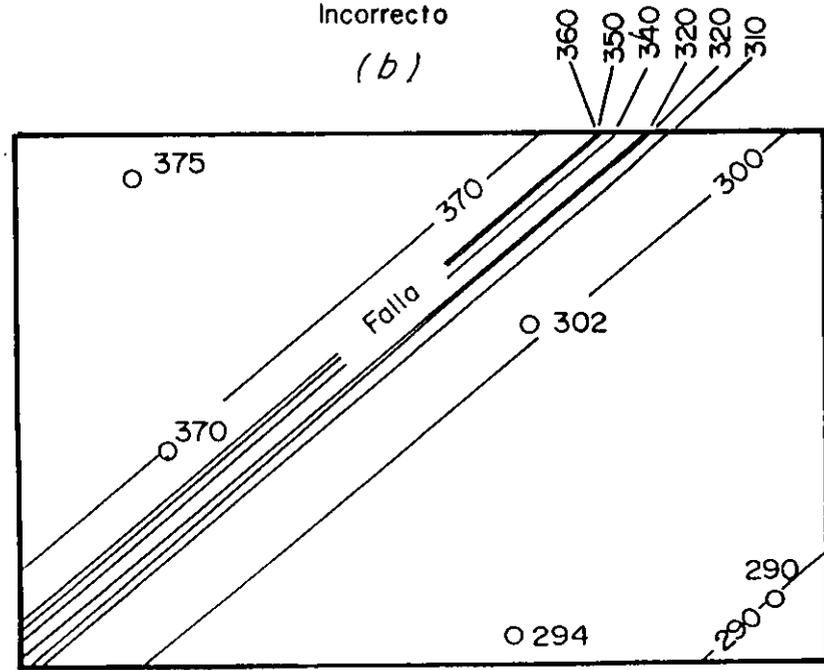


Incorrecto

(b)

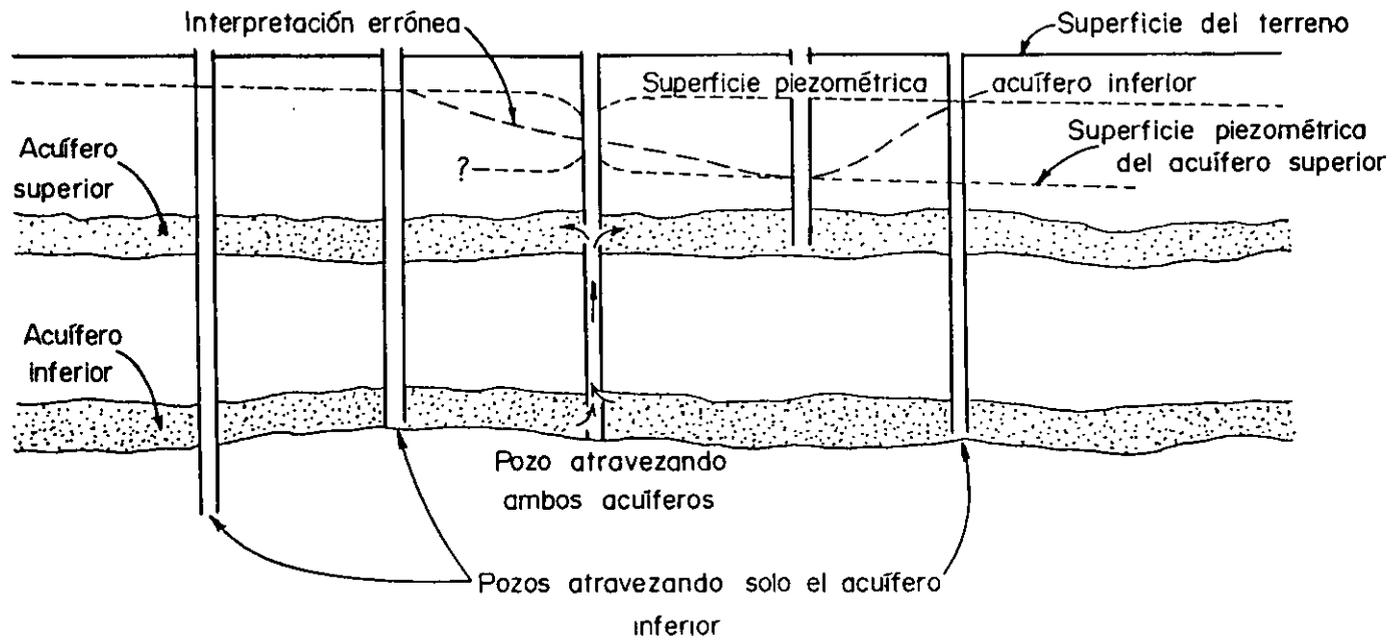


Correcto

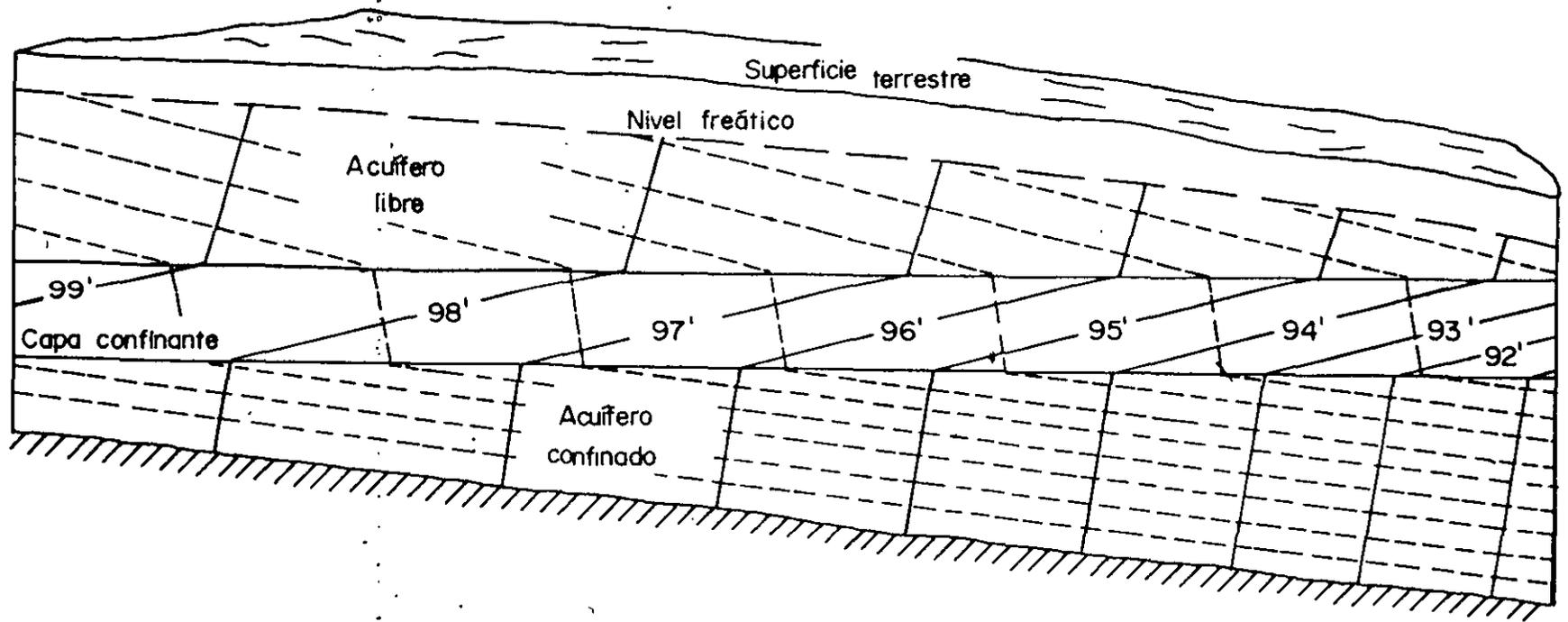


Correcto

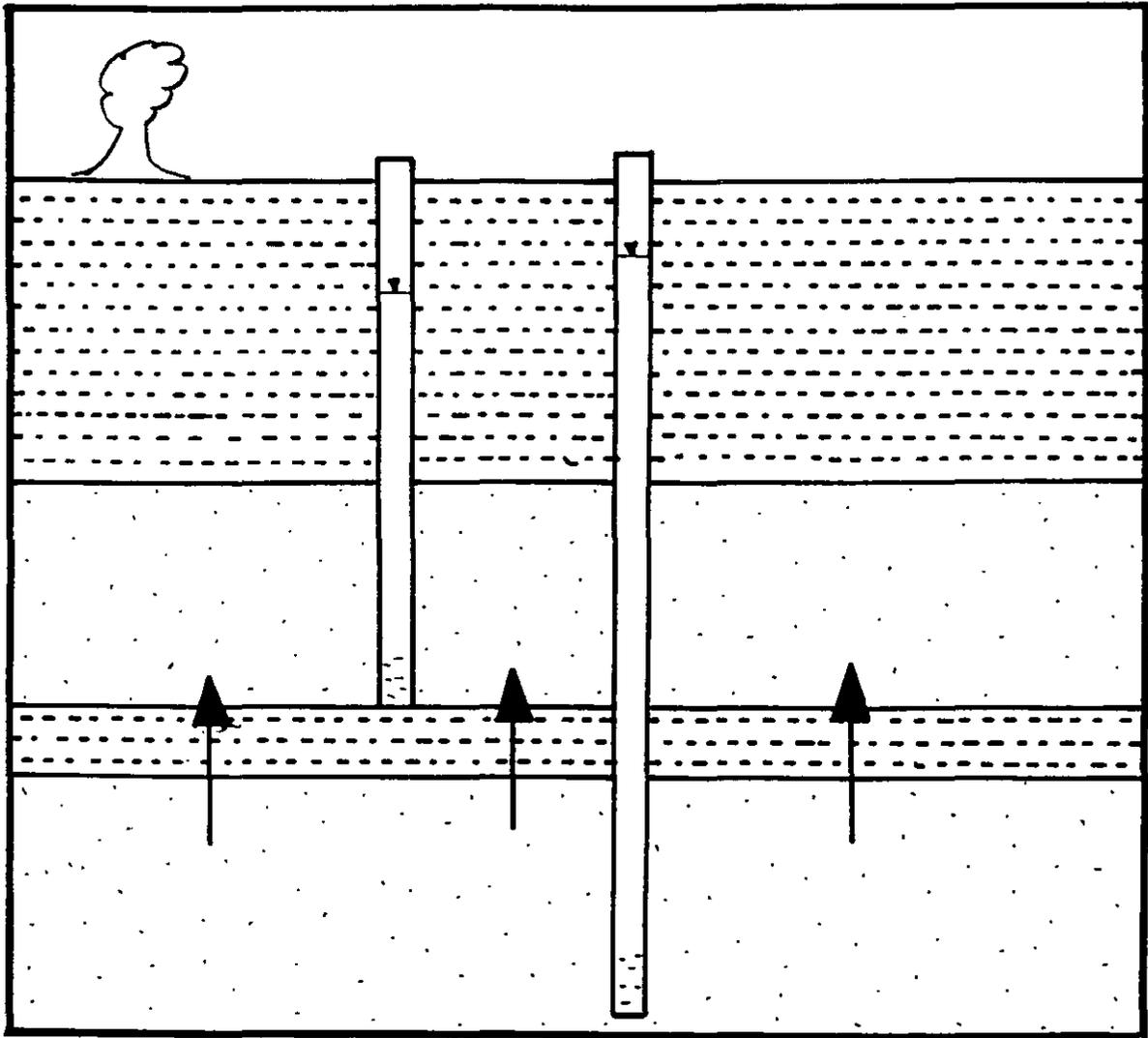
Errores en la configuración de mapas piezométricos; (a) depresión topográfica ocupada por cuerpos de agua superficial, (b) zona de falla. (Davis and DeWiest, 1966)



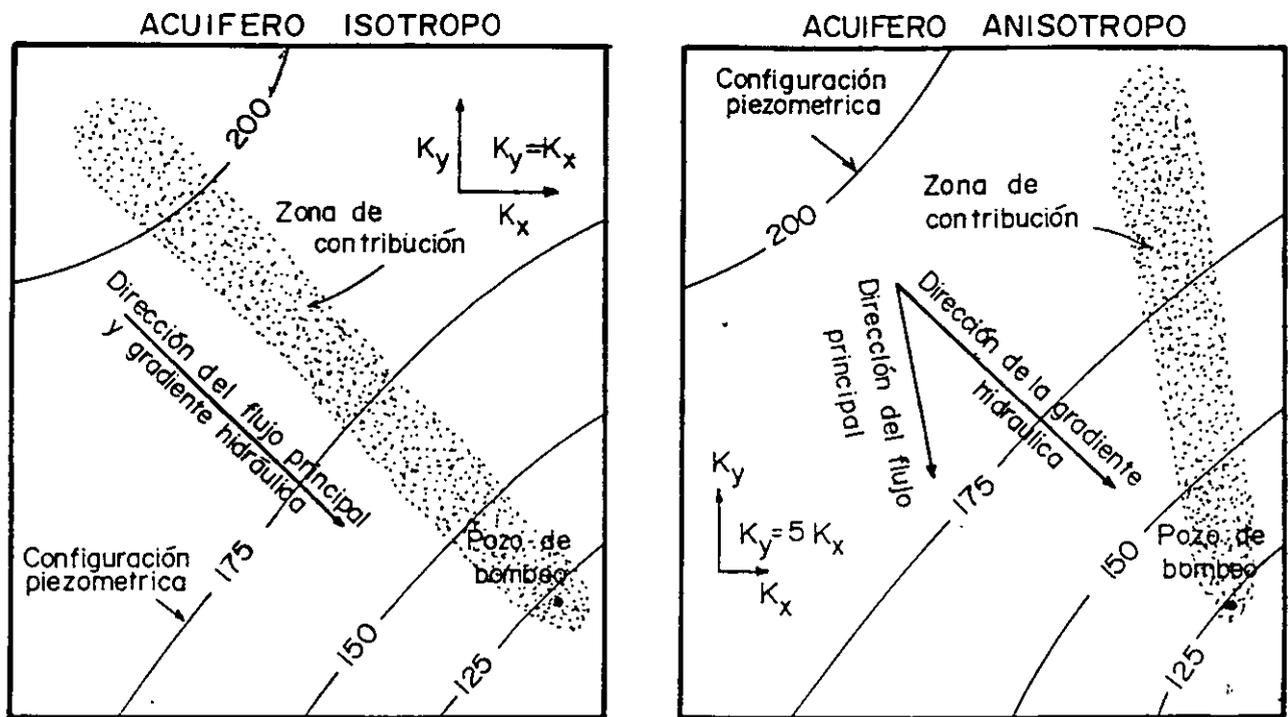
Error en la medición de la superficie piezométrica debido a la combinación de niveles en dos acuíferos confinados con diferente carga hidráulica. (Davis and DeWiest, 1966).



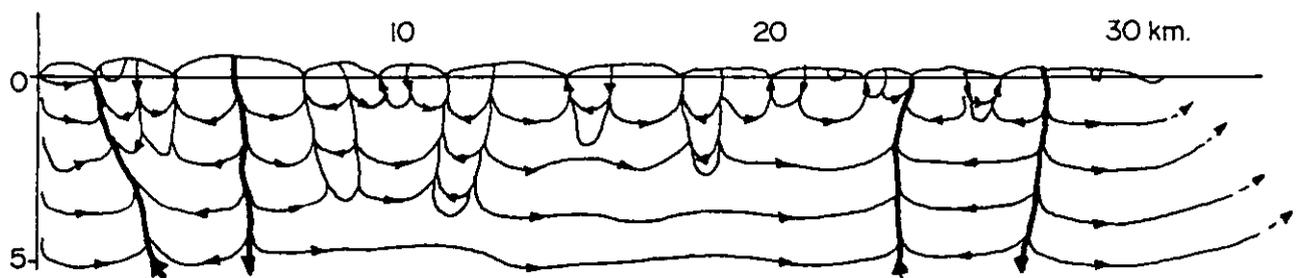
Las líneas de flujo en los acuíferos tienden a ser paralelas pero en las capas confinantes son casi perpendiculares a las fronteras. (Referencia: Heath, 1983).



Conexión hidráulica entre acuíferos.

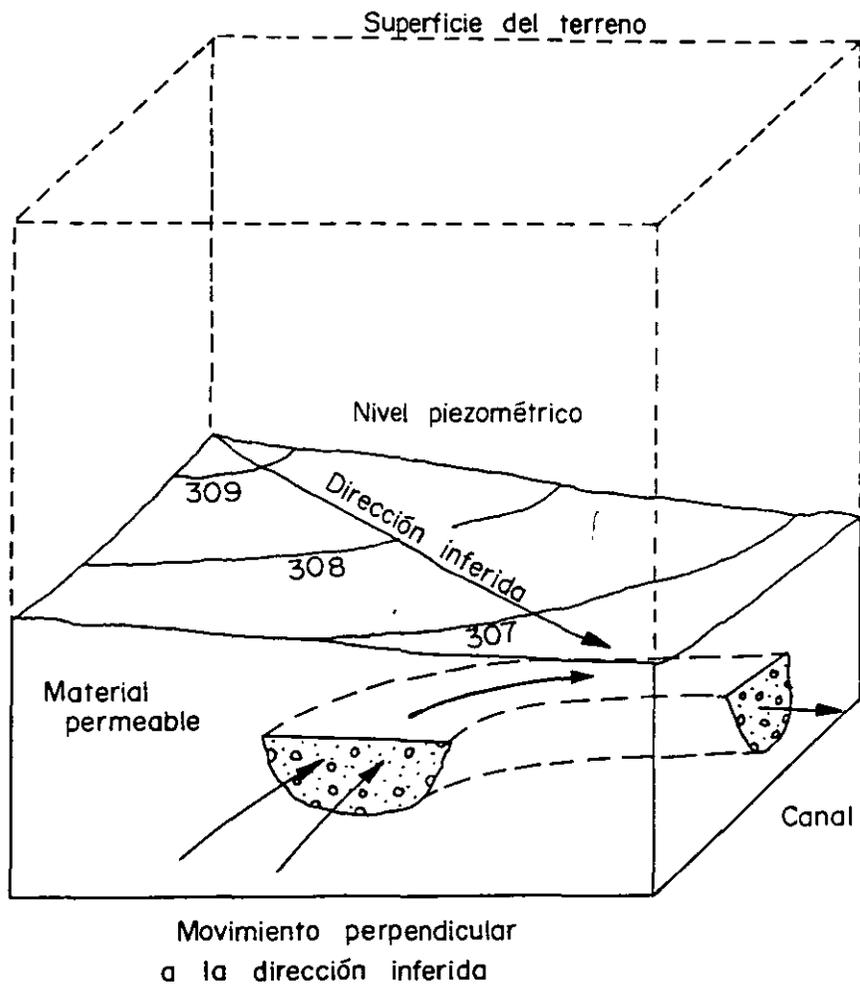


A. Efecto de la anisotropía en la orientación de la zona de contribución.

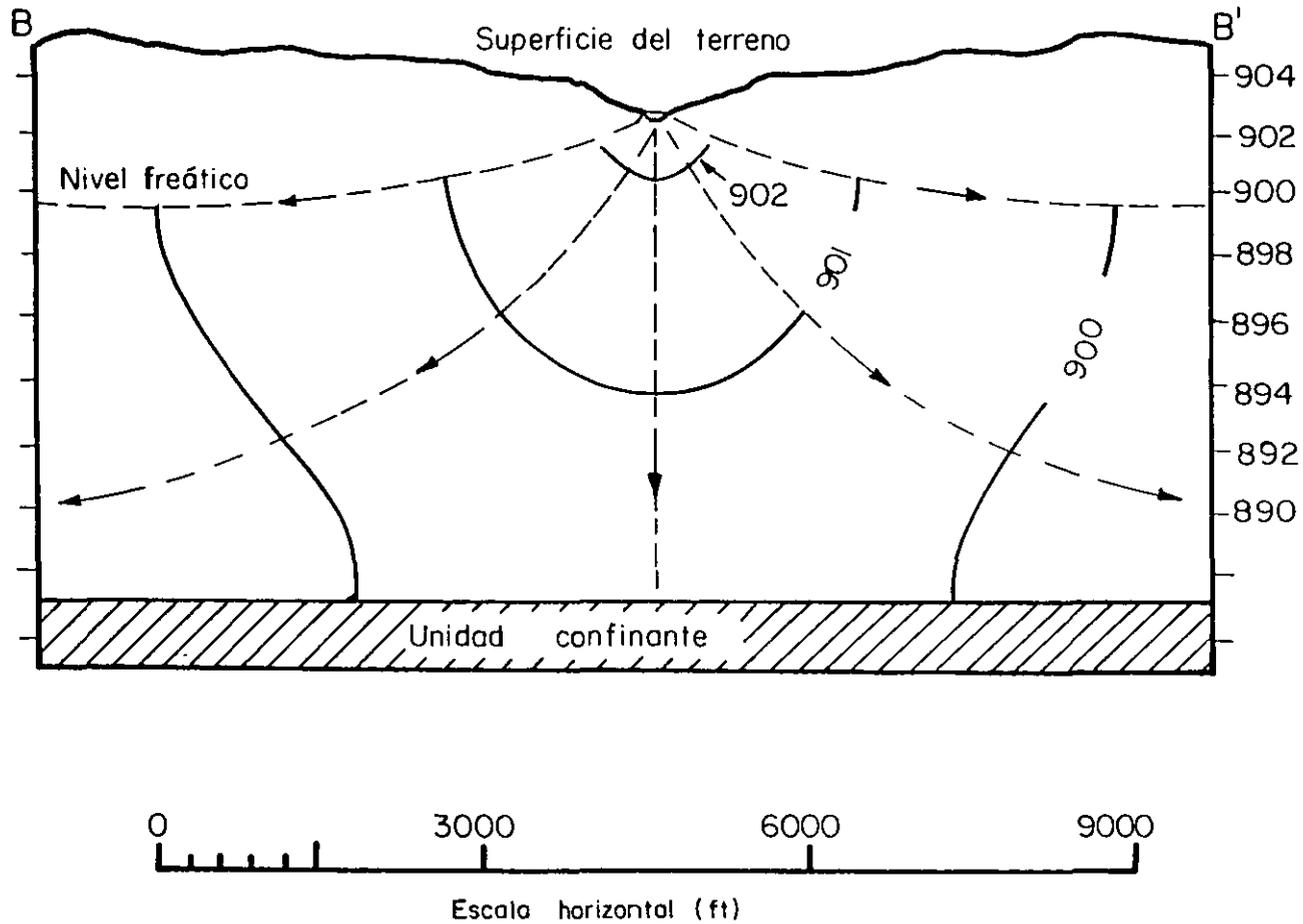


B. Simulación numérica de las líneas de flujo en un sistema de rocas fracturadas. (Gale, 1982)

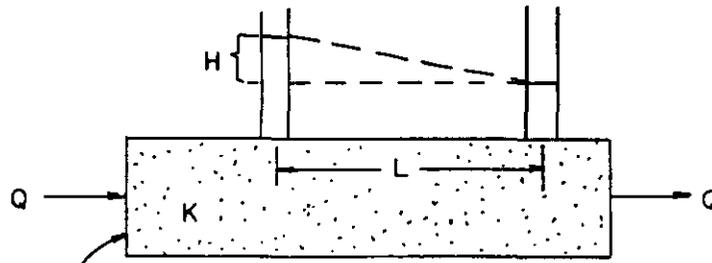
Efecto de las fracturas sobre el movimiento de las aguas subterráneas.



