

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MÉXICO

FACULTAD DE INGENIERÍA

CENTRO INTERAMERICANO DE RECURSOS DEL AGUA



**“ANÁLISIS DE ALTERNATIVAS DE PROTECCIÓN EN ZONAS
VULNERABLES DEL ACUÍFERO CUATERNARIO DE VITORIA-
GASTEIZ (PAÍS VASCO, ESPAÑA)”**

T E S I S

**QUE PARA OBTENER EL GRADO DE:
MAESTRO EN CIENCIAS DEL AGUA**

**PRESENTA:
ALONSO MORENO PORTILLO**

**DIRECTOR DE TESIS:
Dr. JAIME MAX GÁRFIAS SOLIZ**



Ciudad Universitaria, Toluca, México, a 27 de noviembre de 2000.

ING. ALONSO MORENO PORTILLO
Presente.

En contestación a su solicitud transcribo a continuación el tema que, aprobado por esta Dirección propuso el Dr. Jaime Max Gárfias Soliz, con el fin de que lo desarrolle como Tesis para la presentación de su Examen de Grado de la **MAESTRIA EN CIENCIAS DEL AGUA.**

“ANÁLISIS DE ALTERNATIVAS DE PROTECCION EN ZONAS VULNERABLES DEL ACUIFERO CUATERNARIO DE VITORIA-GASTEIZ (PAIS VASCO, ESPAÑA)”

CAPITULO 1	INTRODUCCION
CAPITULO 2	MODELACION DE FLUJO EN ACUIFEROS
CAPITULO 3	LA MODELACION COMO UNA HERRAMIENTA PARA IMPLEMENTAR SISTEMAS ALTERNATIVOS DE PROTECCION
CAPITULO 4	DESCRIPCION DE LA ZONA DE ESTUDIO, ACUIFERO CUATERNARIO DE VITORIA-GASTEIZ
CAPITULO 5	IMPLEMENTACION COMPUTACIONAL PARA LA PROTECCION DE ZONAS VULNERABLES EN EL ACUIFERO CUATERNARIO DE VITORIA-GASTEIZ
CAPITULO 6	PRESENTACION DE RESULTADOS
CAPITULO 7	CONCLUSIONES
	BIBLIOGRAFIA
	APENDICE I
	APENDICE II
	APENDICE III

Asimismo, para la aprobación de la Tesis y demás trámites deberá sujetarse al Reglamento respectivo de esta Institución.

ATENTAMENTE
“PATRIA, CIENCIA Y TRABAJO”
“Año Internacional de la Cultura de Paz”

M. en I. ÁNGEL ALBITER RODRÍGUEZ
DIRECTOR

FACULTAD DE INGENIERÍA

c.c.p. Archivo.

DEDICATORIAS

A MI ESPOSA Y A MIS HIJOS

ANA LIDIA, ANA ISABEL Y ALONSO

Con mucho cariño y con la ilusión de poder reparar en gran medida, las horas que me ausente de ustedes, para poder culminar la realización de este trabajo. Gracias por brindarme su apoyo en esta gran aventura y estén ciertos, de que forman parte de la meta alcanzada.

A MIS PADRES

SALVADOR Y AUREA REFUGIO

Gracias por brindarme su apoyo, por darme su confianza e inculcarme los valores que debe tener toda persona honesta.

A MIS HERMANOS

SALVADOR, JUAN, ALEJANDRA Y REBECA

Por los gratos momentos compartidos.

AL Dr. JAIME MAX GÁRFIAS SOLIZ

Por todos los conocimientos aportados para la realización de este trabajo y el tiempo brindado sin recelo alguno. Gracias.

A MIS COMPADRES Y A MI AHIJADA

ROLANDO, ROSARIO Y ABIGAIL

Con mucho cariño.

AGRADECIMIENTOS

AL Dr. HILARIO LLANOS ACEBO

Miembro del departamento de geodinámica de la Universidad del País Vasco, España. Por toda la información proporcionada acerca del conocimiento de la zona de estudio, acuífero cuaternario de Vitoria-Gasteiz. Así como al invaluable material fotográfico enviado desde España.

A LA UNIVERSIDAD DEL PAÍS VASCO

Por permitirme acceder al cúmulo de información del acuífero cuaternario, el cual forma parte importante en la realización del presente trabajo.