Divergencia en la dirección inferida del flujo subterráneo debido a la heterogeneidad del medio. (Davis et al., 1985)



Red de flujo vertical de un acuífero libre (Heath, 1983)



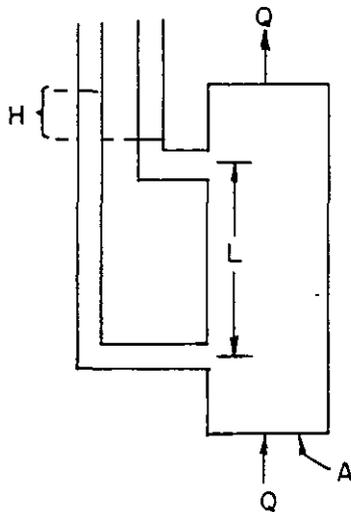
Gradiente = $H/L = I$, la energía requerida para mover el agua L .

Q = Flujo (gpd).

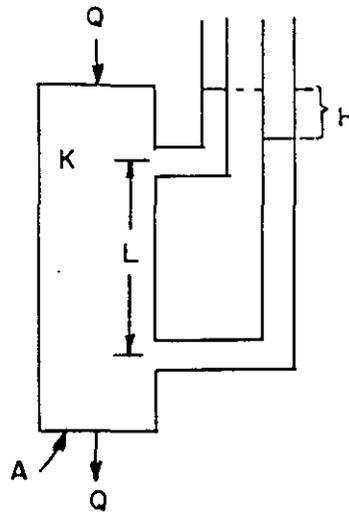
A = Area transversal (ft^2)

K = Conductividad hidráulica = gpd ft

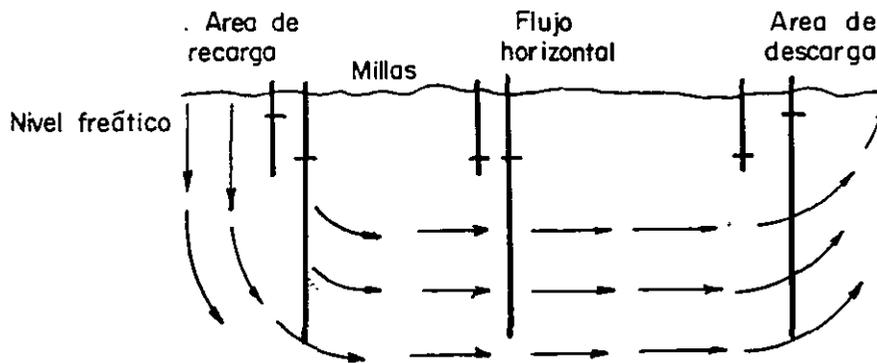
Tubo vertical con flujo ascendente



Tubo vertical con flujo descendente



Condiciones de campo



Explicación gráfica de la ley de Darcy.

Bibliografía de apoyo para el Diseño de mapas piezométricos.

Domenico, P.A., and Schwartz, F.W., 1990, Physical and Chemical Hydrogeology. NY, John Wiley and Sons, 824 p.

Davis, S.N., and De Wiest, R.J.M., 1996, Hidrogeologia. Ny John Wiley and Sons, 463 p

Heath, R.C., 1983, Basic Groundwater Hydrology, USGS, Water Supply Paper 2220

Fetter, C.W., 1988. Applied Hydrogeology. 2nd Edition. Columbus: Merrill Publishing Company.

Freeze, R. Allen and John A. Cherry. 1979. Groundwater. Englewood, New Jersey. Prince Hall.

Neilsen, D.,M., 1991, Practical Handbook of GroundWater Monitoring. Lewis Publishers. Cap. 9. Adquisition and interpretation of water level data, Isbn 0-87371-124-6

McWhorter, B.D., and Sunada, K., D., 1977, Groundwater Hydrology and Hydraulics Water Resources Fublications. P.O. Box 303. Fort Collins, CO, USA

Saines, M., 1981, Errors in Interpretation of Groundwater level data. Groundwater Monitoring Review, Vol. 1, No. 1, pp 56-61

USEPA 1990. Groundwater, Vol. I and II. Groundwater and contamination. EPA/625/6-90/016^a.



**FACULTAD DE INGENIERÍA UNAM
DIVISIÓN DE EDUCACIÓN CONTINUA**

CURSOS ABIERTOS

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

**MÓDULO III
CA114**

**MODELOS MATEMÁTICOS EN
GEOHIDROLOGÍA Y CONTAMINACIÓN DE
ACUÍFEROS**

TEMA

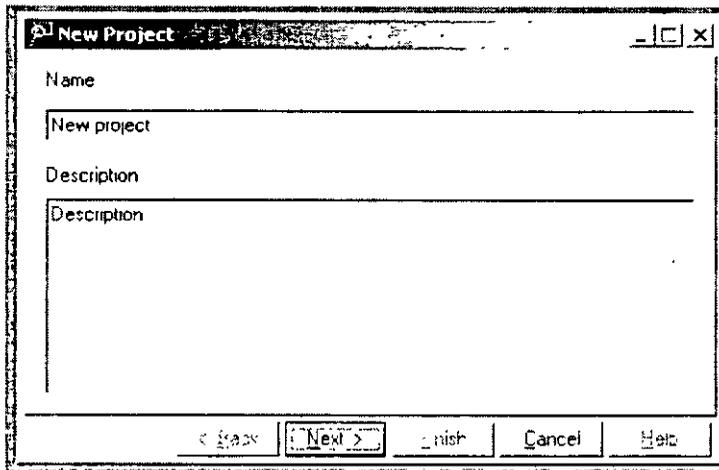
**EJERCICIO:
DISPERSIÓN DE CONTAMINANTES EN LA ZONA VADOSA
UTILIZANDO EL MODELO VLEACH**

**EXPOSITOR: ING. JUAN MANUEL LESSER ILLADES
PALACIO DE MINERÍA
OCTUBRE DEL 2002**

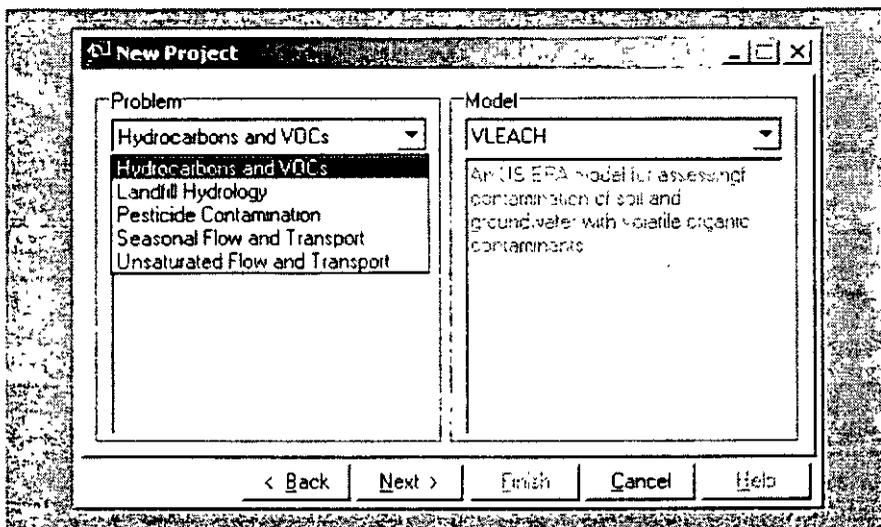
EJERCICIO: DISPERSIÓN DE CONTAMINANTES EN LA ZONA VADOSA UTILIZANDO EL MODELO VLEACH

Por: Ing. Juan Manuel Lesser Illades

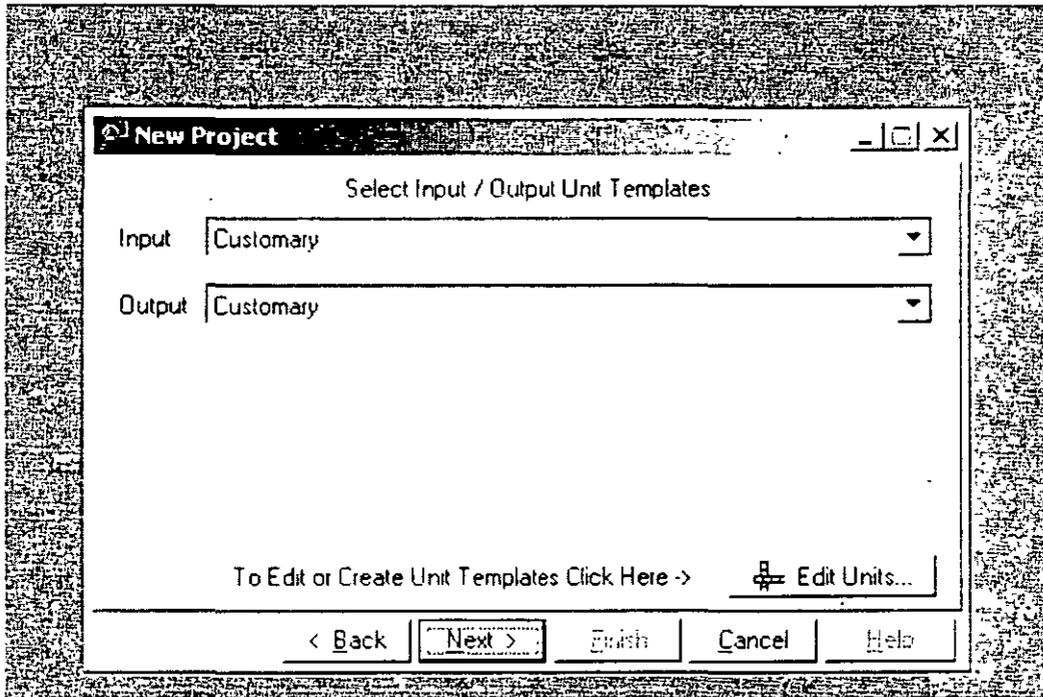
Inicializar el modelo utilizando la opción de crear un proyecto nuevo.
Se llena la pantalla siguiente con el nombre del proyecto y la descripción del mismo.



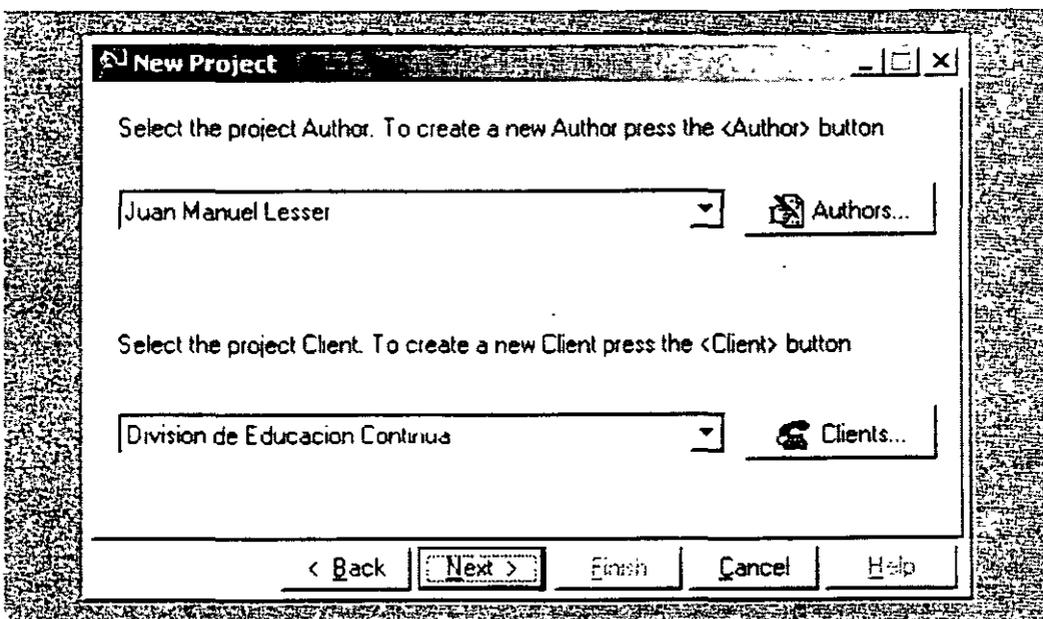
Se selecciona el modelo a ser utilizado. El paquete Unsat Suit incluye los modelos HELP para el diseño de rellenos sanitarios en relación con la contaminación de acuíferos, el modelo PESTAN para la contaminación de suelos y agua subterránea por pesticidas, el modelo SESOIL para el transporte de contaminantes de un flujo estacional en la zona no saturada y el modelo VLEACH para la simulación del movimiento de contaminantes en la zona no saturada.



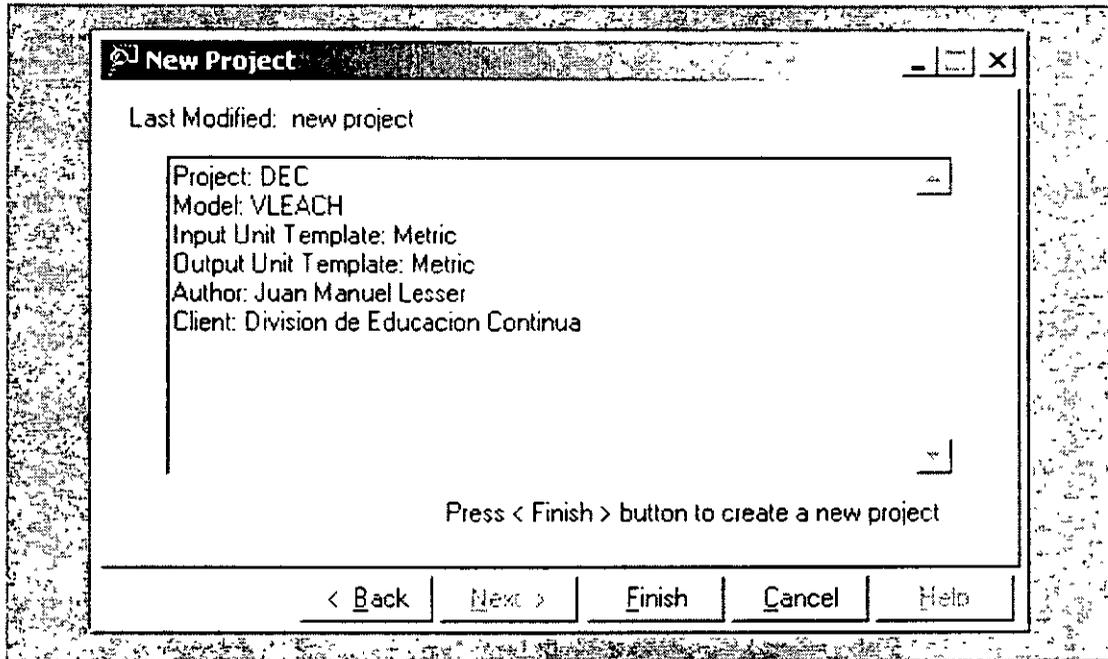
En la pantalla siguiente se selecciona el tipo de unidades por utilizar.



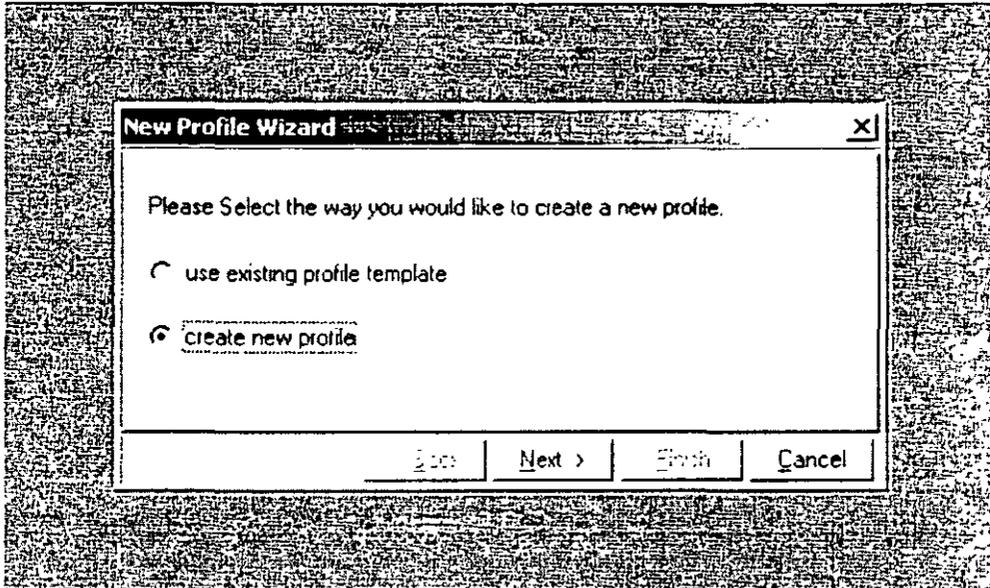
Proporcionar los datos del autor y del cliente.



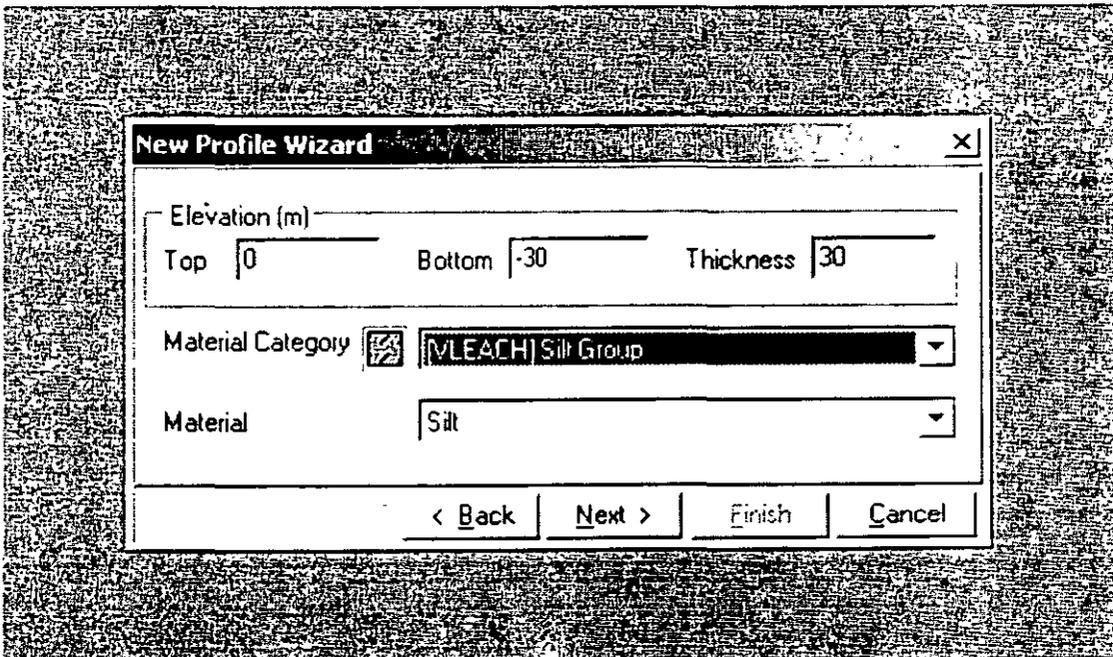
En esta pantalla se resumen los datos de identificación del modelo.



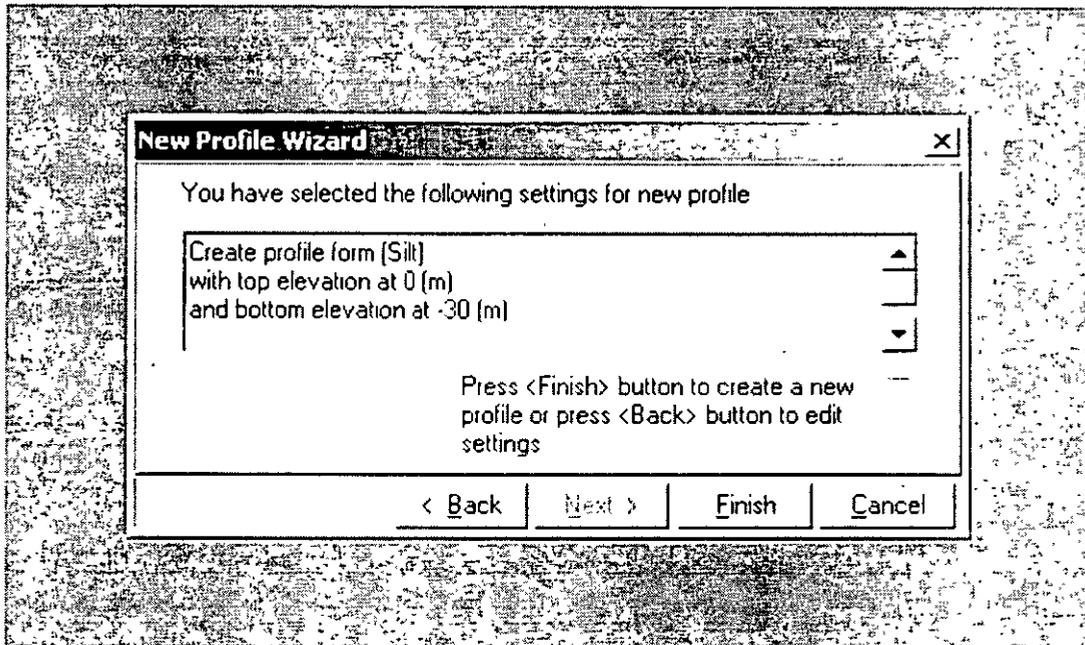
Seleccionar si se desea crear un proyecto nuevo o utilizar los datos de otro ya creado.



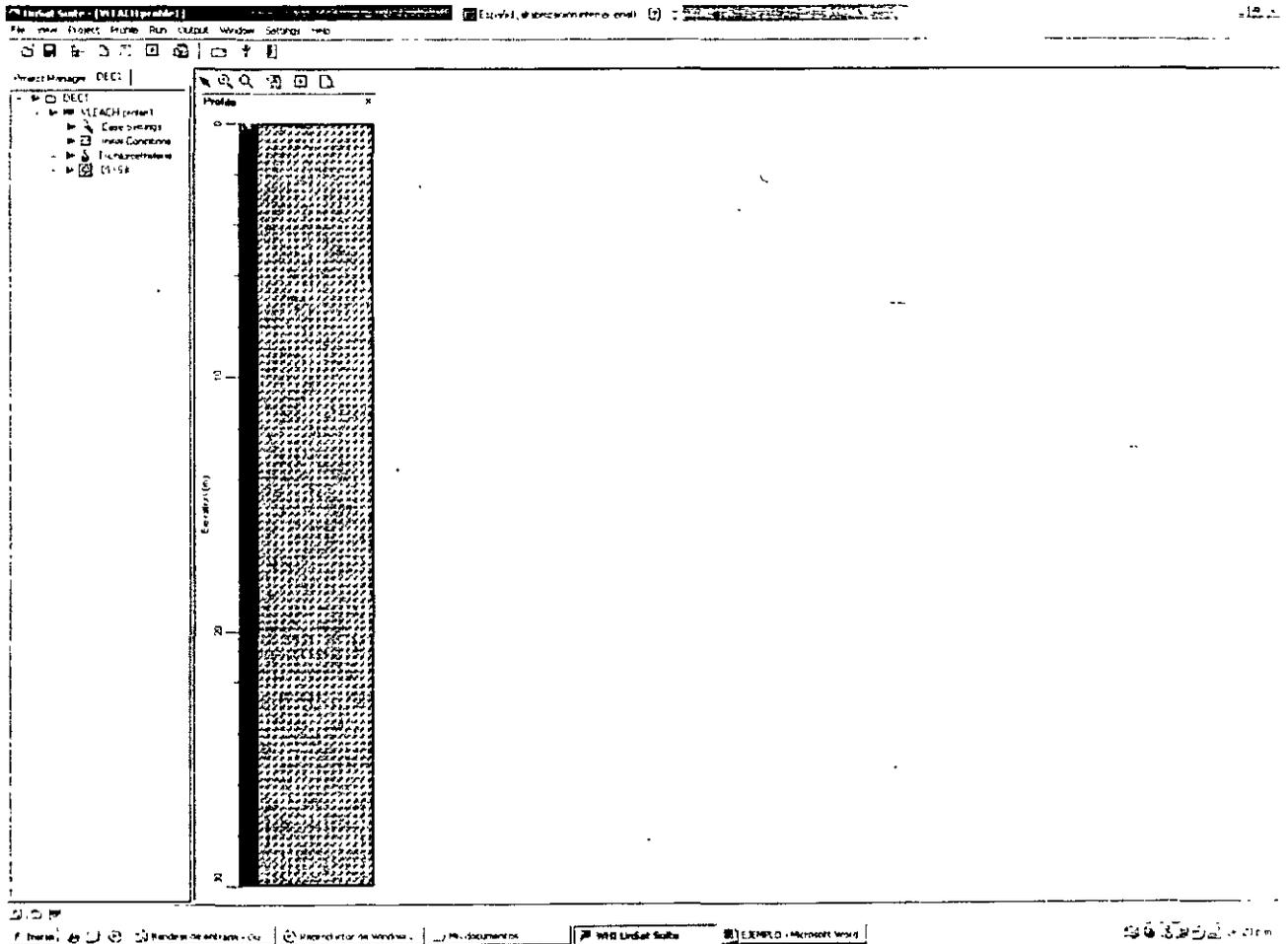
Características del sitio. Elevación del terreno 0 metros, elevación de la base del subsuelo estudiado, 30 metros. Seleccionar un suelo limoso (silt).



Resumen de las características del sitio.



Pantalla mostrando el perfil con las características del sitio, 30 metros de limos. A la izquierda se muestra el menú de opciones para alimentar los datos de la contaminación.



Seleccionar la opción para editar parámetros (Case settings)

Parameter	Value	Units	Comment
Simulation Timestep	365.25637	days	The simulation timestep in years
Simulation Length	3652.56366	days	The total time length of simulation in years
Cell Number	10	-	The number of cells within the profile
Recharge Rate	0.00834482	cm/day	The rate at which water enters and flows through the vadose zone
Concentration in Recharge Water	0.000000000000	mg/l	The contaminant concentration in the recharge water.
Upper Boundary for Vapor	0.000000000000	mg/l	Concentration in the atmosphere above the soil surface
Lower Boundary for Vapor	0.000000000000	mg/l	Set negative if the lower boundary considered impermeable
Output Timestep	365.256	days	The timestep at which simulation results are to be presented

Deseamos que el modelo calcule la posición de los contaminantes cada mes (30 días), durante aproximadamente 4 años (1200 días). Dividir el subsuelo en 30 celdas de a 1 metro cada una. La permeabilidad del medio se midió en el laboratorio y arrojó un valor de 2.12 cm/día. La concentración del contaminante en el agua de recarga es de 80 mg/l. Las salidas del modelo programarlas cada 30 días (aproximadamente cada mes).

Parameter	Value	Units	Comment
Simulation Timestep	30	days	The simulation timestep in years
Simulation Length	1200	days	The total time length of simulation in years
Cell Number	30	-	The number of cells within the profile
Recharge Rate	2.12	cm/day	The rate at which water enters and flows through the vadose zone
Concentration in Recharge Water	80	mg/l	The contaminant concentration in the recharge water.
Upper Boundary for Vapor	0.000000000000	mg/l	Concentration in the atmosphere above the soil surface
Lower Boundary for Vapor	0.000000000000	mg/l	Set negative if the lower boundary considered impermeable
Output Timestep	30	days	The timestep at which simulation results are to be presented

OK Cancel Help

Utilizando el menú de la parte superior izquierda, marcar la concentración inicial de contaminante en las diferentes profundidades, a partir de las cuales el modelo calculará la difusión respecto al tiempo.

Edit Parameters

Initial Conditions

Parameters	Start Depth	End Depth	Initial Contaminant Concentration
Units	m	m	g/g
Comments	Enter your start depth values in this column	Enter your end depth values in this column	%CON
1 (0.000)	0	0	0.000000000000

Add Insert Delete Delete All

OK Cancel Help

Con los botones de la parte inferior de la pantalla, se aumentan, eliminan o insertan renglones de datos.

Edit Parameters

Initial Conditions

Parameters	Start Depth	End Depth	Initial Contaminant Concentration
Units	m	m	g/g
Comments	Enter your start depth values in this column	Enter your end depth values in this column	%CON
1 (1.000)	0	1	80
2 (1.000)	1	2	76
3 (1.000)	2	3	68
4 (1.000)	3	4	54
5 (1.000)	4	5	33
6 (1.000)	5	6	5
7 (1.000)	6	7	0

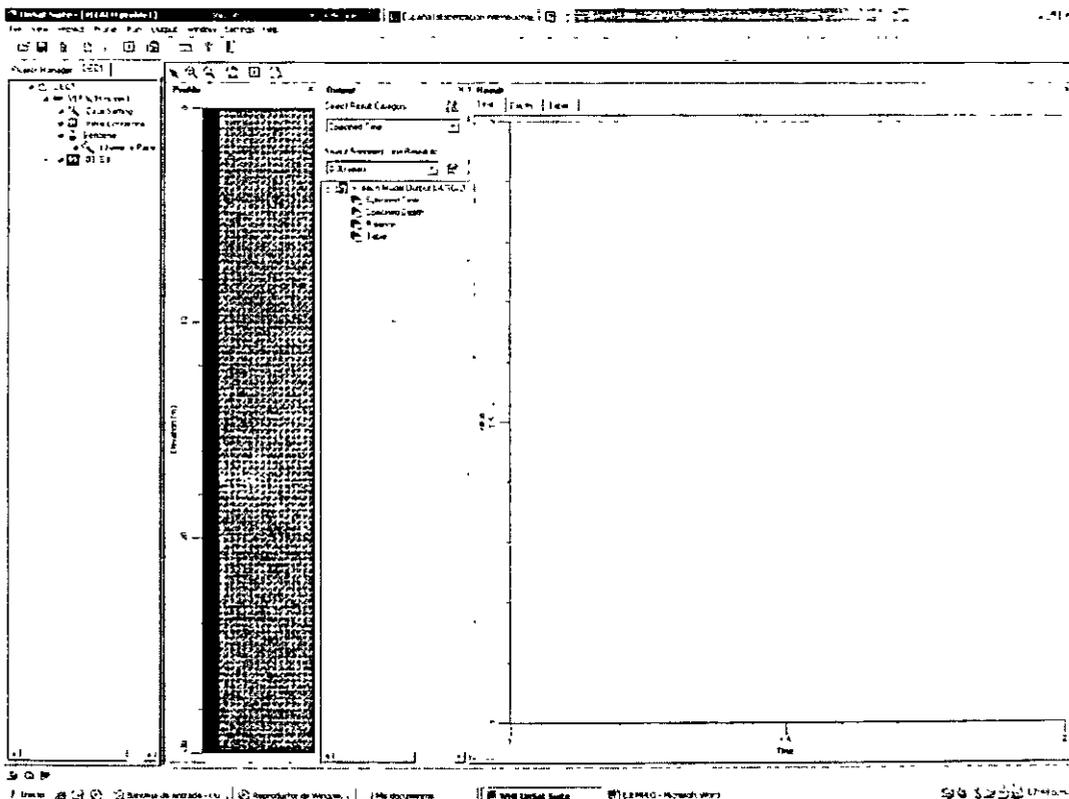
Add Insert Delete Delete All

OK Cancel Help

En el menú de la porción superior izquierda se selecciona el tipo de producto contaminante. El modelo incluye 9 compuestos, entre ellos al benceno, tolueno, etilbenceno y m-xileno. Seleccionar para el ejemplo al benceno.

Material Category	Material
[MELEACH] Volatile Organic Contaminants	Benzene
metal Chemical Parameters	
name	Benzene
descripcion	description

El siguiente paso es correr el modelo, lo cual se lleva a cabo utilizando el botón enmarcado con color azul. Se obtiene la pantalla siguiente.

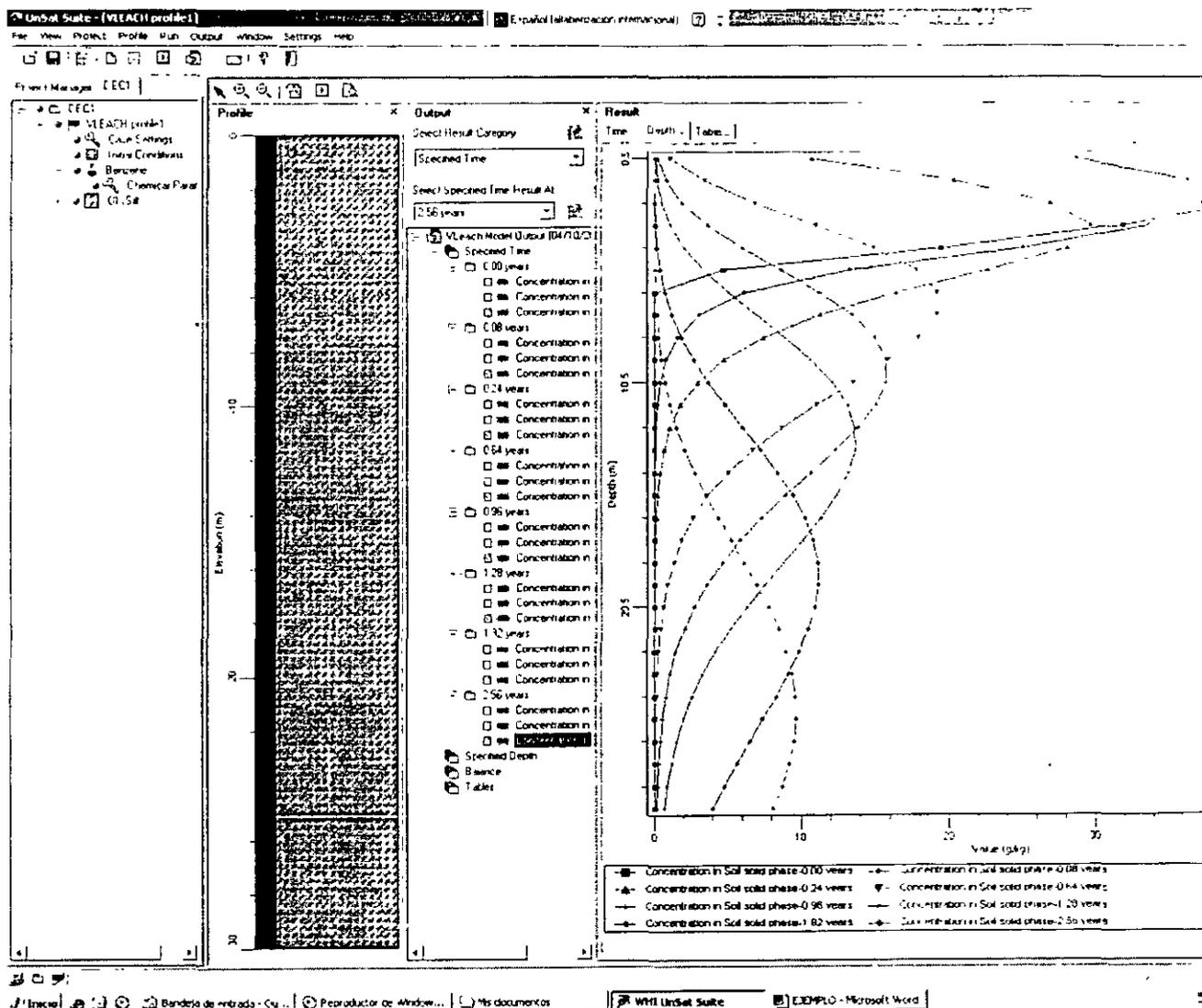


ANÁLISIS DE RESULTADOS, OPCION TIEMPO

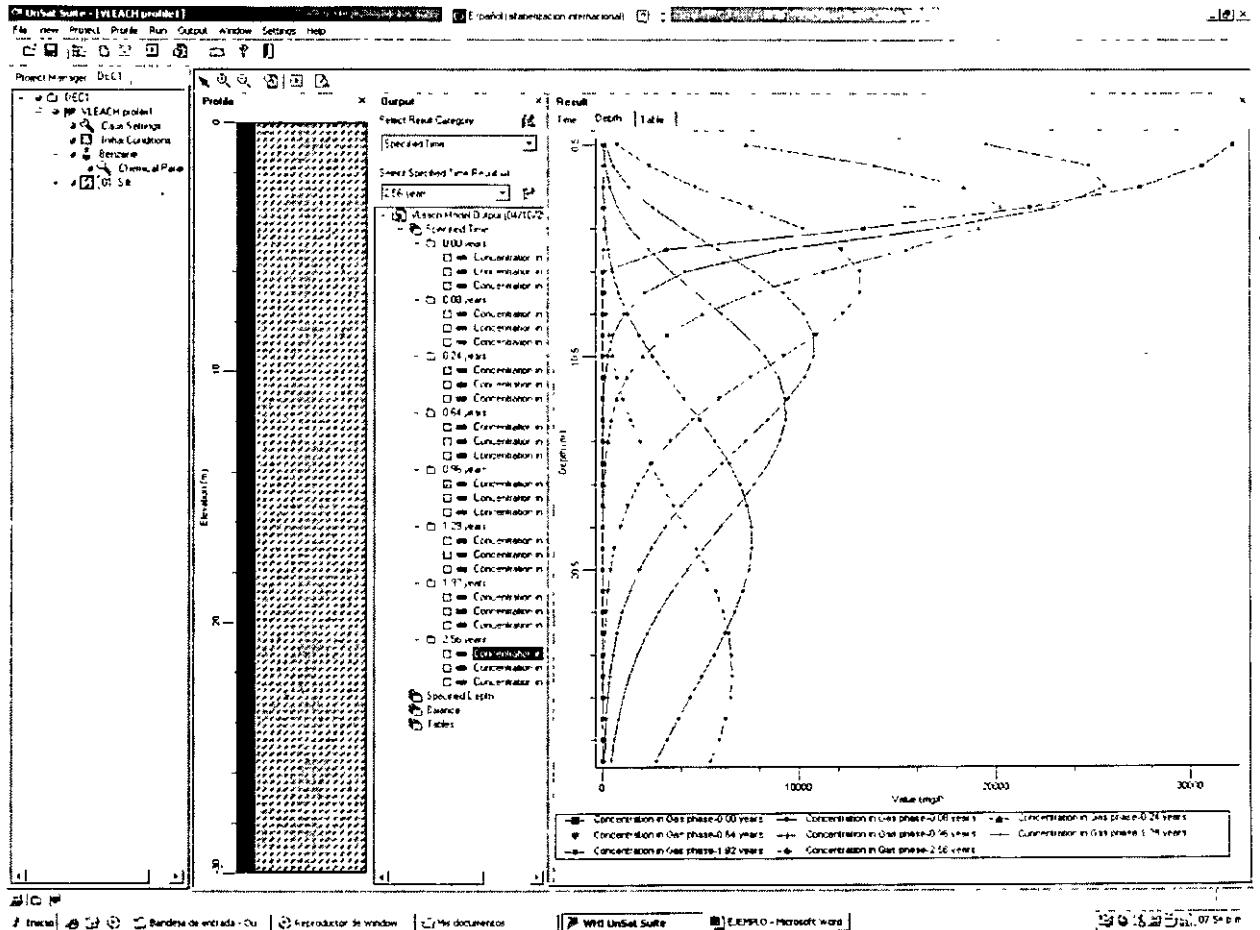
A partir de este momento se pueden obtener resultados del comportamiento del contaminante respecto al tiempo y a la profundidad. En el menú central, a la derecha del corte litológico, se encuentran las opciones de tiempo, profundidad, balance y tablas. Buscarlas y practicarlas.

Ejercitar seleccionando **primeramente la opción de tiempo**, de uno a uno, los periodos de tiempo que calculó el modelo de acuerdo a los datos con que fue alimentado. Analizar los resultados, observar como se va moviendo la contaminación respecto al tiempo y a la profundidad.

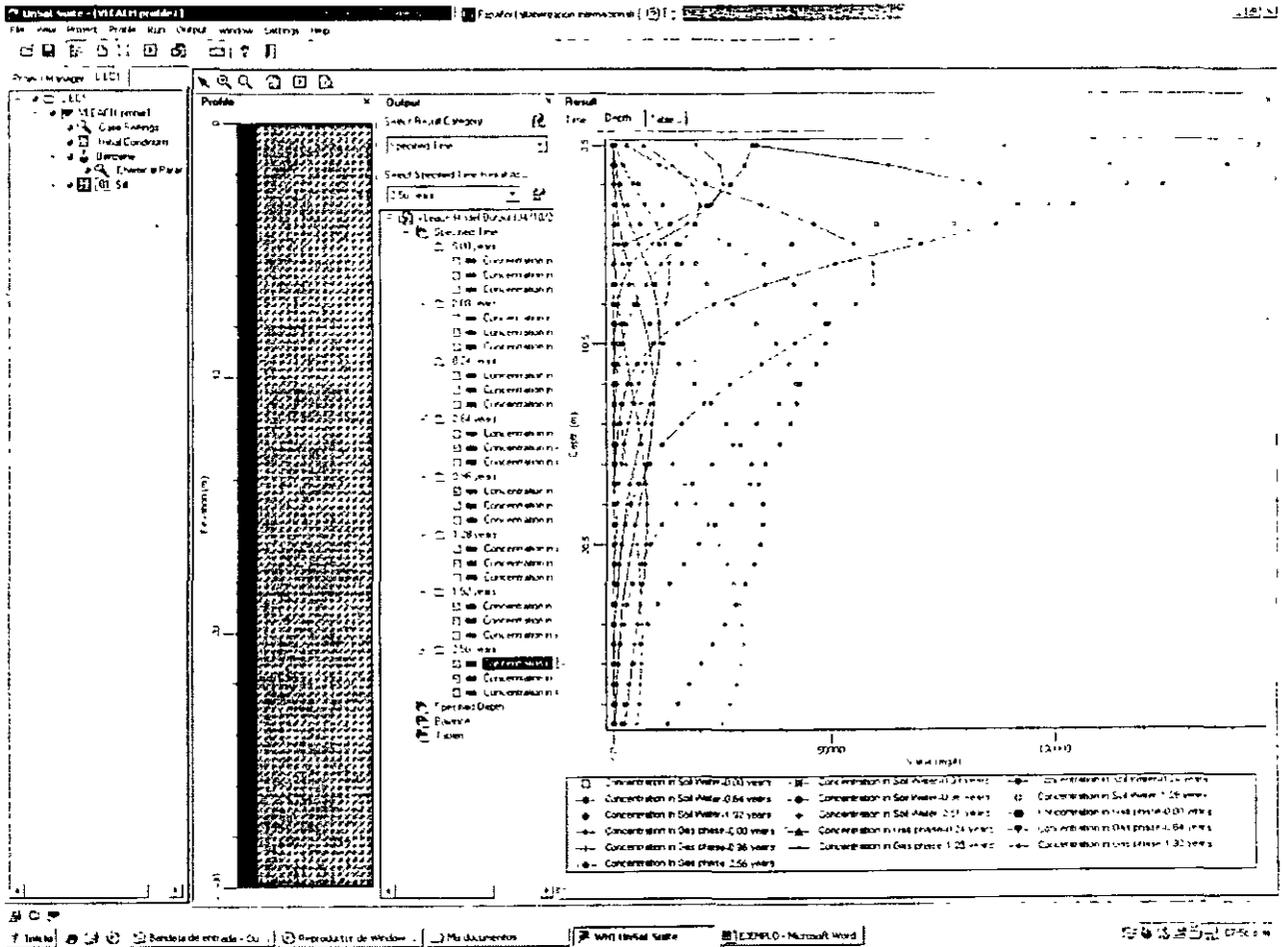
Para las gráficas se deberá seleccionar la opción deseada, ya sea contaminante adsorbido por el suelo, en agua o en fase volátil. Desplegar los resultados hasta obtener una pantalla semejante a la mostrada adelante (concentración en suelo) y analizar los resultados.



Volver a correr el modelo con el botón enmarcado en color azul y repetir el procedimiento para analizar el comportamiento del contaminante respecto al tiempo para la fase gaseosa. Reintentar hasta obtener los resultados de la pantalla siguiente. Analizar el significado de los resultados.