A WATERLOO HYDROGEOLOGIC INC.

Gracias por la facilidad para acceder a la utilización de los modelos de flujo y transporte, a través del programa VisualModflow. Así como a la gran ayuda mediante el curso de capacitación impartido por ustedes.

AL L. C. IGNACIO MÉNDEZ ALCÁNTARA Y A JOSEFINA OSORNO ZARCO

Por la gran ayuda respecto a la revisión ortográfica y de redacción del trabajo de tesis.

RESUMEN

El agua subterránea constituye una importante fuente para el suministro de agua potable en todo el mundo; sin embargo, la explotación para dotar de agua para usos agrícola, industrial y recreativo; origina que un sistema de aguas subterráneas, un acuífero o un sistema de acuíferos, presente grandes descensos en las reservas de aguas totales que contienen. Aunado a esta disminución de la cantidad en las reservas de agua, la calidad de las mismas, se ve continuamente deteriorada debido a la disposición que se tiene de los compuestos contaminantes. Los agentes contaminantes, son identificados como depósitos de residuos industriales, almacenes de tanques con combustibles, fertilizantes, pesticidas o herbicidas, etc.

La Comunidad Autónoma del País Vasco (España), no está exenta de los problemas de sobreexplotación y contaminación de sus reservas de aguas subterráneas; así por ejemplo, el acuífero cuaternario de Vitoria-Gasteiz, presenta grandes problemas de contaminación difusa, debido al uso irracional de grandes cantidades de fertilizantes nitrogenados.

El presente estudio tiene como objetivo resumir la mayoría de las características que definen el acuífero cuaternario de Vitoria-Gasteiz; por medio de un modelo de flujo y transporte. El modelo tiene la finalidad de describir el comportamiento del acuífero, como respuesta a las acciones de carga y descarga en el sistema; así como a los efectos que producen las fuentes puntuales de contaminación, identificadas por las localidades principales que están establecidas en el área que conforma el cuaternario.


Un modelo de flujo y transporte realizado por medio del paquete computacional VisualMODFLOW, fue la herramienta principal para el desarrollo de las simulaciones de flujo en estado estacionario y transitorio, la simulación del transporte advectivo de partículas contaminantes y la simulación de técnicas de protección de acuíferos, utilizadas para el mejoramiento y preservación del cuaternario. En términos de remediación, la implementación de técnicas como la recarga artificial por medio de

pozos de inyección utilizando efluentes residuales, el uso de barreras de arcilla para aislar las fuentes contaminantes, el bombeo de la pluma contaminante, el tratamiento del frente contaminante por medio de la implementación de estructuras denominadas “embudos y compuertas” y “zanjas y drenes”; proponen alternativas de restauración del sistema acuífero que permiten establecer esquemas de saneamiento a corto y mediano plazo.

Todas las alternativas simuladas, arrojan resultados aceptables; sin embargo, la técnica de las barreras de arcilla y de “embudos y compuertas”, capturan y detienen el transporte del contaminante de manera íntegra, evitando un daño mayor al medio ambiente.

No cabe duda, que el análisis de las alternativas de protección de las zonas vulnerables en el acuífero cuaternario de Vitoria-Gasteiz, ha permitido conocer, en primera instancia, la vulnerabilidad que presenta actualmente la unidad cuaternaria y en segundo término, unificar esfuerzos tendientes a mejorar la situación actual, a través de la cooperación mutua del gobierno local y de los habitantes de la región.


Inq. Alonso Moreno Portillo


Vo. Bo.
Dr. Jaime M. Gárfias Soliz

CONTENIDO

CAPÍTULO 1

INTRODUCCIÓN	1
1.1. Introducción.....	1
1.2. Objetivo	3
1.3. Metodología.....	5

CAPÍTULO 2

MODELACIÓN DE FLUJO EN ACUÍFEROS	8
2.1. Introducción.....	8
2.2. ¿Por qué un modelo?	10
2.3. Ley de Darcy	14
2.4. Ecuación fundamental de balance de masa	23
2.5. Flujo saturado en condiciones transitorias.....	26
2.6. Condiciones iniciales y condiciones de frontera	29