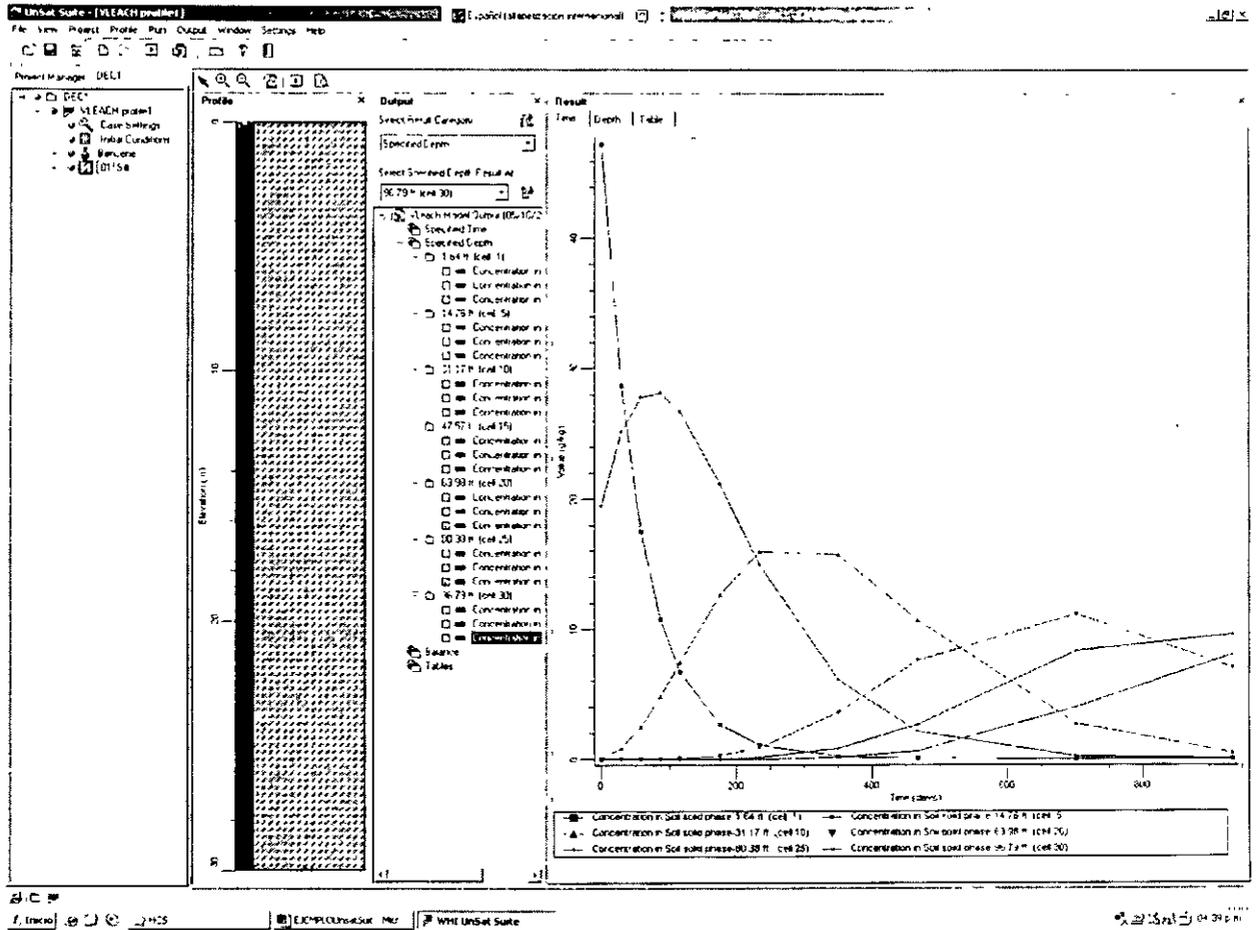


Correr nuevamente el modelo con el botón enmarcado en azul, obtener y analizar la pantalla siguiente:

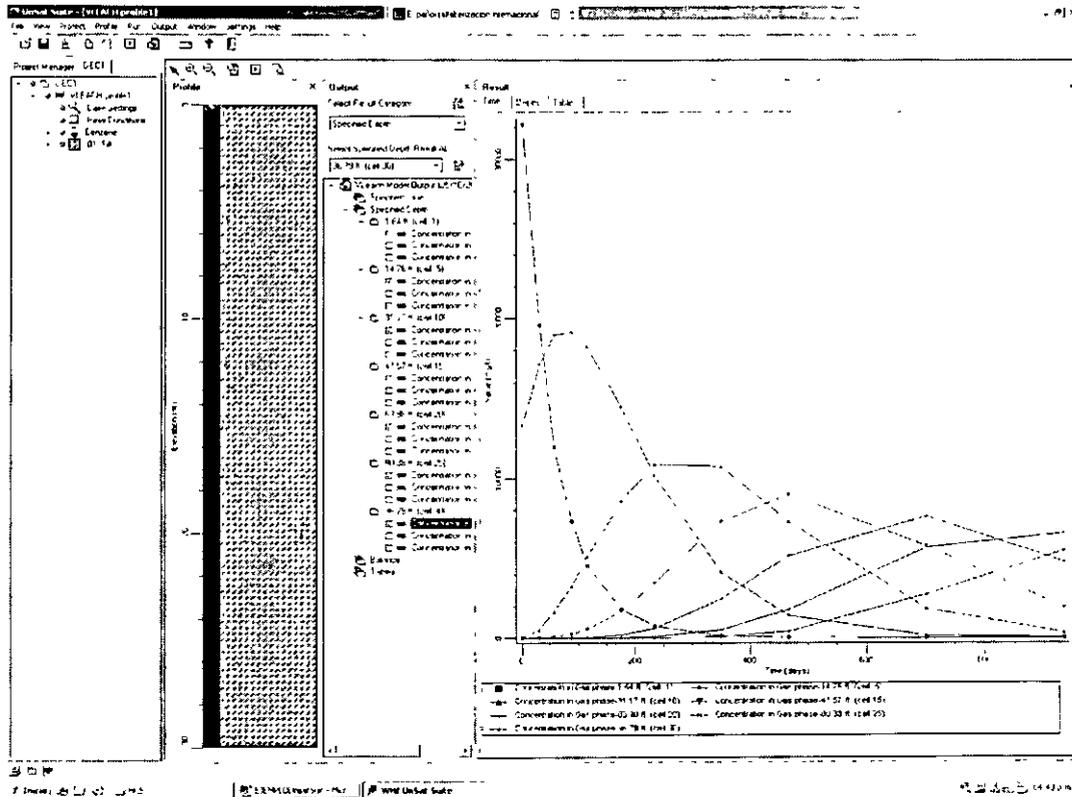


ANÁLISIS DE RESULTADOS, OPCION PROFUNDIDAD

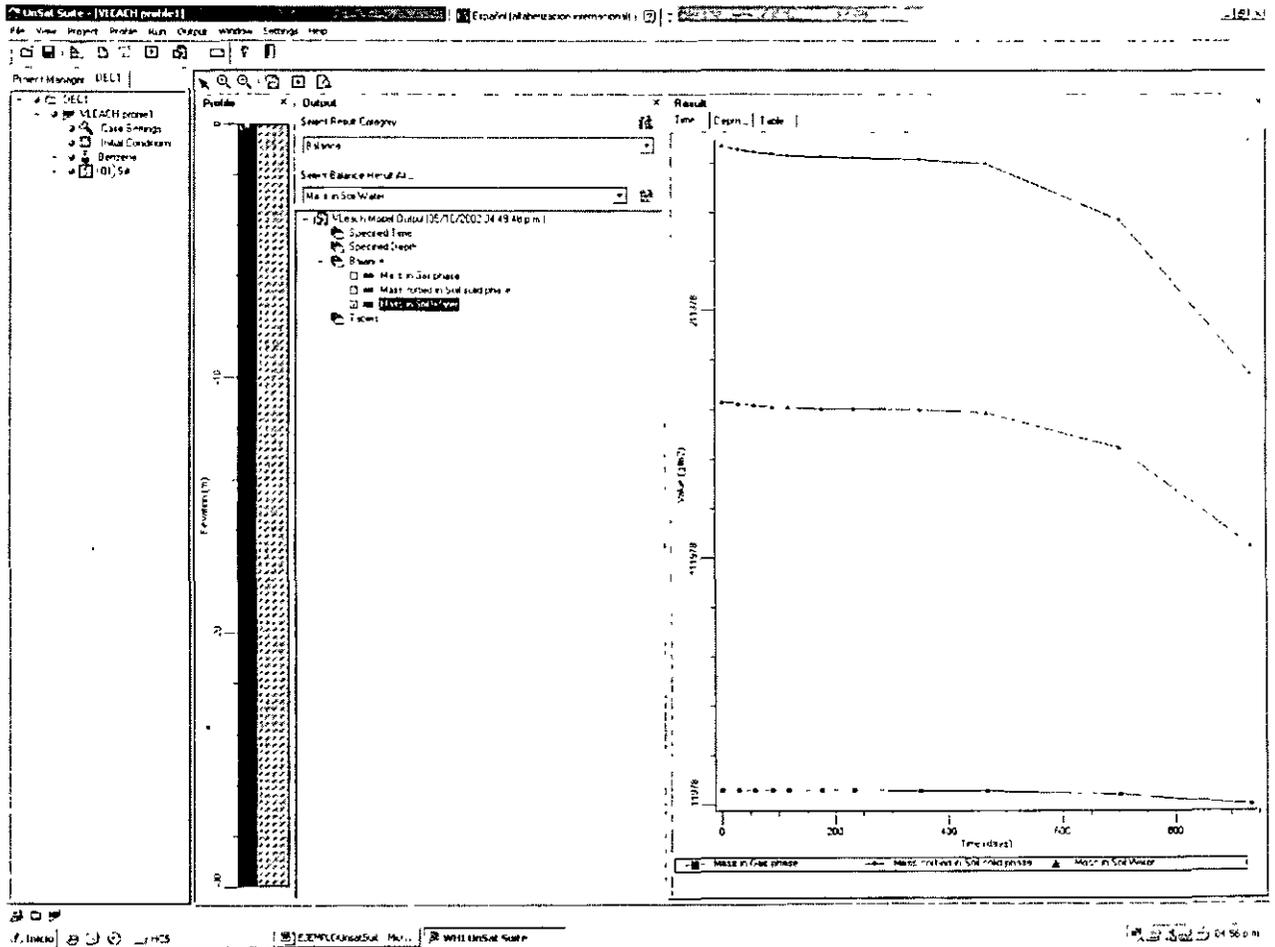
Se repiten pasos semejantes al inciso anterior seleccionando la opción profundidad (depth). Obtener y analizar la concentración a 1, 5, 10, 15, 20, 25 y 30 metros de profundidad.



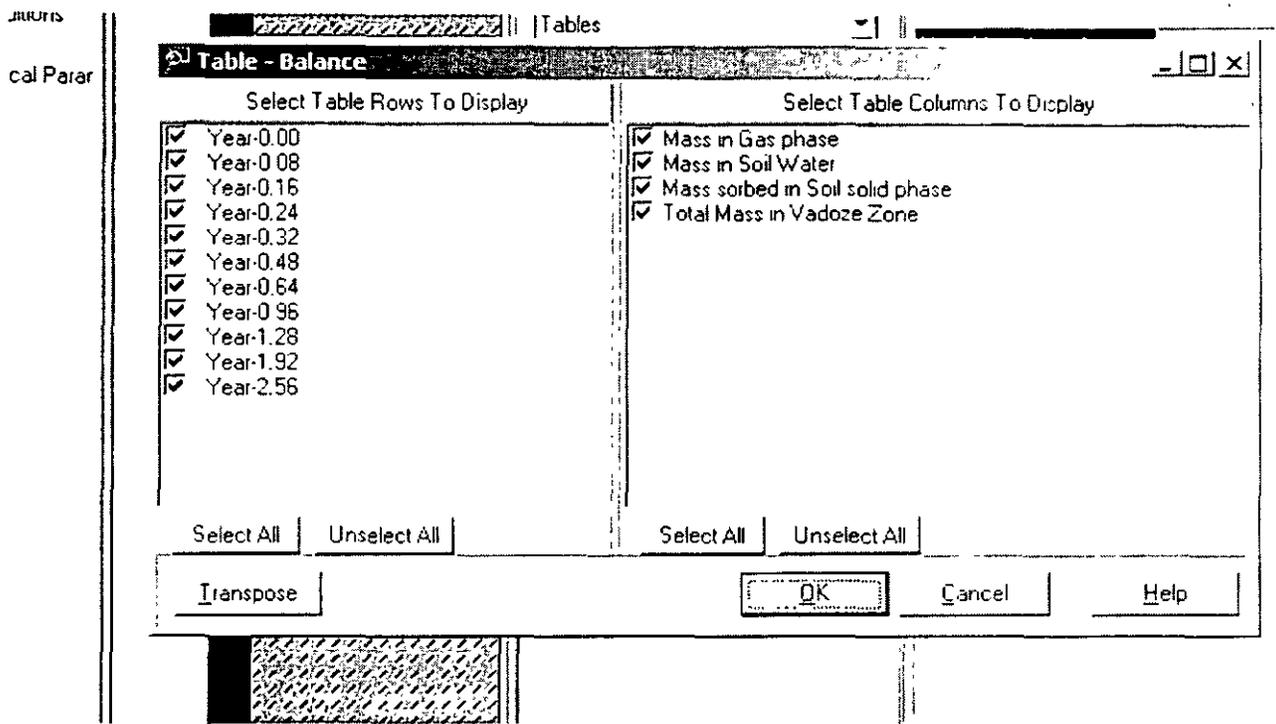
En la misma pantalla, desactivar la opción suelo en todas las profundidades y activar la opción volátiles para tener una pantalla como la siguiente:



Correr el modelo y desplegar el balance de masas. Como se comporta la contaminación respecto al tiempo?
 Comparar la concentración adsorbida por el suelo, con la presente en el agua del suelo y la volátil, cual es mayor y cual es menor?



Seleccionar Tablas para obtener valores del balance.



Seleccionar todos los tiempos. Analizar los resultados.

Time	Depth...	Balance (g/m ²)			
		Mass in Gas phase (g/m ²)	Mass in Soil Water (g/m ²)	Mass sorbed in Soil solid phase (g/m ²)	Total Mass in Vadoze Zone (g/m ²)
Year-0.00 (g/m ²)		1.7985E+04	1.7518E+05	2.7897E+05	4.7213E+05
Year-0.08 (g/m ²)		1.7884E+04	1.7419E+05	2.7741E+05	4.6949E+05
Year-0.16 (g/m ²)		1.7814E+04	1.7351E+05	2.7632E+05	4.6765E+05
Year-0.24 (g/m ²)		1.7766E+04	1.7304E+05	2.7557E+05	4.6638E+05
Year-0.32 (g/m ²)		1.7732E+04	1.7272E+05	2.7505E+05	4.6550E+05
Year-0.48 (g/m ²)		1.7693E+04	1.7233E+05	2.7443E+05	4.6445E+05
Year-0.64 (g/m ²)		1.7673E+04	1.7214E+05	2.7412E+05	4.6394E+05
Year-0.96 (g/m ²)		1.7640E+04	1.7181E+05	2.7361E+05	4.6306E+05
Year-1.28 (g/m ²)		1.7506E+04	1.7052E+05	2.7155E+05	4.5958E+05
Year-1.92 (g/m ²)		1.6044E+04	1.5627E+05	2.4885E+05	4.2116E+05
Year-2.56 (g/m ²)		1.1978E+04	1.1667E+05	1.8580E+05	3.1445E+05

Regresar al menú principal y modificar los parámetros de entrada (case settings).

Aumentar la permeabilidad a 5.0 cm/día; que pasa al aumentar la permeabilidad?

Posteriormente ir al menú principal y modificar las condiciones iniciales, aumentando la concentración inicial a 160 g/kg.

Nuevamente regresar al menú principal y modificar los parámetros del suelo, primero a una arena y después a una arcilla. Como se comporta el contaminante en arenas? Como se comporta el contaminante en arcillas?

Este análisis permitirá calibrar el modelo para reproducir las condiciones reales del sitio estudiado.



**FACULTAD DE INGENIERÍA UNAM
DIVISIÓN DE EDUCACIÓN CONTINUA**

CURSOS ABIERTOS

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

**MÓDULO III
CA114**

**MODELOS MATEMÁTICOS EN
GEOHIDROLOGÍA Y CONTAMINACIÓN DE
ACUÍFEROS**

TEMA

PRUEBAS DE BOMBEO

**EXPOSITOR: ING. DAVID GONZÁLEZ POSADAS
PALACIO DE MINERÍA
OCTUBRE DEL 2002**

PRUEBAS DE BOMBEO

ING. DAVID GONZÁLEZ POSADAS

1.- GENERALIDADES

La realización de una prueba de bombeo consiste en observar los efectos de abatimiento o recuperación de los niveles piezométricos en un acuífero. Los niveles son obtenidos a través de captaciones hidráulicas del tipo de pozos o norias y pueden ser observados en el propio pozo de bombeo (pozo de operación) o en pozos próximos a él (pozo de observación).

Al iniciarse el bombeo en un pozo, el nivel del agua sufre un abatimiento el cual es mayor en el propio pozo y decrece conforme aumenta la distancia. La fuerza que induce que el agua se mueva hacia el pozo, es el gradiente que se genera entre las cargas hidráulicas del propio pozo y las próximas a él.

El agua fluye a través del acuífero desde cualquier dirección, aumentando su velocidad conforme se acerca al pozo; expresado de acuerdo a la ley de Darcy nos dice que, en un medio poroso el gradiente hidráulico es directamente proporcional a la velocidad, por lo que el abatimiento en la superficie piezométrica forma un cono de depresión, cuyo tamaño y forma dependen del caudal, tiempo de bombeo, características del acuífero. La influencia de algunos de estos factores en la forma de la depresión piezométrica se muestra en la figura 1.

2.- OBJETIVOS

El objetivo principal de las pruebas de bombeo es estimar las características hidrodinámicas de la formación acuífera como son transmisibilidad y coeficiente de almacenamiento. También se llega a definir a través de la interpretación de pruebas de bombeo, el tipo de acuífero, la existencia de barreras laterales, recarga de ríos o manantiales, radio de influencia del pozo, factor de infiltración y predicción del comportamiento de los niveles piezométricos.

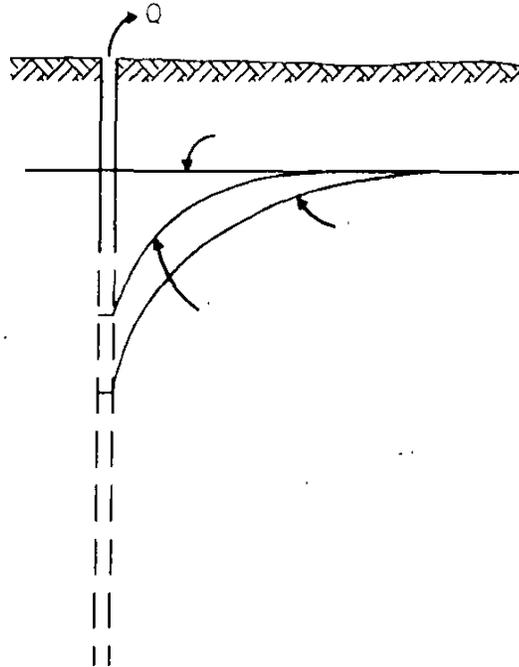
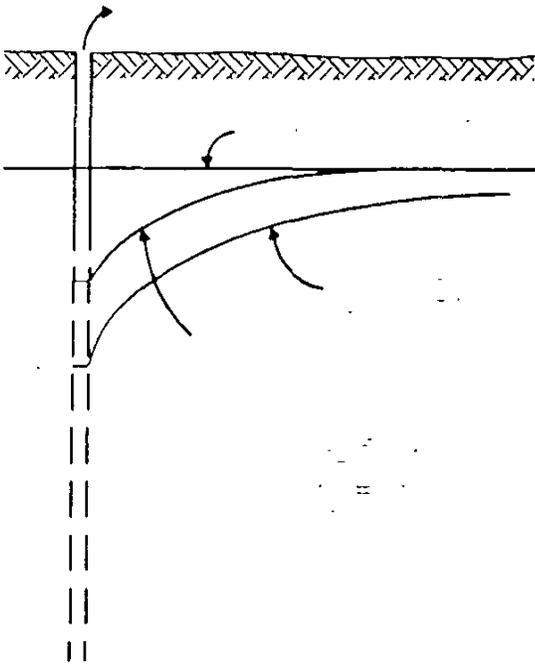
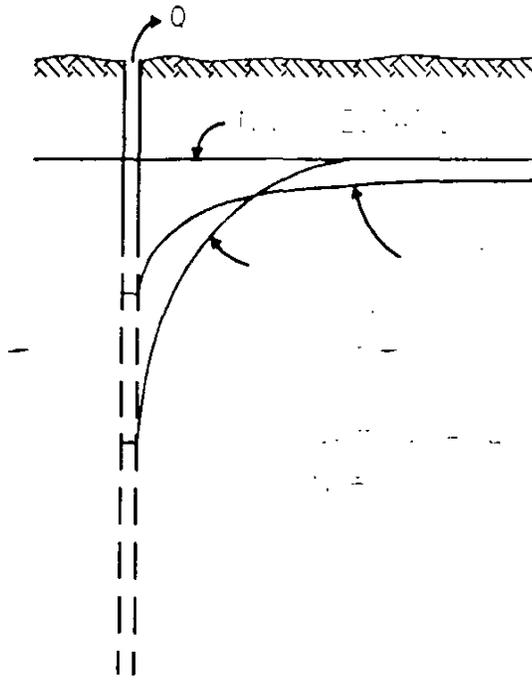
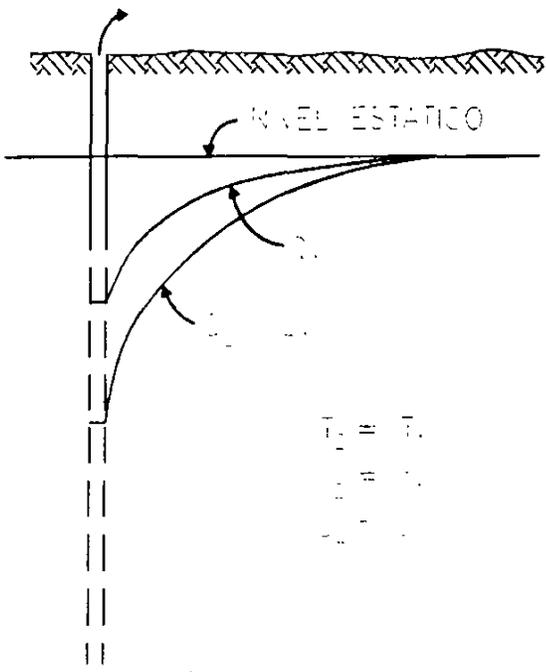


Fig. 1. Water table profile in a well with a discharge rate Q .

3.- EQUIPO NECESARIO

- a) Sonda eléctrica (dos en caso de que se cuente con pozo de observación).
- b) Cronómetro.
- c) Regla de aforo (si el pozo tiene descarga libre y no cuenta con medidor de flujo) ver figura 2.
- d) Flexómetro.

4.- SELECCIÓN DEL SITIO DE LA PRUEBA

En ocasiones, el sitio de la prueba está obligado, por ejemplo, cuando se trata de un problema de carácter local o interesa conocer las características hidráulicas del acuífero en un sitio específico

En estudios geohidrológicos de carácter regional para elegir el sitio de la prueba, generalmente se realizan en pozos existentes pero considerando los aspectos siguientes.

- Que el equipo de bombeo se encuentre en condiciones apropiadas para sostener un caudal constante durante la prueba.
- Que la profundidad de nivel del agua sea fácilmente medible.
- Que el agua bombeada no se infiltre hasta el acuífero en las proximidades del pozo.
- Que las características constructivas y el corte geológico del pozo sean conocidos.
- El pozo es totalmente penetrante.
- Que los pozos próximos no operen durante la prueba.

Puesto que no es fácil que se cumplan simultáneamente todos estos requisitos, en cada caso deberá juzgarse con cierto criterio, si el incumplimiento de uno o varios de ellos obstaculiza significativamente o no, el buen desarrollo y la interpretación de la prueba.

5.- POZOS DE OBSERVACIÓN

Para la interpretación completa de una prueba, lo ideal es contar con uno o varios pozos de observación dispuestos a diferentes distancias del pozo de bombeo. Cuando esto es posible las características deducidas son más confiables y representativas de un área mayor. Por ello, es muy recomendable disponer al menos de un pozo de observación.

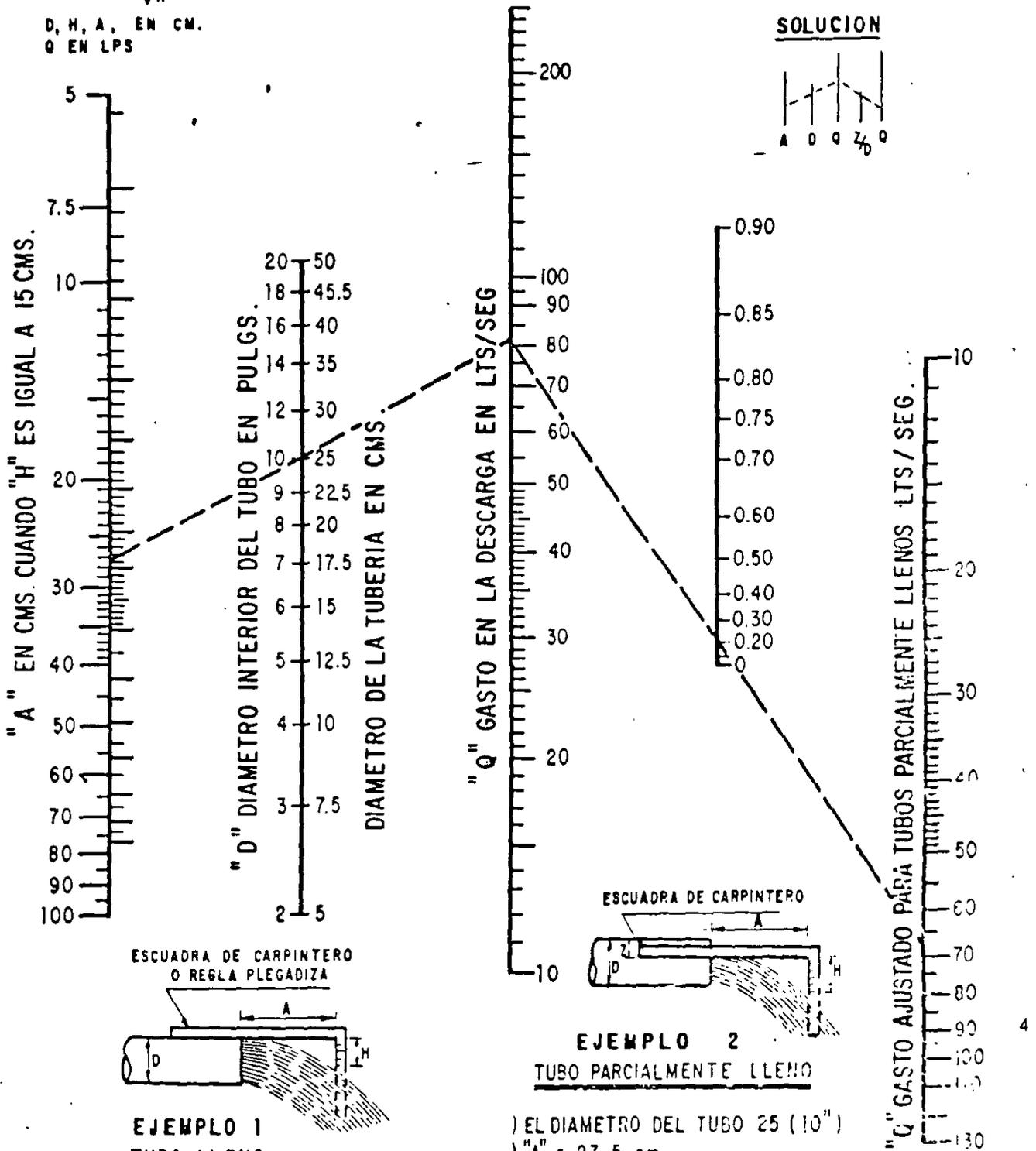
NOMOGRAMA PARA CALCULAR EL GASTO A TRAVES DE UN TUBO

FORMULA RESUELTA

$$Q = 0.0174 \frac{A D^2}{\sqrt{H}}$$

D, H, A, EN CM.
Q EN LPS

12



- EJEMPLO 1**
TUBO LLENO
-) EL DIAMETRO DEL TUBO 25 (10")
 -) "A" = 27.5 cm.
 -) "H" = 15 cm
 -) "Q" = 81 LPS / SEG

- EJEMPLO 2**
TUBO PARCIALMENTE LLENO
-) EL DIAMETRO DEL TUBO 25 (10")
 -) "A" = 27.5 cm.
 -) "H" = 15 cm.
 -) "Z" = 5 cm.

$$Z/D = \frac{\text{FALTANTE}}{\text{DIAMETRO}} = \frac{5}{25} = \frac{1}{5} = 0.20$$

FIGURA 2

En la práctica es común que, por razones presupuestales no se cuente con pozos de observación, por lo que la prueba se limita a interpretar las mediciones observadas en el propio pozo de bombeo. Los niveles dinámicos observados en dicho pozo pueden presentar cierta inconsistencia de acuerdo al comportamiento esperado, esto es debido a características constructivas del propio pozo, por lo anterior los resultados obtenidos de pruebas interpretadas en el pozo de operación, deberán tomarse con su debida reserva

6.- EJECUCIÓN DE LA PRUEBA

Habiendo revisado el correcto funcionamiento del equipo de medición se inicia midiendo el nivel estático en el pozo de bombeo y en los pozos de observación. Se anotará la hora de inicio y datos distintivos de cada pozo.

Se iniciará el bombeo, procurando mantener un caudal constante, y se procederá a medir la profundidad al nivel del agua en el pozo de bombeo y en el (o los) de observación, con la secuencia de tiempos que se indica a continuación.

LECTURA	TIEMPO A PARTIR DE LA INICIACIÓN DEL BOMBEO	
	T I E M P O	
1	0	TIEMPO A PARTIR DE LA INICIACION DEL BOMBEO
2	15	SEGUNDOS
3	30	SEGUNDOS —
4	1	MINUTO
5	2	MINUTOS
6	4	MINUTOS
7	8	MINUTOS
8	15	MINUTOS
9	30	MINUTOS
10	1	HORA
11	2	HORAS
12	4	HORAS
13	8	HORAS
14	16	HORAS
15	24	HORAS
16	32	HORAS
17	40	HORAS
18	48	HORAS
		CADA 8 HASTA 72 HORAS

A intervalos de tiempo seleccionados, se harán las observaciones o lecturas necesarias para cuantificar el caudal de bombeo.

Con las observaciones realizadas, se construirá en el sitio de la prueba, la gráfica de variación del nivel dinámico en el tiempo, para el pozo de bombeo y para cada uno de los pozos de observación. En la graficación podrá utilizarse papel semilogarítmico o logarítmico (los tiempos se llevarán en la escala logarítmica). Estas gráficas son útiles para juzgar el correcto desarrollo de la prueba: permiten detectar errores de medición, variaciones sensibles del caudal y otras anomalías causadas por factores externos, y constituyen un elemento de juicio para continuar o suspender una prueba

Cuando en la gráfica nivel dinámico-tiempo del pozo bombeado se observe estabilización del nivel dinámico por un tiempo mínimo de 4 horas, podrá suspenderse la etapa de bombeo antes de alcanzar la duración prefijada, (ver figura 3).

Una vez concluida la etapa de bombeo, se incluirá la de recuperación, en la que se efectuarán observaciones con la misma secuencia que la etapa de abatimiento. Estos tiempos son una guía de la frecuencia con que deben realizarse las observaciones. Si, por cualquier causa, no puede hacerse contacto con el nivel dinámico en el tiempo señalado, se hará la medición y se indicará el tiempo real a que corresponde.

7.- ANÁLISIS DE LAS PRUEBAS DE BOMBEO

7.1.- REGIMEN ESTABLECIDO

Cuando se bombea agua mediante un pozo, esta se deriva del almacenamiento del acuífero, y en tanto no exista una recarga vertical, el cono de depresión se va extendiendo más y más, decreciendo la magnitud de los abatimientos a medida que el área afectada es mayor, hasta que la superficie piezométrica se estabiliza en las proximidades del pozo y se llega a una condición de flujo establecido.

Las fórmulas para un pozo descargando bajo condiciones de flujo establecido, se derivaron desde tiempo atrás por varios investigadores, existiendo dos fórmulas básicas: una para acuíferos libres y otra para confinados.

Para un acuífero libre, la fórmula es.

$$h_2^2 - h_1^2 = \frac{Q}{\pi K} L \cdot \frac{r_2}{r_1} \text{-----}(1)$$

En la cual: h_1 = Altura piezométrica a la distancia r_1 del pozo de bombeo

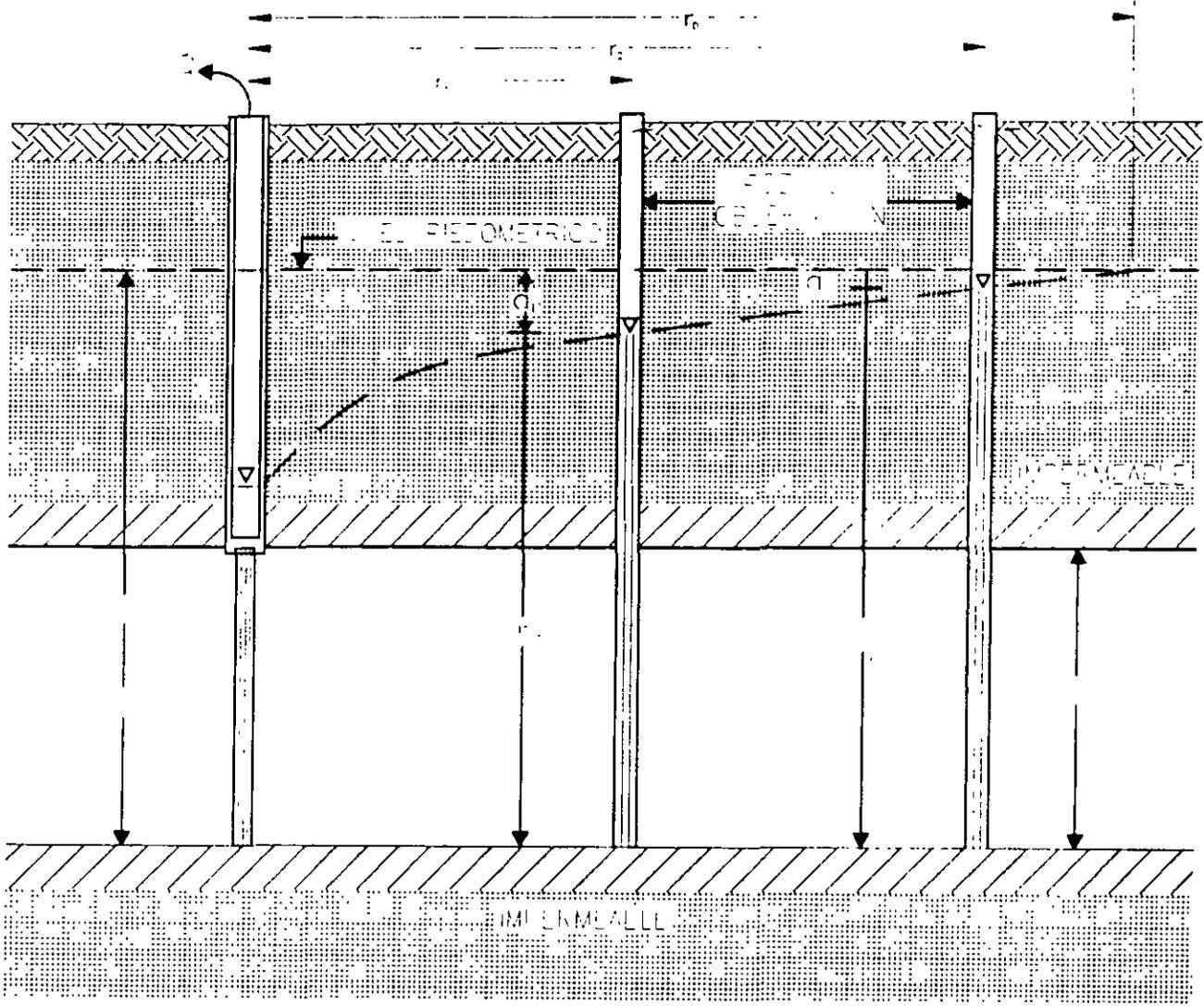
h_2 = Altura piezométrica a la distancia r_2 del pozo de bombeo

Q = Caudal de bombeo

K = Permeabilidad

L = Logaritmo base "e"

Ver figura No. 4



La fórmula correspondiente a un acuífero confinado es:

$$h_2 - h_1 = \frac{Q}{2 \pi K b} L \frac{r_1}{r_2} \text{-----}(2)$$

En la cual b = espesor del acuífero. Y los demás terminos, son los mismos que los de la expresión anterior. Ver figura 5.

La derivación de las fórmulas anteriores, está basada en las siguientes hipótesis simplificadoras.

- a) El acuífero es homogéneo e isótropo en el área afectada por el bombeo
- b) El espesor saturado inicial del acuífero libre, es constante
- c) Para el acuífero confinado, el espesor es constante
- d) El pozo penetra totalmente al acuífero
- e) La superficie piezométrica (o freática) es horizontal antes de iniciarse el bombeo
- f) El abatimiento y el radio de influencia no varían con el tiempo.
- g) El flujo es laminar.

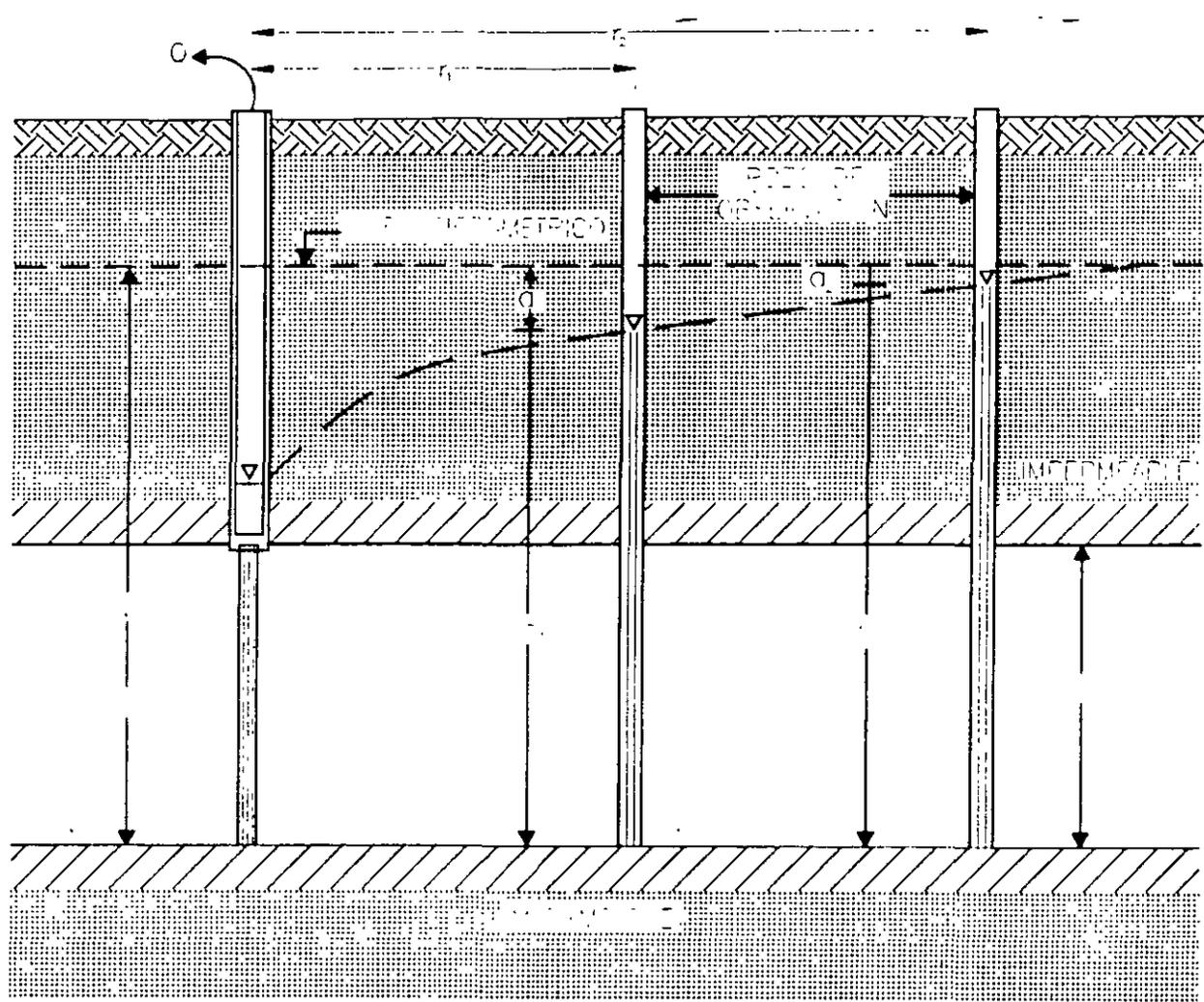
Estas hipótesis parecen limitar seriamente la aplicabilidad de ambas fórmula, pero en realidad no es así, la permeabilidad media del acuífero es más o menos constante, aunque la superficie piezométrica no es completamente horizontal en ningún caso, el gradiente hidráulico es generalmente muy pequeño y no afecta sensiblemente la forma de la superficie piezométrica: el flujo es laminar en la mayor parte del área afectada por bombeo, y solo en la vecindad inmediata del pozo de bombeo puede llegar a ser turbulento: aunque el flujo no es rigurosamente establecido, después de cierto tiempo de bombeo puede considerarse como tal en un área próxima al pozo de bombeo.

Tomando dos pozos de observación se obtiene la permeabilidad despejando de la s ecuaciones 1 y 2.

$$K = \frac{Q}{\pi(h^2 - h_0^2)} L \frac{r_2}{r_1} \text{ para acuífero libre}$$

$$K = \frac{Q}{2 \pi b(h^2 - h_0^2)} L \frac{r_2}{r_1} \text{ para acuífero confinado}$$

SCHEMATA DI UNO SCAFO A TRE PIAZZE IN UN ACQUIFERO
 A TRE PIAZZE EN UN ACQUIFERO



Aún cuando las fórmulas anteriores son aplicables a algunos casos prácticos, tienen dos limitaciones principales: no proporciona ninguna información respecto al coeficiente de almacenamiento del acuífero, y no permiten calcular la variación de los abatimientos en el tiempo. Además, no son aplicables al estudio de acuíferos semiconfinados, ni a sistemas de penetración parcial. Por otra parte su aplicación requiere de dos pozos de observación.

7.2.- REGIMEN TRANSITORIO

En 1935, C.V. Theis inició el estudio de la hidráulica de pozos en régimen transitorio, al desarrollar la fórmula que lleva su nombre. Mediante ella pueden deducirse los valores de los coeficientes de transmisibilidad y almacenamiento, a partir de los abatimientos registrados en uno o varios pozos de observación para diferentes tiempos de bombeo, con la ventaja de que no es necesario esperar la estabilización del cono de abatimiento, como en régimen establecido.

La derivación de la fórmula de Theis se basa en las siguientes consideraciones.

- a) El acuífero es homogéneo e isotrópico
- b) El espesor saturado del acuífero es constante
- c) El acuífero tiene extensión lateral infinita
- d) El bombeo del pozo es a costa del almacenamiento del acuífero
- e) El pozo penetra totalmente el acuífero
- f) El agua del acuífero es liberado instantáneamente con el abatimiento

La solución desarrollada por Theis, es:

$$a = \frac{Q}{4\pi T} W(u) \text{-----} (3)$$

Despejando T.

$$T = \frac{Q}{4\pi a} W(u)$$

Donde: a es el abatimiento registrado a la distancia r del pozo de bombeo; Q, es el caudal, T la transmisibilidad; W (u), la función de pozo.

Por otra parte

$$u = \frac{r^2 S}{4 T t} \text{-----(4)}$$

Despejando S

$$S = \frac{4 T t}{r^2} u$$

Donde: r es la distancia al pozo de bombeo; t, tiempo de bombeo; S, coeficiente de almacenamiento, T, transmisibilidad.

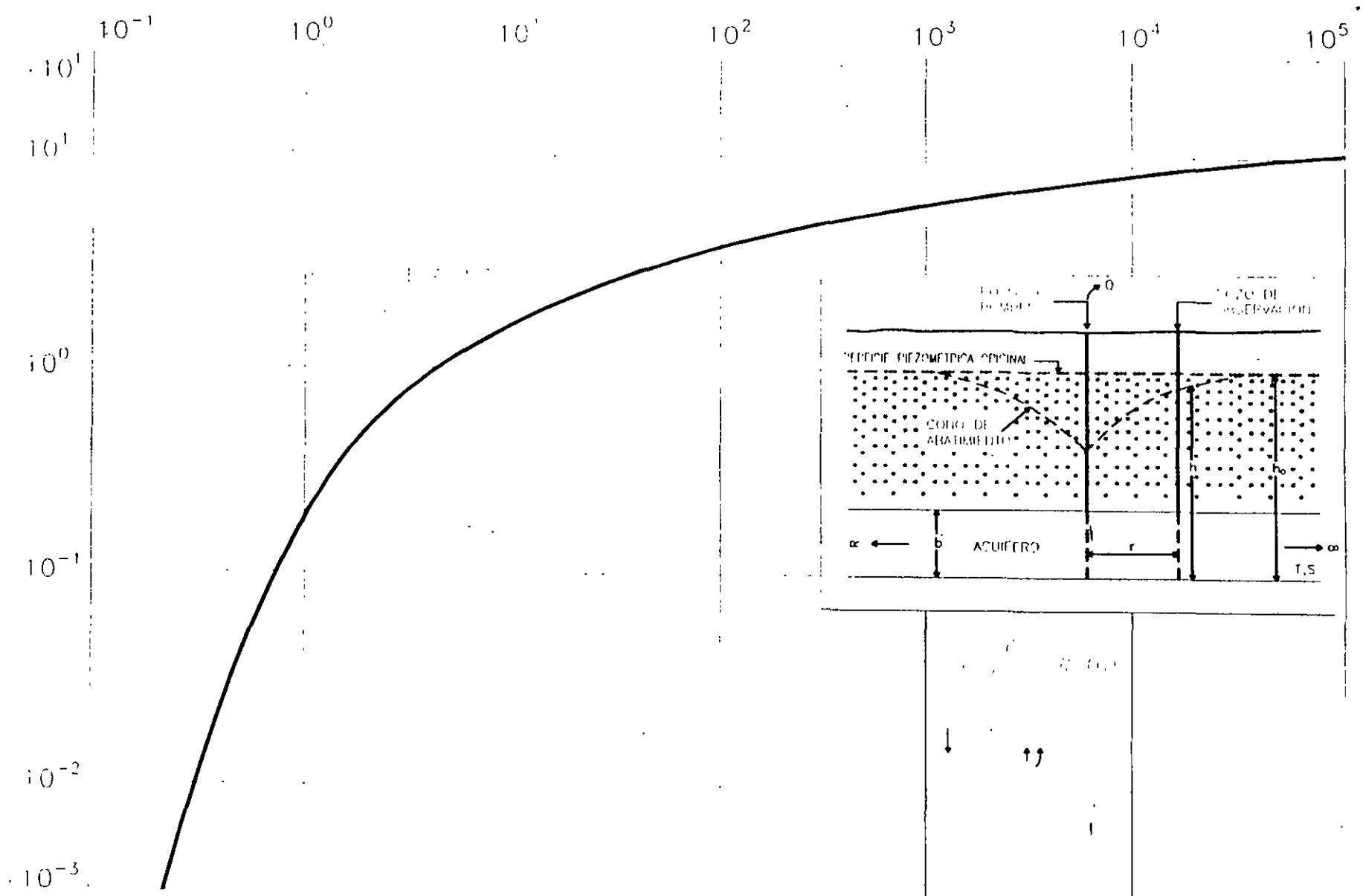
Los valores de la función de pozo en relación con los de u, se encuentra en tabla 1, los cuales vaciados en una gráfica de W(u) contra 1/u en papel logarítmico, nos da una curva tipo para interpretar pruebas de bombeo en pozos totalmente penetrantes en acuíferos confinados (figura 6).

En base a las fórmulas 3 y 4 Theis desarrolló un método gráfico de solución para determinar los parámetros T y S, de acuerdo a los pasos siguientes:

- a) Trazar la curva tipo W(u)-1/u en papel con trazo doble logarítmico
- b) Construir la gráfica abatimiento – tiempo del pozo de observación en papel idéntico al utilizado en el inciso a.
- c) Superponer las gráficas manteniendo los ejes paralelos y buscar la coincidencia de la curva de campo y la curva tipo.
- d) Substituir los valores de las coordenadas en las ecuaciones (3) y (4), despejando T y S.

En general, debe darse menor peso a los puntos correspondientes a los tiempos más cortos, pues en esta parte de la prueba pueden tenerse las mayores discrepancias entre las condiciones reales y las hipótesis establecidas para obtener la fórmula; hay cierto retraso que puede ser mayor en esta parte de la prueba, en la que los niveles se abaten rápidamente: el caudal puede variar apreciablemente por el incremento brusco de la carga; de bombeo, etc. Para tiempos mayores de bombeo, estas discrepancias se van minimizando y se tiene un ajuste entre la teoría y las condiciones reales.

Ejemplos de interpretación.....



CURVA TIPO PARA INTERPRETACIÓN DE PRUEBAS DE BOMBEO EN ACUIFEROS CONFINADOS

FÓRMULA MODIFICADA PARA PRUEBAS DE BOMBEO CON REGIMEN TRANSITORIO

Un método más sencillo para la interpretación de las pruebas de bombeo, fue desarrollado por Jacob, quien observó que para tiempos largos ($t > 5 S r^2 / T$), la ecuación (3), puede modificarse sin un error significativo a la forma siguiente:

$$a = \frac{2.3 Q}{4\pi T} \log \frac{2.25 T t}{r^2 S} \text{-----}(5)$$

A partir de esta fórmula, desarrolló el método gráfico de interpretación que lleva su nombre, y que consiste en lo siguiente.