CAPÍTULO 3

LA MODELACIÓN COMO UNA HERRAMIENTA PARA IMPLEMENTAR SISTEMAS ALTERNATIVOS DE PROTECCIÓN	33
3.1. Introducción.....	33
3.2. Protección de acuíferos.....	35
3.2.1. Conceptos previos	35
3.2.2. Líquidos en fase No acuosa (NAPLs)	36
3.2.3. Mecanismos de transporte	38
3.3. Técnicas de remediación	40
3.4. Modelación numérica	45
3.4.1. Método de diferencias finitas, (MDF)	47
3.4.2. Método del elemento finito, (MEF).....	48
3.4.3. Modelos numéricos	52
3.4.4. Método de características	53

CAPÍTULO 4

DESCRIPCIÓN DE LA ZONA DE ESTUDIO, ACUÍFERO CUATERNARIO DE VITORIA-GASTEIZ	54
4.1. Introducción.....	54
4.2. Límites de la zona de estudio	56
4.3. Panorama geológico	56
4.3.1. Depósitos aluviales.....	57
4.3.2. Depósitos fluviales	57
4.3.3. Historia geológica del cuaternario.....	59
4.4. Panorama estructural	59
4.5. Evolución de los usos del suelo en las actividades agrarias	61
4.6. Actuaciones sobre los cursos superficiales.....	63
4.7. Explotación del acuífero	64
4.8. Ubicación de fuentes potenciales de contaminación	66
4.8.1. Contaminación difusa de origen agrícola	66
4.8.2. Contaminación semi-difusa de origen urbano	68
4.8.3. Contaminación puntual de origen urbano e industrial.....	69
4.8.4. Contaminación puntual de origen ganadero	71

CAPÍTULO 5

IMPLEMENTACIÓN COMPUTACIONAL PARA LA PROTECCIÓN DE ZONAS VULNERABLES EN EL ACUÍFERO CUATERNARIO DE VITORIA-GASTEIZ	72
5.1. Implementación de un modelo	72
5.2. Características generales del acuífero cuaternario de Vitoria-Gasteiz	75
5.3. Estructuración del modelo de entrada	76
5.3.1. Identificación del dominio del modelo.....	76
5.3.2. Diseño de la malla del modelo para establecer una discretización espacial.....	76
5.3.3. Discretización vertical	77
5.3.4. Características geológicas e hidrogeológicas	77
5.3.5. Definición de celdas activas, celdas inactivas y celdas de carga constante	80
5.3.6. Condiciones de borde	85
a). Condición de borde de carga constante	85
b). Condición de borde de flujo específico	85
c). Drenos	87
d). Pozos.....	87
e). Recarga superficial.....	87
5.3.7. Discretización del tiempo	88
5.4. Estructura de procesamiento en el modelo VisualMODFLOW	89
5.5. Calibración.....	89
5.6. Validación del modelo.....	93

5.7. Simulación de posibles intervenciones en el acuífero de Vitoria-Gasteiz, aplicando el modelo VisualMODFLOW	97
- Bombeo de la pluma contaminante.....	98
- Aislamiento de fuentes contaminantes con barreras de arcilla	98
- Recarga artificial por medio de pozos de inyección, utilizando efluentes residuales tratados	99
- Tratamiento del frente contaminante por medio de la implementación de estructuras denominadas “Embudos y Compuertas”	100
- Tratamiento del frente contaminante por medio de la implementación de estructuras denominadas “Zanjas y Drenes”	100

CAPÍTULO 6

PRESENTACIÓN DE RESULTADOS	101
6.1. Introducción.....	101
6.2. Resultados del modelo.....	102
6.2.1. Resultados del modelo de flujo en estado estacionario	102
6.2.2. Resultados del modelo de flujo en estado transitorio	102
6.2.3. Inyección de partículas contaminantes en diferentes fuentes puntuales.....	107
6.3. Recuperación del sistema mediante la implementación de técnicas de protección.....	113
6.3.1. Bombeo de la pluma contaminante	113
6.3.2. Uso de barreras de arcilla	117
6.3.3. Recarga artificial por medio de pozos de inyección, utilizando efluentes residuales tratados.....	120
6.3.4. Uso del sistema de protección denominado “Embudos y Compuertas”.....	121
6.3.5. Uso del sistema de protección denominado “Zanjas y Drenes”	124