- Construir la gráfica abatimiento (en escala aritmética) contra tiempo (en escala logarítmica).
- Pasar una recta por los puntos que se alinean, y determinar su pendiente, los puntos correspondientes a los primeros minutos de la prueba generalmente se apartan de la recta, debido a que corresponden a tiempos cortos ($t < 5 S r^2 / T$) para los cuales no es válida la fórmula de Jacob.
- Si la pendiente de la recta de ajuste es Δs , la Transmisibilidad puede obtenerse de la expresión.

$$T = \frac{0.183 Q}{\Delta s} \text{-----}(6)$$

- Determinar el valor del tiempo, t_0 , para el cual la prolongación de la recta de ajuste intercepta la línea de abatimiento nulo.
- Calcular el coeficiente de almacenamiento mediante la expresión.

$$S = \frac{2.24 T t_0}{r^2} \text{-----}(7)$$

Ejemplos de interpretación

ACUIFERO SEMICONFINADO

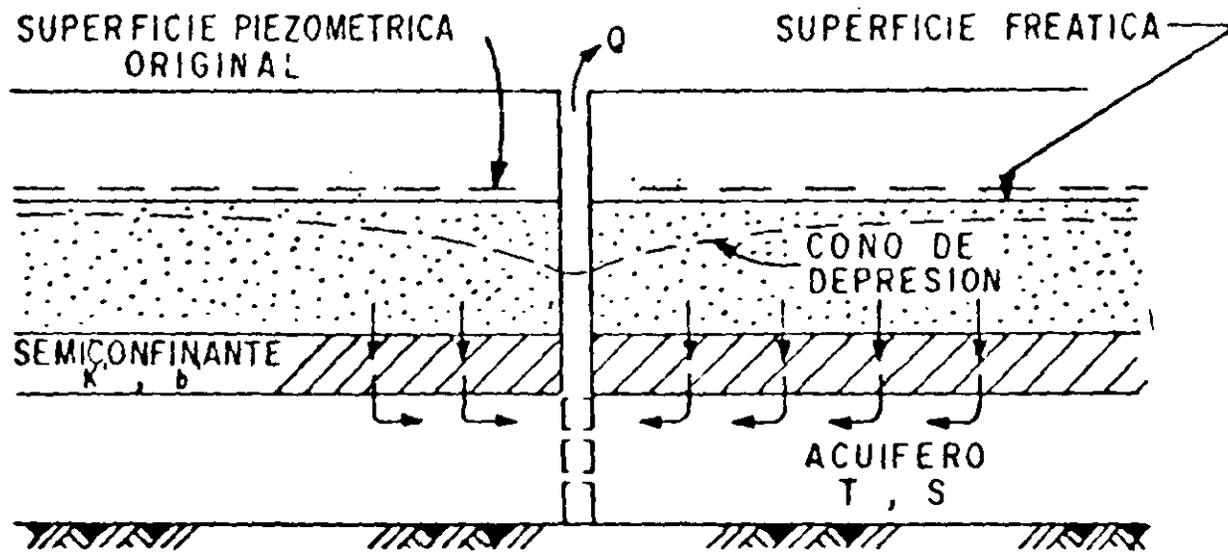


FIGURA 7

La solución correspondiente a este sistema es la siguiente.

$$A = \frac{Q}{4\pi T} W(u, r/B)$$

Despejando T:

$$T = \frac{Q}{4\pi a} W(u, r/B)$$

Por otra parte:

$$U = \frac{r^2 S}{4 T t}$$

Despejando S

$$S = \frac{4 T t}{r^2} u$$

Donde

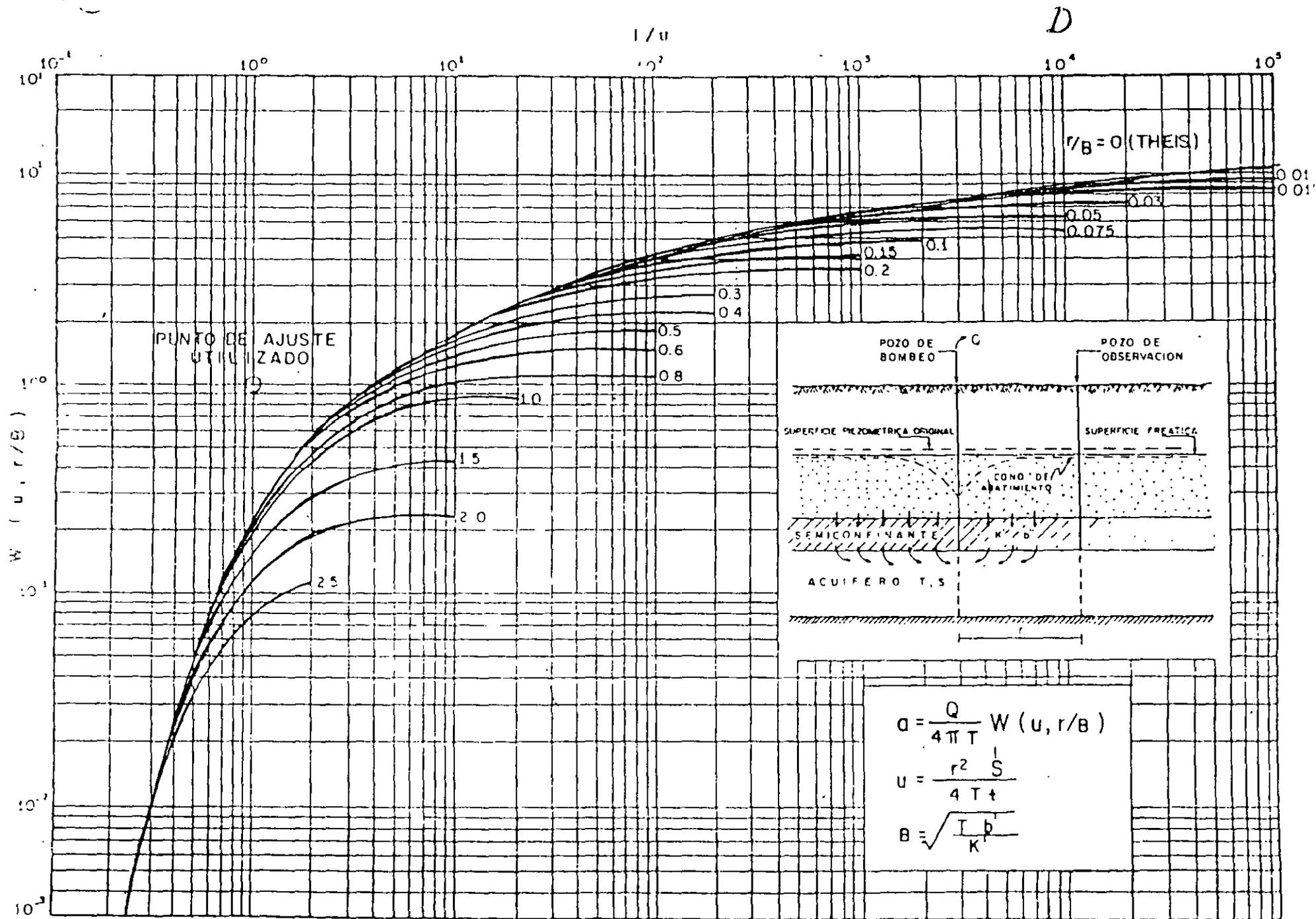
$$B = \sqrt{T b'/K'}$$

Siendo K' y b' la permeabilidad vertical y el espesor del estrato semiconfinante.

Las curvas tipo correspondientes a esta solución se presentan en la figura 8. en la cual puede apreciarse el comportamiento arriba descrito.

El procedimiento de interpretación de las pruebas en este caso es semejante al segundo en el caso de los acuíferos confinados, con la diferencia de que ahora debe buscarse la coincidencia entre la curva de campo y una de las curvas tipo. Lograda la coincidencia, se selecciona un punto de ajuste, y se substituyen los valores de sus coordenadas en las ecuaciones correspondientes, para deducir los parámetros buscados

Ejemplos de interpretación.....



CURVA TIPO PARA INTERPRETACION DE PRUEBAS DE BOMBEO EN ACUIFEROS SEMICONFINADOS

FIGURA 8

MÉTODO GRÁFICO DE HANTUSH PARA ACUÍFEROS SEMICONFINADOS

- 1.- Graficar el abatimiento medido en un pozo de observación contra el tiempo en minutos en papel semilogarítmico y entrepolar los datos hasta que el máximo abatimiento (S_{max}) se encuentre.
- 2.- Localizar el punto de inflexión en la curva de abatimiento tomando $S_i = S_{max}/2$, en donde S_i es el abatimiento en el punto de inflexión.
- 3.- Determinar gráficamente la pendiente m_i de la curva de abatimiento en el punto de inflexión y leer el tiempo t_i correspondiente al punto de inflexión.
- 4.- Como se comprueba en el apéndice A del libro Geohydrology de De Wiest. (ref. 1).

$$e^{-r/b} \frac{K_o r}{B} = \frac{2.3 S_i}{m_i}$$

Los valores de la función $e^{-x} k_o(x)$ en donde $x = r/b$, han sido trabajados por Hantush. Aquí la función está determinada por la relación 2.3 si/mi. El valor del argumento, llamado r/B , puede determinarse mediante la tabla 1.

- 5.- Calcular T de la fórmula siguiente:

$$T = \frac{0.159 \times Q}{S_{max}} K_o(r/b)$$

- 6.- En el punto de inflexión

$$U_i = \frac{r^2 S}{4 \times 60 T t_i} = \frac{r}{2b}$$

de esta relación se puede obtener S.

PRUEBA DE BOMBEO EN ACUÍFEROS LIBRES

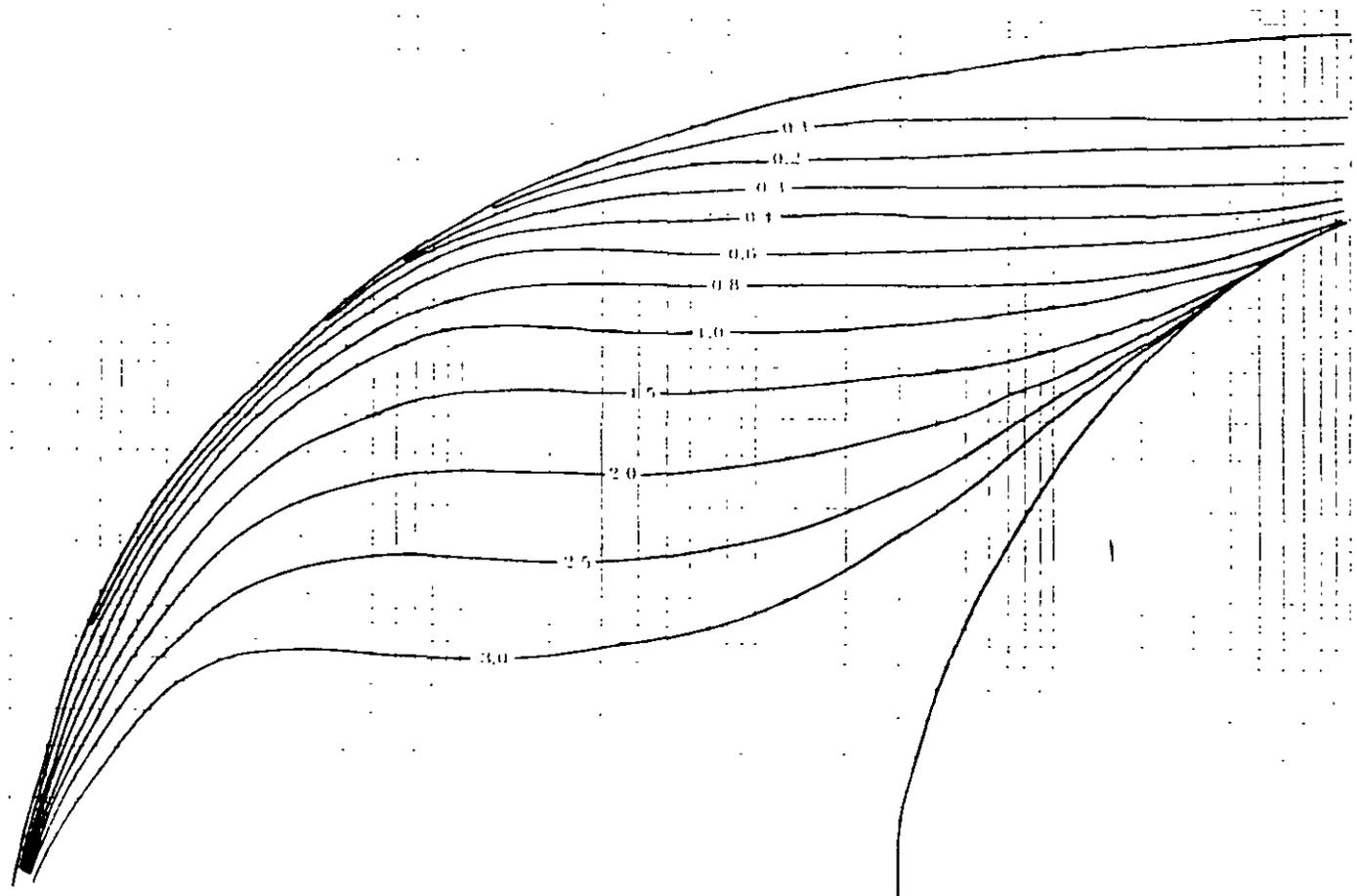
Los acuíferos libres se caracterizan por estar limitados superiormente por una superficie freática, puesto que el espesor saturado del acuífero varía con las fluctuaciones de esta

superficie. la transmisibilidad del acuífero es también variable en el área y en el tiempo. Si las fluctuaciones de los niveles son poco significativos con respecto al espesor del acuífero, la transmisibilidad puede suponerse constante, y la interpretación de las pruebas se efectúan como si se tratara de un acuífero confinado. En cambio, si dichas fluctuaciones son importantes, específicamente, mayores del 20% del espesor saturado del acuífero, los abatimientos medidos se corrigen en la forma siguiente.

$$ac = a - \frac{a^2}{2b}$$

Siendo ac el abatimiento corregido y b , el espesor saturado inicial del acuífero, los abatimientos así corregidos, se interpretan como si se tratara de un acuífero confinado

CURVA TIPO PARA INTERPRETACION EN ACUIFERO LIBRE



TIEMPO DE BOMBEO EN MINUTOS

$$t = 2.303 \frac{Q r_w^2}{4 \pi T (s - s_w)}$$

$$S = 4T \frac{Q r_w^2}{r^2 (s - s_w)}$$

REPRESENTACION LOGARITMICA DE CURVAS DE BOMBEO

FIGURA 9

CURVAS TIPO PARA LA INTERPRETACION DE PRUEBAS DE BOMBEO EN POZOS PARCIALMENTE PENETRANTES

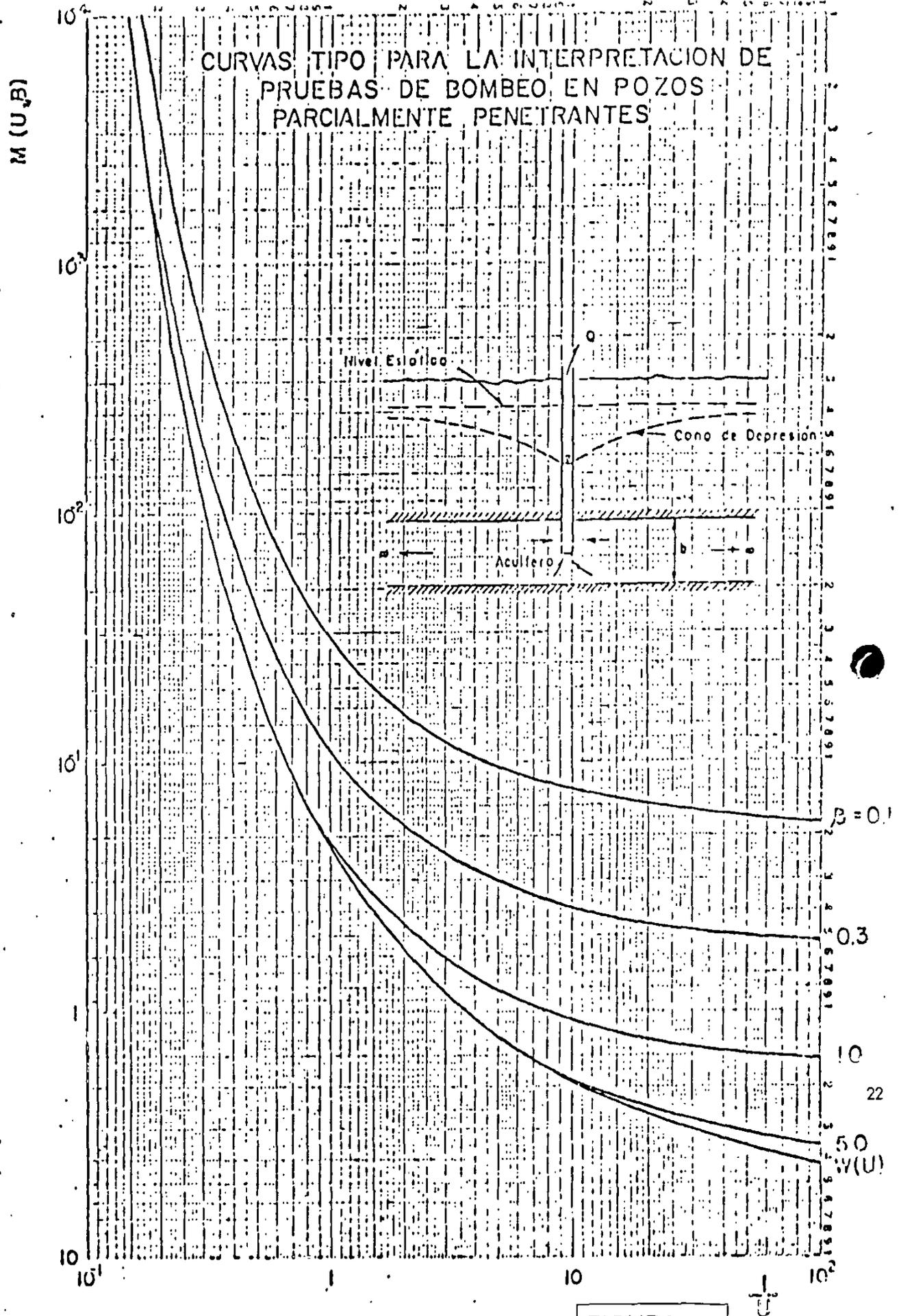


FIGURA 10

Table B.1 Values of the Functions of e^x , $K_0(x)$, $-E_1(-x)$, and $E_1(x)$

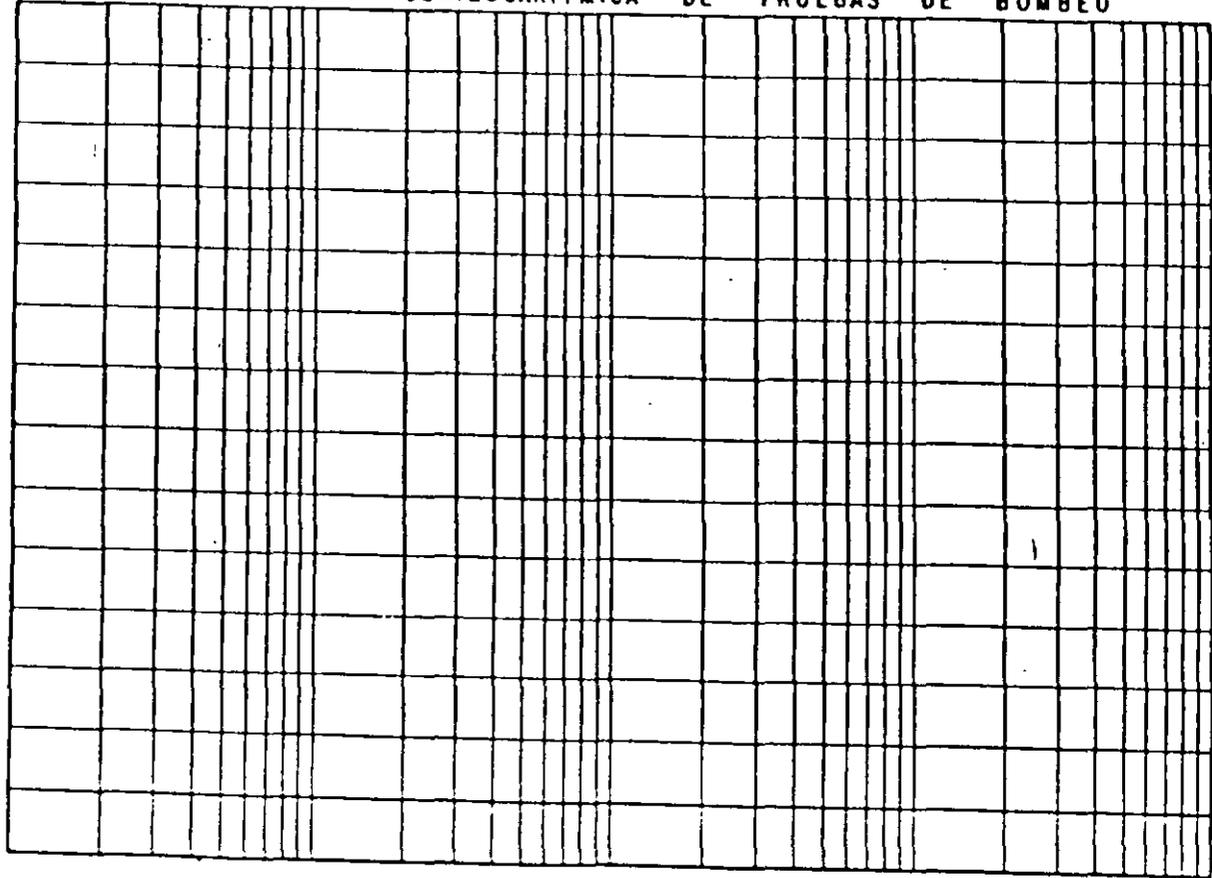
x	e^x	$K_0(x)$	$-E_1(-x)$	$E_1(x)$
0.00	1.0000	0.6931	0.0000	0.0000
0.01	1.0100	0.6931	0.0000	0.0000
0.02	1.0201	0.6931	0.0000	0.0000
0.03	1.0304	0.6931	0.0000	0.0000
0.04	1.0408	0.6931	0.0000	0.0000
0.05	1.0514	0.6931	0.0000	0.0000
0.06	1.0621	0.6931	0.0000	0.0000
0.07	1.0729	0.6931	0.0000	0.0000
0.08	1.0838	0.6931	0.0000	0.0000
0.09	1.0948	0.6931	0.0000	0.0000
0.10	1.1059	0.6931	0.0000	0.0000
0.11	1.1171	0.6931	0.0000	0.0000
0.12	1.1284	0.6931	0.0000	0.0000
0.13	1.1398	0.6931	0.0000	0.0000
0.14	1.1513	0.6931	0.0000	0.0000
0.15	1.1629	0.6931	0.0000	0.0000
0.16	1.1746	0.6931	0.0000	0.0000
0.17	1.1864	0.6931	0.0000	0.0000
0.18	1.1983	0.6931	0.0000	0.0000
0.19	1.2103	0.6931	0.0000	0.0000
0.20	1.2224	0.6931	0.0000	0.0000
0.21	1.2346	0.6931	0.0000	0.0000
0.22	1.2469	0.6931	0.0000	0.0000
0.23	1.2593	0.6931	0.0000	0.0000
0.24	1.2718	0.6931	0.0000	0.0000
0.25	1.2844	0.6931	0.0000	0.0000
0.26	1.2971	0.6931	0.0000	0.0000
0.27	1.3099	0.6931	0.0000	0.0000
0.28	1.3228	0.6931	0.0000	0.0000
0.29	1.3358	0.6931	0.0000	0.0000
0.30	1.3489	0.6931	0.0000	0.0000
0.31	1.3621	0.6931	0.0000	0.0000
0.32	1.3754	0.6931	0.0000	0.0000
0.33	1.3888	0.6931	0.0000	0.0000
0.34	1.4023	0.6931	0.0000	0.0000
0.35	1.4159	0.6931	0.0000	0.0000
0.36	1.4296	0.6931	0.0000	0.0000
0.37	1.4434	0.6931	0.0000	0.0000
0.38	1.4573	0.6931	0.0000	0.0000
0.39	1.4713	0.6931	0.0000	0.0000
0.40	1.4854	0.6931	0.0000	0.0000
0.41	1.4996	0.6931	0.0000	0.0000
0.42	1.5139	0.6931	0.0000	0.0000
0.43	1.5283	0.6931	0.0000	0.0000
0.44	1.5428	0.6931	0.0000	0.0000
0.45	1.5574	0.6931	0.0000	0.0000
0.46	1.5721	0.6931	0.0000	0.0000
0.47	1.5869	0.6931	0.0000	0.0000
0.48	1.6018	0.6931	0.0000	0.0000
0.49	1.6168	0.6931	0.0000	0.0000
0.50	1.6319	0.6931	0.0000	0.0000
0.51	1.6471	0.6931	0.0000	0.0000
0.52	1.6624	0.6931	0.0000	0.0000
0.53	1.6778	0.6931	0.0000	0.0000
0.54	1.6933	0.6931	0.0000	0.0000
0.55	1.7089	0.6931	0.0000	0.0000
0.56	1.7246	0.6931	0.0000	0.0000
0.57	1.7404	0.6931	0.0000	0.0000
0.58	1.7563	0.6931	0.0000	0.0000
0.59	1.7723	0.6931	0.0000	0.0000
0.60	1.7884	0.6931	0.0000	0.0000
0.61	1.8046	0.6931	0.0000	0.0000
0.62	1.8209	0.6931	0.0000	0.0000
0.63	1.8373	0.6931	0.0000	0.0000
0.64	1.8538	0.6931	0.0000	0.0000
0.65	1.8704	0.6931	0.0000	0.0000
0.66	1.8871	0.6931	0.0000	0.0000
0.67	1.9039	0.6931	0.0000	0.0000
0.68	1.9208	0.6931	0.0000	0.0000
0.69	1.9378	0.6931	0.0000	0.0000
0.70	1.9549	0.6931	0.0000	0.0000
0.71	1.9721	0.6931	0.0000	0.0000
0.72	1.9894	0.6931	0.0000	0.0000
0.73	2.0068	0.6931	0.0000	0.0000
0.74	2.0243	0.6931	0.0000	0.0000
0.75	2.0419	0.6931	0.0000	0.0000
0.76	2.0596	0.6931	0.0000	0.0000
0.77	2.0774	0.6931	0.0000	0.0000
0.78	2.0953	0.6931	0.0000	0.0000
0.79	2.1133	0.6931	0.0000	0.0000
0.80	2.1314	0.6931	0.0000	0.0000
0.81	2.1496	0.6931	0.0000	0.0000
0.82	2.1679	0.6931	0.0000	0.0000
0.83	2.1863	0.6931	0.0000	0.0000
0.84	2.2048	0.6931	0.0000	0.0000
0.85	2.2234	0.6931	0.0000	0.0000
0.86	2.2421	0.6931	0.0000	0.0000
0.87	2.2609	0.6931	0.0000	0.0000
0.88	2.2798	0.6931	0.0000	0.0000
0.89	2.2988	0.6931	0.0000	0.0000
0.90	2.3179	0.6931	0.0000	0.0000
0.91	2.3371	0.6931	0.0000	0.0000
0.92	2.3564	0.6931	0.0000	0.0000
0.93	2.3758	0.6931	0.0000	0.0000
0.94	2.3953	0.6931	0.0000	0.0000
0.95	2.4149	0.6931	0.0000	0.0000
0.96	2.4346	0.6931	0.0000	0.0000
0.97	2.4544	0.6931	0.0000	0.0000
0.98	2.4743	0.6931	0.0000	0.0000
0.99	2.4943	0.6931	0.0000	0.0000
1.00	2.5144	0.6931	0.0000	0.0000

x	e^x	$K_0(x)$	$-E_1(-x)$	$E_1(x)$
1.00	2.7183	0.6931	0.0000	0.0000
1.01	2.7456	0.6931	0.0000	0.0000
1.02	2.7731	0.6931	0.0000	0.0000
1.03	2.8008	0.6931	0.0000	0.0000
1.04	2.8287	0.6931	0.0000	0.0000
1.05	2.8568	0.6931	0.0000	0.0000
1.06	2.8851	0.6931	0.0000	0.0000
1.07	2.9136	0.6931	0.0000	0.0000
1.08	2.9423	0.6931	0.0000	0.0000
1.09	2.9712	0.6931	0.0000	0.0000
1.10	3.0003	0.6931	0.0000	0.0000
1.11	3.0296	0.6931	0.0000	0.0000
1.12	3.0591	0.6931	0.0000	0.0000
1.13	3.0888	0.6931	0.0000	0.0000
1.14	3.1187	0.6931	0.0000	0.0000
1.15	3.1488	0.6931	0.0000	0.0000
1.16	3.1791	0.6931	0.0000	0.0000
1.17	3.2096	0.6931	0.0000	0.0000
1.18	3.2403	0.6931	0.0000	0.0000
1.19	3.2712	0.6931	0.0000	0.0000
1.20	3.3023	0.6931	0.0000	0.0000
1.21	3.3336	0.6931	0.0000	0.0000
1.22	3.3651	0.6931	0.0000	0.0000
1.23	3.3968	0.6931	0.0000	0.0000
1.24	3.4287	0.6931	0.0000	0.0000
1.25	3.4608	0.6931	0.0000	0.0000
1.26	3.4931	0.6931	0.0000	0.0000
1.27	3.5256	0.6931	0.0000	0.0000
1.28	3.5583	0.6931	0.0000	0.0000
1.29	3.5912	0.6931	0.0000	0.0000
1.30	3.6243	0.6931	0.0000	0.0000
1.31	3.6576	0.6931	0.0000	0.0000
1.32	3.6911	0.6931	0.0000	0.0000
1.33	3.7248	0.6931	0.0000	0.0000
1.34	3.7587	0.6931	0.0000	0.0000
1.35	3.7928	0.6931	0.0000	0.0000
1.36	3.8271	0.6931	0.0000	0.0000
1.37	3.8616	0.6931	0.0000	0.0000
1.38	3.8963	0.6931	0.0000	0.0000
1.39	3.9312	0.6931	0.0000	0.0000
1.40	3.9663	0.6931	0.0000	0.0000
1.41	4.0016	0.6931	0.0000	0.0000
1.42	4.0371	0.6931	0.0000	0.0000
1.43	4.0728	0.6931	0.0000	0.0000
1.44	4.1087	0.6931	0.0000	0.0000
1.45	4.1448	0.6931	0.0000	0.0000
1.46	4.1811	0.6931	0.0000	0.0000
1.47	4.2176	0.6931	0.0000	0.0000
1.48	4.2543	0.6931	0.0000	0.0000
1.49	4.2912	0.6931	0.0000	0.0000
1.50	4.3283	0.6931	0.0000	0.0000
1.51	4.3656	0.6931	0.0000	0.0000
1.52	4.4031	0.6931	0.0000	0.0000
1.53	4.4408	0.6931	0.0000	0.0000
1.54	4.4787	0.6931	0.0000	0.0000
1.55	4.5168	0.6931	0.0000	0.0000
1.56	4.5551	0.6931	0.0000	0.0000
1.57	4.5936	0.6931	0.0000	0.0000
1.58	4.6323	0.6931	0.0000	0.0000
1.59	4.6712	0.6931	0.0000	0.0000
1.60	4.7103	0.6931	0.0000	0.0000
1.61	4.7496	0.6931	0.0000	0.0000
1.62	4.7891	0.6931	0.0000	0.0000
1.63	4.8288	0.6931	0.0000	0.0000
1.64	4.8687	0.6931	0.0000	0.0000
1.65	4.9088	0.6931	0.0000	0.0000
1.66	4.9491	0.6931	0.0000	0.0000
1.67	4.9896	0.6931	0.0000	0.0000
1.68	5.0303	0.6931	0.0000	0.0000
1.69	5.0712	0.6931	0.0000	0.0000
1.70	5.1123	0.6931	0.0000	0.0000
1.71	5.1536	0.6931	0.0000	0.0000
1.72	5.1951	0.6931	0.0000	0.0000
1.73	5.2368	0.6931	0.0000	0.0000
1.74	5.2787	0.6931	0.0000	0.0000
1.75	5.3208	0.6931	0.0000	0.0000
1.76	5.3631	0.6931	0.0000	0.0000
1.77	5.4056	0.6931	0.0000	0.0000
1.78	5.4483	0.6931	0.0000	0.0000
1.79	5.4912	0.6931	0.0000	0.0000
1.80	5.5343	0.6931	0.0000	0.0000
1.81	5.5776	0.6931	0.0000	0.0000
1.82	5.6211	0.6931	0.0000	0.0000
1.83	5.6648	0.6931	0.0000	0.0000
1.84	5.7087	0.6931	0.0000	0.0000
1.85	5.7528	0.6931	0.0000	0.0000
1.86	5.7971	0.6931	0.0000	0.0000
1.87	5.8416	0.6931	0.0000	0.0000
1.88	5.8863	0.6931	0.0000	0.0000
1.89	5.9312	0.6931	0.0000	0.0000
1.90	5.9763	0.6931	0.0000	0.0000
1.91	6.0216	0.6931	0.0000	0.0000
1.92	6.0671	0.6931	0.0000	0.0000
1.93	6.1128	0.6931	0.0000	0.0000
1.94	6.1587	0.6931	0.0000	0.0000
1.95	6.2048	0.6931	0.0000	0.0000
1.96	6.2511	0.6931	0.0000	0.0000
1.97	6.2976	0.6931	0.0000	0.0000
1.98	6.3443	0.6931	0.0000	0.0000
1.99	6.3912	0.6931	0.0000	0.0000
2.00	6.4383	0.6931	0.0000	0.0000

Source: NIST Reference Tables for Physical Constants (CODATA 2014)

REPRESENTACION SEMILOGARITMICA DE PRUEBAS DE BOMBEO

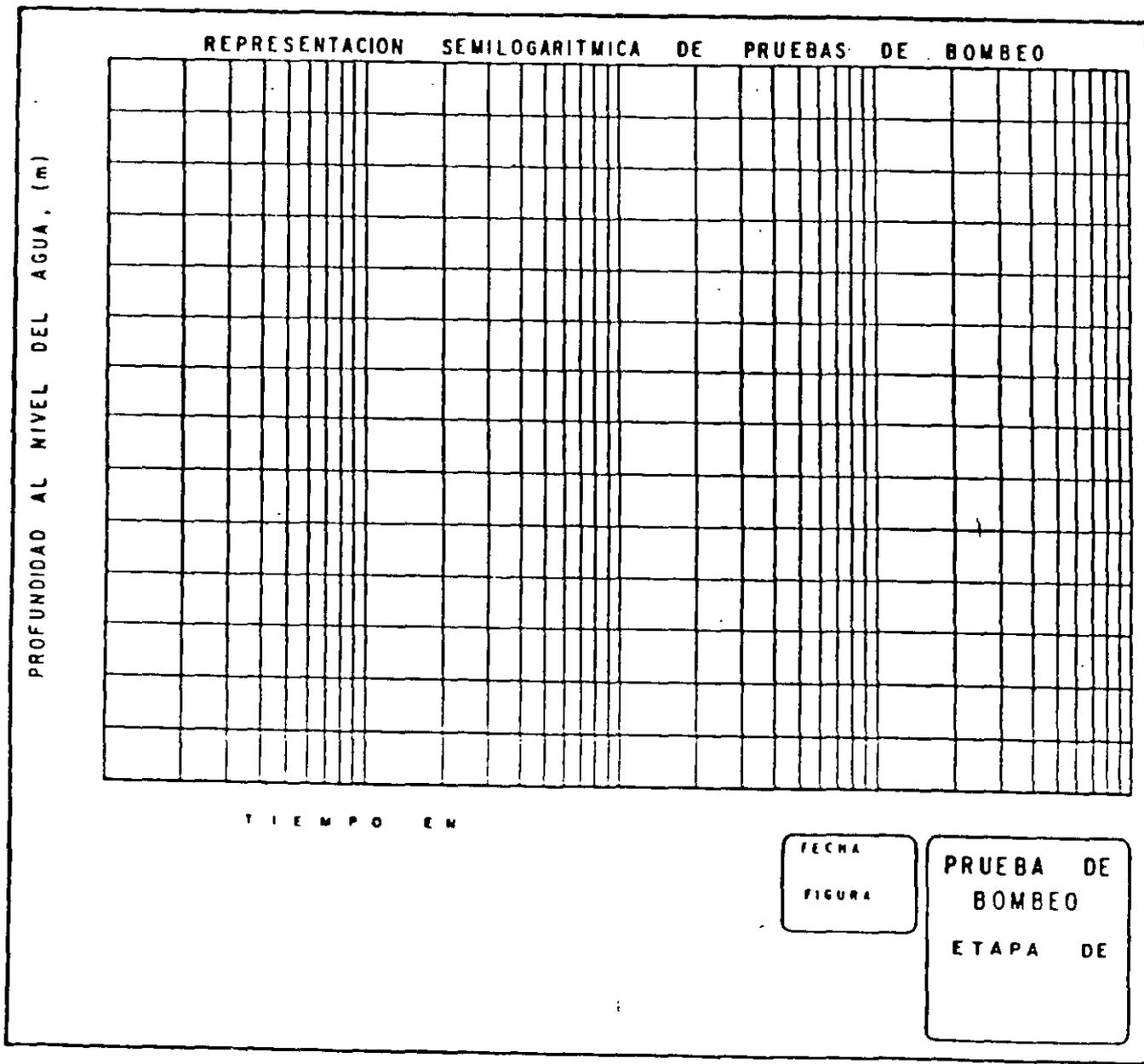
PROFUNDIDAD AL NIVEL DEL AGUA, (m)



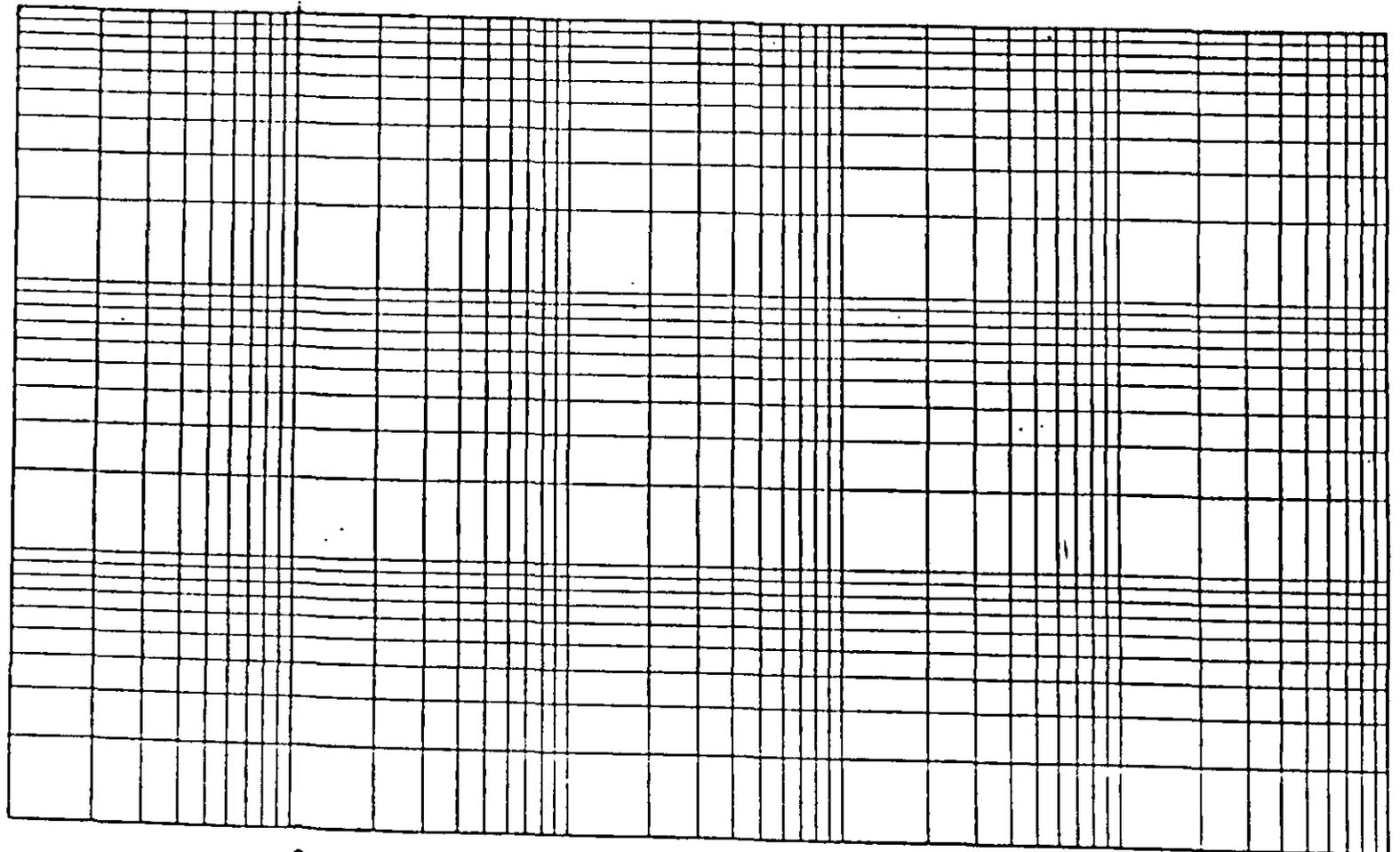
TIEMPO EN

FECHA
FIGURA

PRUEBA DE
BOMBEO
ETAPA DE



ABATIMIENTO EN METROS



TIEMPO EN MINUTOS

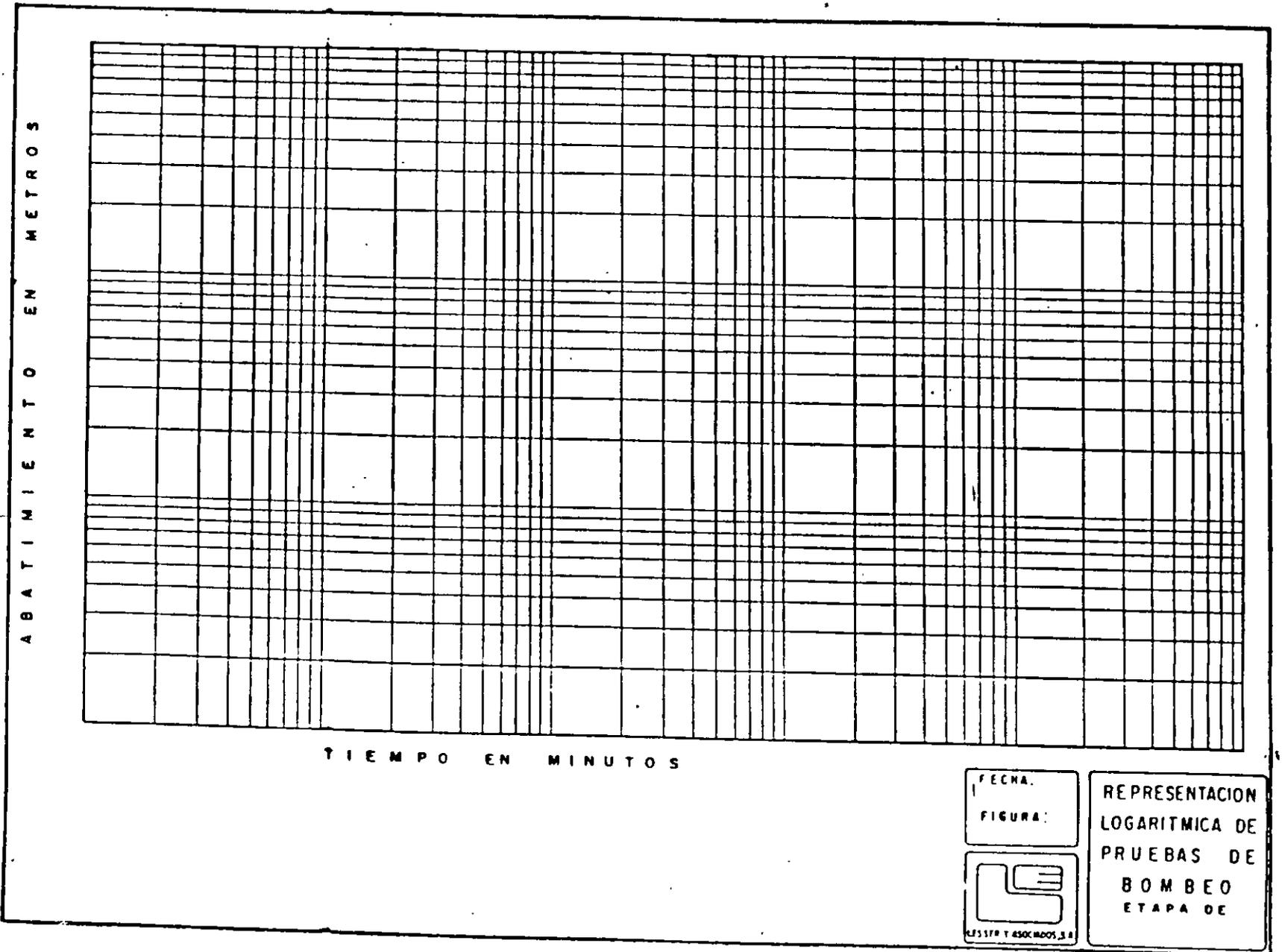
FECHA:
FIGURA:



RESERVA Y ASOCIADOS, S.A.