CAPÍTULO 7

CONCLUSIONES	129
BIBLIOGRAFÍA	132
APÉNDICE I	140
APÉNDICE II	144
APÉNDICE III	145

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1.	Diagrama simplificado para el desarrollo de un modelo matemático	12
Figura 2.2.	Experimento de Darcy para demostrar el flujo a través de una columna.....	15
Figura 2.3.	Flujo de agua a través de un medio poroso, idealización del medio.....	15
Figura 2.4.	Manómetro de laboratorio, indicando la carga hidráulica h , la carga de presión $h-z$ y la carga de elevación z	17
Figura 2.5.	Análisis del flujo por unidad de tiempo a través de un volumen infinitesimal.....	25
Figura 2.6.	Fronteras típicas en problemas regionales de flujo, a). Dominio del problema bidimensional, b). Dominio del problema tridimensional.....	32
Figura 3.1.	Tres diferentes modelos conceptuales para la contaminación de las aguas subterráneas.....	37
Figura 3.2.	Anatomía del sitio de un DNAPL	42
Figura 3.3.	Alternativas de contención de plumas contaminantes, a). Bombeo y tratamiento; b). Frontera hidrológica natural	43
Figura 3.4.	Alternativa de remediación mediante el uso de barreras de arcilla.....	44
Figura 3.5.	Esquematización conceptual de sistemas alternativos de protección.....	46
Figura 3.6.	Tipos de mallas utilizadas mediante el Método de Diferencias Finitas.....	49
Figura 3.7.	Geometría de un polígono utilizado en el Método de Integración de Diferencias Finitas.....	51
Figura 3.8.	Configuración típica de un nodo y un elemento finito, utilizado en el Método del Elemento Finito.....	51
Figura 4.1.	Entorno geológico regional. Dos perspectivas.....	55
Figura 4.2.	Ubicación geográfica. Límites de la cuenca alta del Zadorra y de la zona de estudio.....	58
Figura 4.3.	Modelos de facies fluviales en el cuaternario de Vitoria-Gasteiz.....	60
Figura 4.4.	Trazado actual de los cursos superficiales en la zona de estudio.....	65
Figura 4.5.	Existencia de pozos excavados en la zona del acuífero cuaternario de Vitoria-Gasteiz. Dos perspectivas.....	67

Figura 4.6.	Principales focos de contaminación existentes en la zona del acuífero cuaternario	70
Figura 5.1.	Discretización espacial en el sector oriental del acuífero cuaternario de Vitoria-Gasteiz	78
Figura 5.2.	Representación en superficie de la malla adoptada para uso del modelo VisualMODFLOW	79
Figura 5.3.	Mapa de isoespesores en el sector oriental del acuífero cuaternario de Vitoria-Gasteiz	82
Figura 5.4a.	Mapa de transmisividades en el sector oriental del acuífero cuaternario de Vitoria-Gasteiz	83
Figura 5.4b.	Mapa de conductividades hidráulicas por zona en el sector oriental del acuífero cuaternario de Vitoria-Gasteiz	84
Figura 5.5.	Esquematación de los elementos constitutivos del modelo conceptual en el acuífero cuaternario de Vitoria-Gasteiz	95
Figura 5.6.	Representación de los valores observados y los valores calculados para un periodo de aguas altas (estado transitorio)	96
Figura 6.1.	Resultados de la simulación para el modelo de flujo en estado estacionario.....	103
Figura 6.2a.	Nivel freático condiciones iniciales (estado estacionario), aguas altas	104
Figura 6.2b.	Nivel freático simulado (estado estacionario), aguas altas	105
Figura 6.3.	Distribución del nivel freático en estado transitorio, evolución de agua alta a agua baja.....	106
Figura 6.4.	Localización de fuentes potencialmente contaminantes de origen industrial y/o doméstico, en el acuífero cuaternario de Vitoria-Gasteiz	110
Figura 6.5a.	Perímetro de protección propuesto para zonas húmedas y avance de los frentes contaminantes, en estado transitorio	111
Figura 6.5b.	Avance de frentes contaminantes en el área de estudio (estado transitorio).....	112
Figura 6.6a.	Actuación de pozos de extracción para contención de la pluma contaminante (365 días)	115
Figura 6.6b.	Actuación de pozos de extracción para contención de la pluma contaminante (730 días)	116
Figura 6.7a.	Actuación de barreras de arcilla para contención de la pluma contaminante (365 días)	118