REPRESENTACION
LOGARITMICA DE
PRUEBAS DE
BOMBEO
ETAPA DE

D



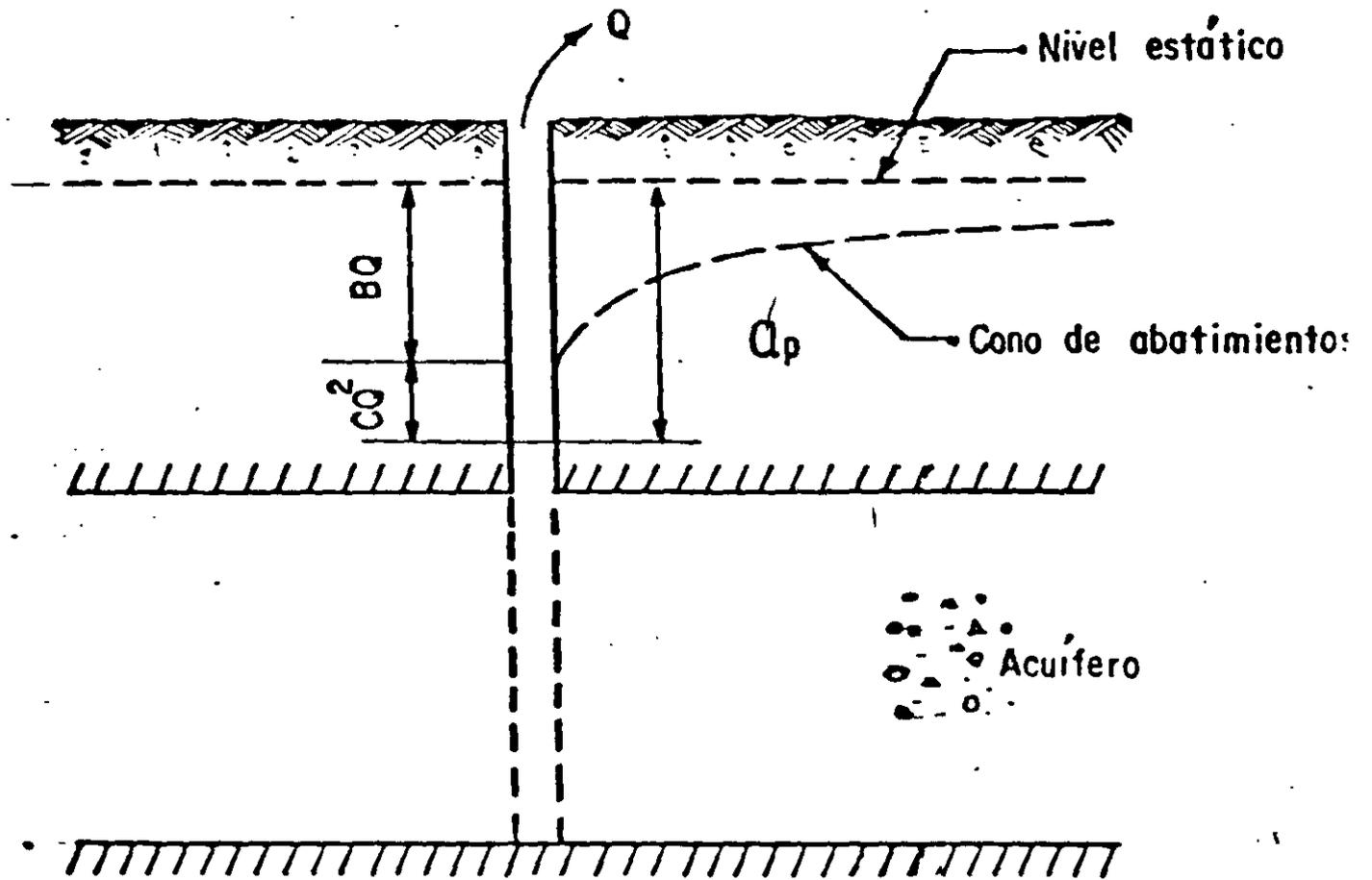


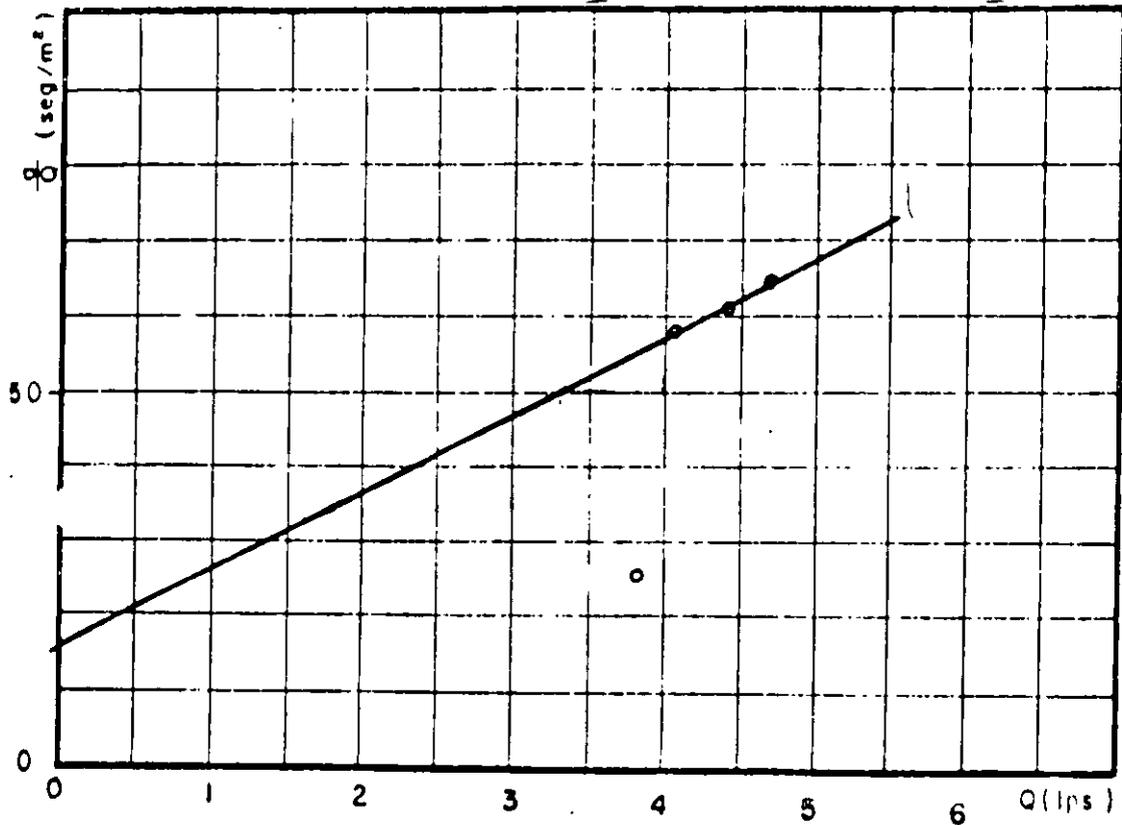
FIGURA No. 23

INTERPRETACION DE LA PRUEBA DE AFORO

ZONA : HUATULCO, OAX

POZO No. T-2

N E. : 1.60 m.



B = 16

C = 10,000

UN

INTERPRETACION DE LA PRUEBA DE AFORO

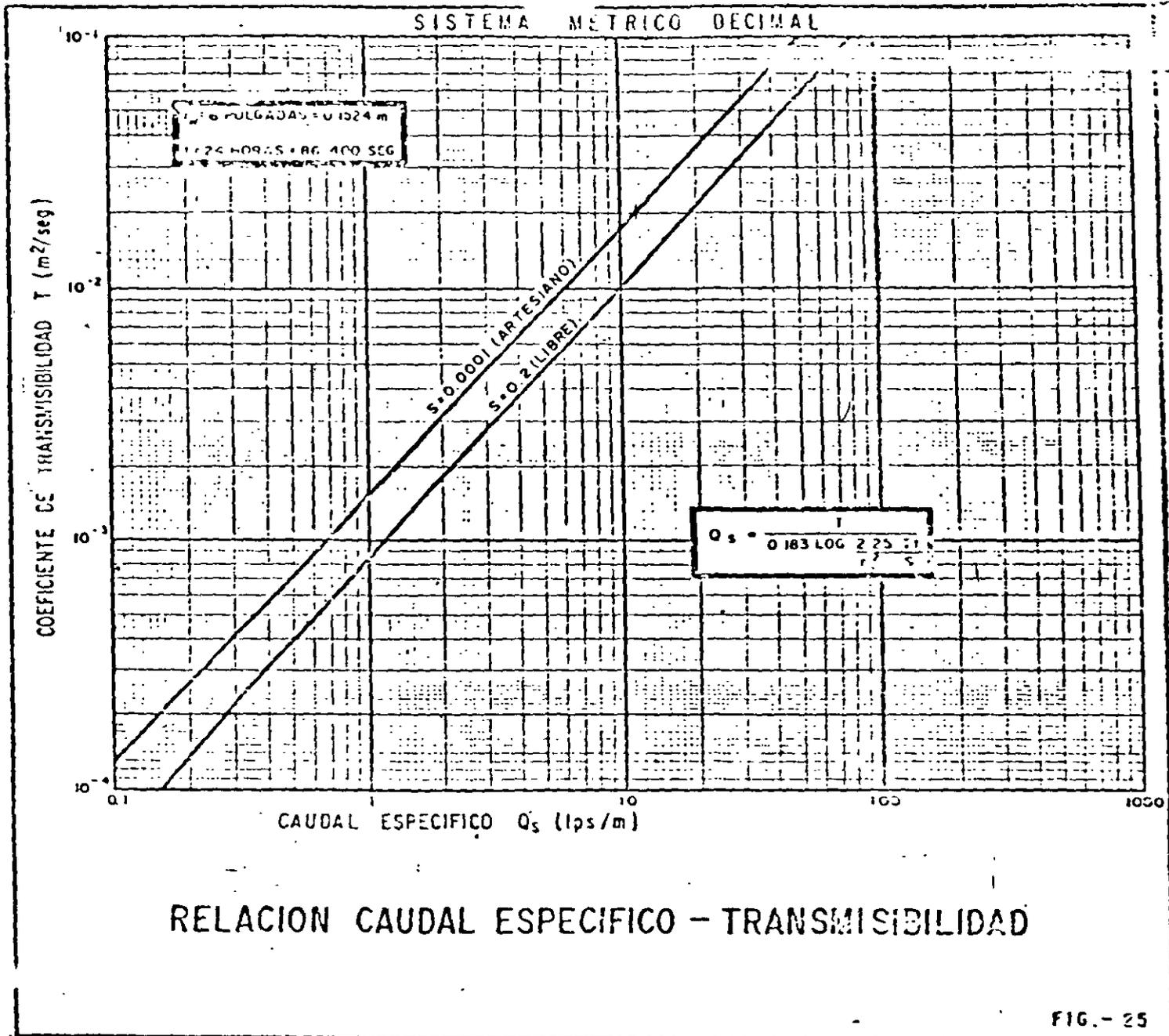
ZONA : HUATULCO, OAX.

POZO No. T-2

RPM	Q m ³ /seg	M. D. m	e m	a/Q seg./m ²	S Q m	CQ ² m	QT	QT	Q/QT	Q/QT ⇒ T	
							CALCULADO m	OBSERVADO m	OBSERVADO lps/m	lps/m	m ² /seg
2600	0.0038	1.70	0.10	26.3	0.06	0.14	0.20	0.10	38	63.3	-2
2800	0.0041	1.84	0.24	58.5	0.065	0.068	0.23	0.24	17	63.9	9 x 10
2900	0.0044	1.87	0.27	61.36	0.07	0.193	0.26	0.27	16.2	62.8	
3000	0.0047	1.91	0.31	65.9	0.075	0.22	0.295	0.31	15.1	62.6	-2

T = promedio = 9×10^{-2} m²/seg.

TAB No.



Prueba de Bombeo

Pozo No. 40-OBS	Lugar SISTEMA ALZATE	Etapa de ABATIMIENTO
Pozo de OBSERVACION	Distancia al pozo de operación (m) 100.00	Caudal en lps 100.00000
		Duración en min 940 0000

Resultados

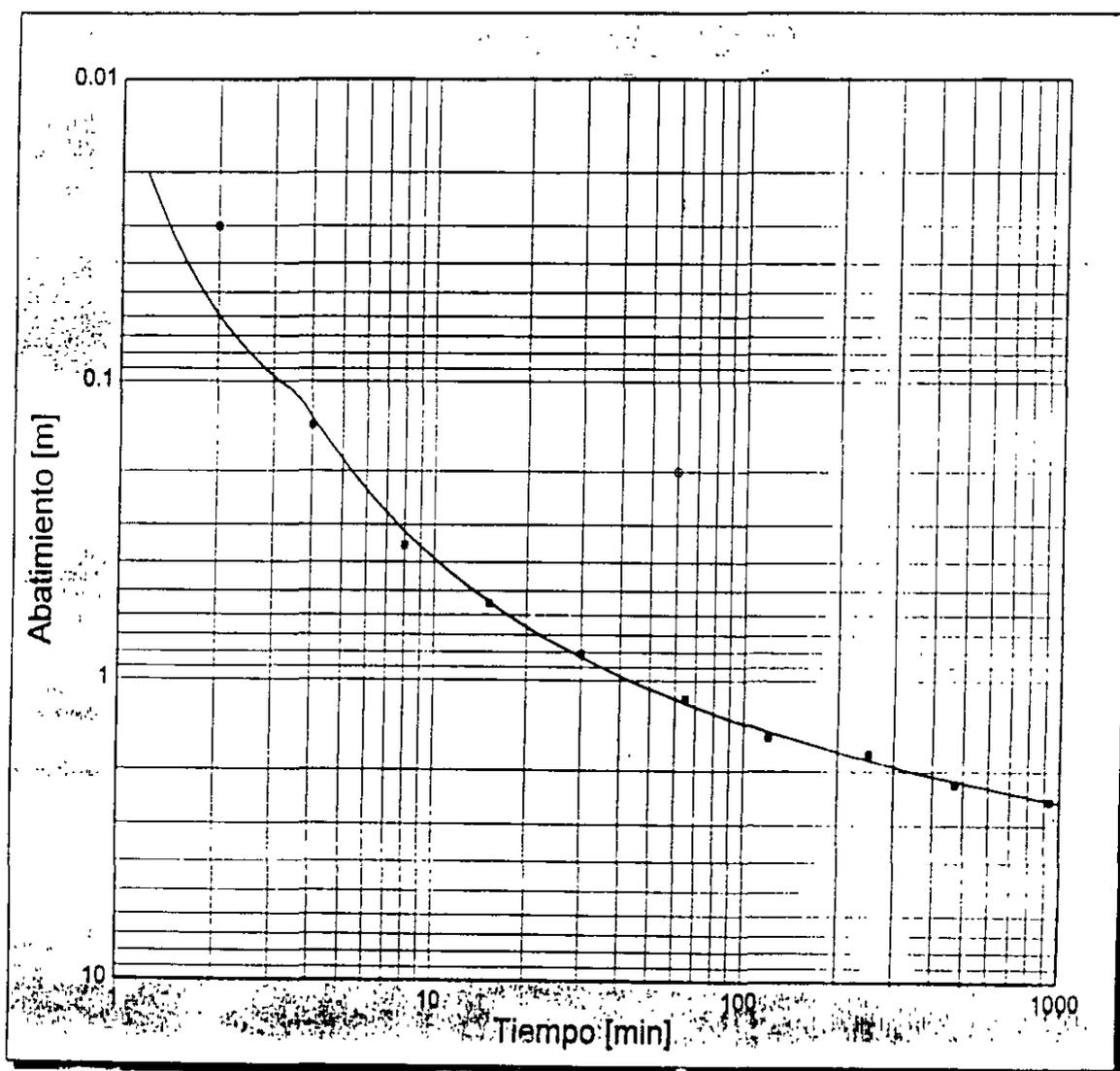
Transmisibilidad en m²/dia 1429.861 (0.0165)	Coefficiente de Almacenamiento 0.001362297	Estimación del Error [m] 0.04
---	--	---

Método utilizado: Método de Theis

Tiempo en min	Profundidad en m	Caudal en lps	Valor no tomado en cuenta	Valor estimado	Diferencia
1.2	0.02000	100.000		0.00000	-0.02000
2.0	0.03000	100.000		0.05917	0.02917
4.0	0.14000	100.000		0.13.19	-0.00781
8.0	0.35000	100.000		0.31567	-0.03433
15.0	0.55000	100.000		0.54145	-0.00855
30.0	0.81000	100.000		0.83299	0.02299
60.0	0.20000	100.000		1.15043	0.95043
65.0	1.15000	100.000		1.16815	0.01815
120.0	1.55000	100.000		1.46172	-0.06828
250.0	1.75000	100.000		1.84.22	0.09022
470.0	2.20000	100.000		2.15180	-0.04820
940.0	2.50000	100.000		2.44.06	-0.04434

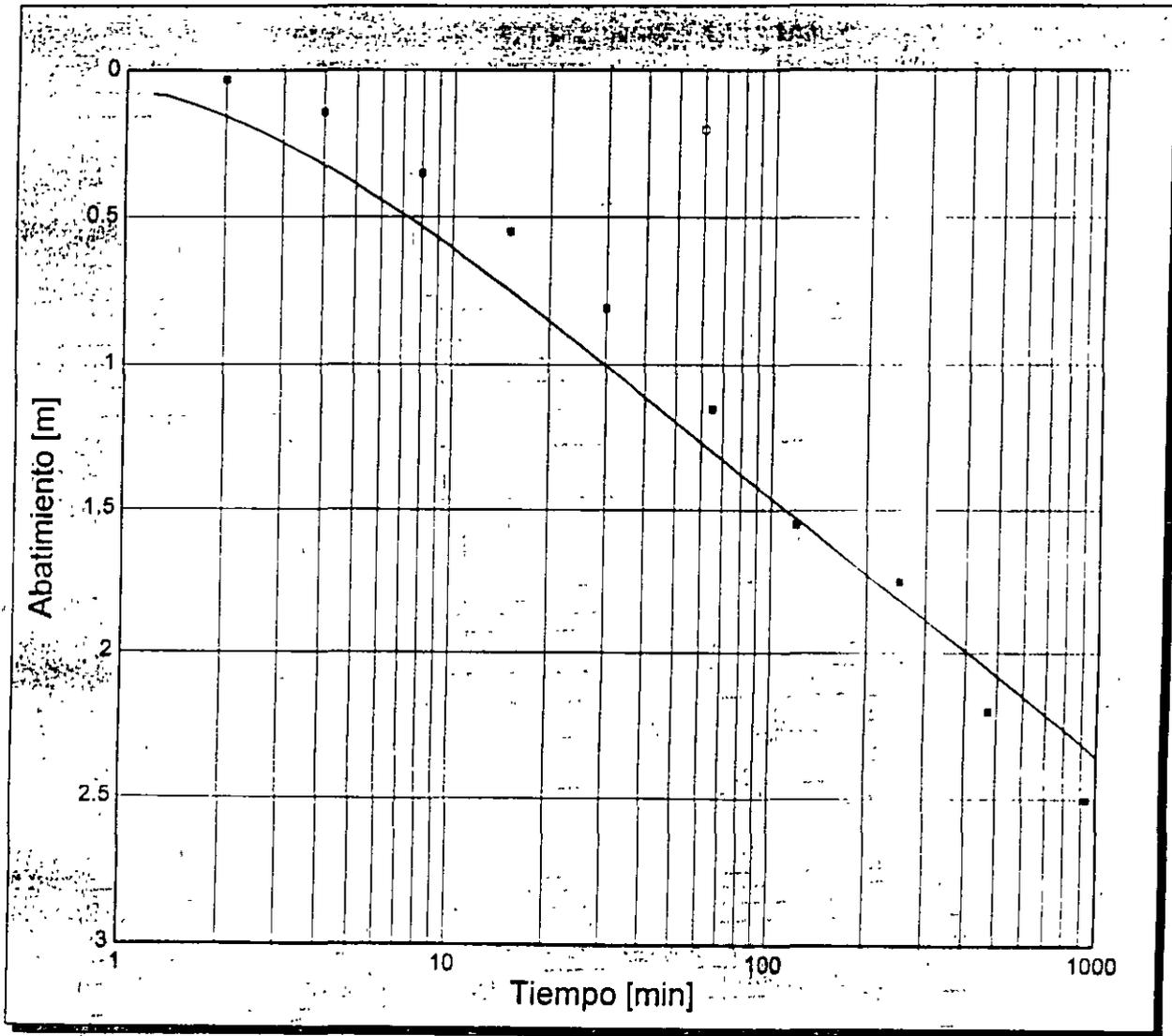
Prueba de Bombeo

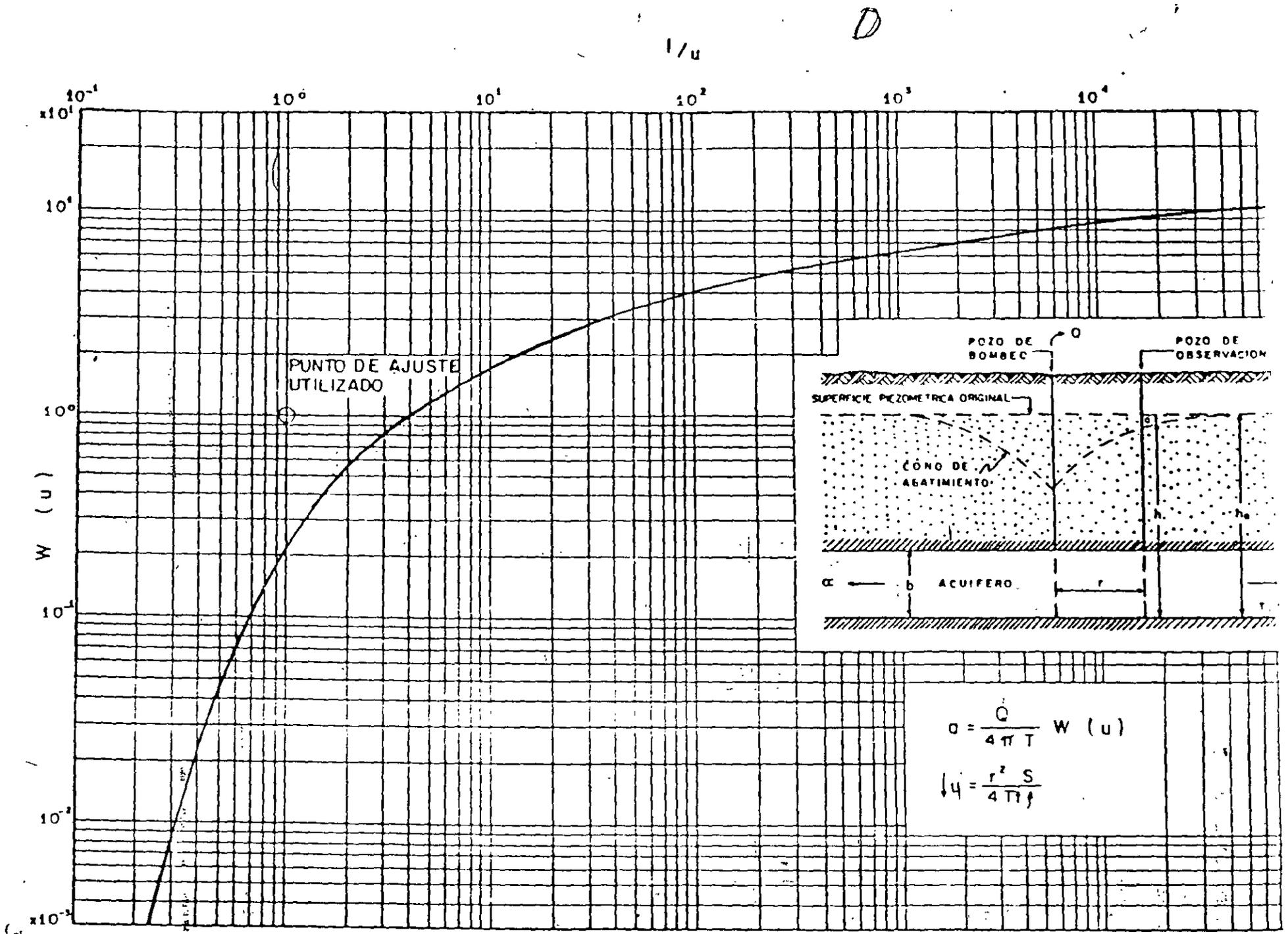
Pozo No. 40-OBS	Lugar SISTEMA ALZATE	Etapa de ABATIMIENTO	
Pozo de OBSERVACION	Distancia al pozo de operación (m) 100.00	Caudal en lps 100.00000	Duración en min 940.0000
Resultados			
Transmisibilidad en m ² /dia 1429.861 (0.0165)	Coficiente de Almacenamiento 0.001362297	Estimación del Error (m) 0.04	
Método utilizado			Método de Theis



Prueba de Bombeo

Pozo No. 40-OBS	Lugar SISTEMA ALZATE	Etapas de ABATIMIENTO	
Pozo de OBSERVACION	Distancia al pozo de operación (m) 100.00	Caudal en lps 100.0000	Duración en min 940.0000
			Resultados
Transmisibilidad en m²/dia 1832.453 (0.0212)	Coficiente de Almacenamiento 0.0006559420	Estimación del Error (m) 0.15	
Método utilizado			Método de Jacob





CURVA TIPO PARA INTERPRETACION DE PRUEBAS DE BOMBEO
EN ACUIFEROS CONFINADOS

FIGURA