Figura 6.7b.	Actuación de barreras de arcilla para contención de la pluma contaminante (730 días)	119
Figura 6.8a.	Actuación de pozos de inyección para contención de la pluma contaminante (365 días)	122
Figura 6.8b.	Actuación de pozos de inyección para contención de la pluma contaminante (730 días)	123
Figura 6.9a.	Simulación de la contención de la pluma contaminante mediante la aplicación de embudos y compuertas (365 días)	125
Figura 6.9b.	Simulación de la contención de la pluma contaminante mediante la aplicación de embudos y compuertas (730 días)	126
Figura 6.10a.	Actuación de la zanja y/o dren para extracción de la pluma contaminante (9,125 días)	127
Figura 6.10b.	Corte esquemático de la zanja y/o dren para detención de la pluma contaminante	128

LISTA DE CUADROS

Cuadro 2.1. Aplicación de los diferentes tipos de modelos	10
Cuadro 3.1. Características de los mecanismos de transporte.....	39
Cuadro 3.2. Resumen de ventajas y desventajas del Método de Diferencias Finitas y del Método del Elemento Finito	50
Cuadro 4.1. Especificación en la evolución de los diferentes usos del suelo en el acuífero cuaternario de Vitoria-Gasteiz.....	63
Cuadro 5.1. Rango de valores para la conductividad hidráulica por zona, en el sector oriental del acuífero de Vitoria-Gasteiz.....	81
Cuadro 5.2. Rango de valores para la porosidad	81
Cuadro 5.3. Ubicación geográfica y características generales de los piezómetros de control utilizados en el acuífero cuaternario de Vitoria-Gasteiz	86
Cuadro 5.4. Características generales de los métodos de solución numéricos que contempla el modelo VisualMODFLOW	91
Cuadro 5.5. Criterios básicos para una calibración cualitativa y una calibración cuantitativa.....	93

SIMBOLOGÍA

Q	Caudal de descarga
$h_2 - h_1 = \Delta h$	Altura de presión
A	Área transversal de un elemento
$l_2 - l_1 = \Delta l$	Diferencial de longitud
q	Flujo de Darcy
K	Conductividad hidráulica
∇	Operador diferencial
p	Presión en un punto
z	Posición final en algún punto de alguna unidad de masa de agua
z_{ref}	Nivel de referencia
W	Trabajo por unidad de masa
m	Masa de agua en algún punto
g	Constante gravitacional
$\rho_w = \rho$	Densidad del agua
ϕ	Energía potencial de una unidad de masa de agua
d_{10}	Diámetro efectivo de una partícula
k	Permeabilidad de un medio poroso
μ	Viscosidad dinámica
R_e	Número de Reynolds
v	Velocidad lineal promedio en un medio poroso
η	Porosidad
ν	Viscosidad cinemática del fluido
q_i	Descarga específica en la dirección i
\bar{K}	Tensor conductividad hidráulica de 3 ^{er} orden
\bar{v}	Vector velocidad
\bar{q}	Vector descarga específica
I_i	Entradas de flujo en la dirección i

O_i	Salidas de flujo en la dirección i
ΔS	Diferencial de flujo, cambio de almacenamiento
VER	Volumen Elemental Representativo
ϕ^*	Vector flujo de una masa de agua
$P(x, y, z)$	Punto en el espacio dentro de un volumen de control
$\partial x \partial y \partial z$	Volumen de un paralelepípedo rectangular
∂t	Intervalo corto de tiempo
∂_{xyz}	Dimensionamiento diferencial en la dirección requerida
div	Operador de la divergencia
S_s	Coefficiente de almacenamiento específico
α	Compresibilidad de un medio poroso
β	Compresibilidad de un fluido
b	Espesor determinado de una unidad acuífero
T	Transmisividad de una unidad acuífero
F_x	Flujo por advección
C	Concentración de un soluto

CAPÍTULO 1

INTRODUCCIÓN

1.1. INTRODUCCIÓN

El cambio en los patrones de las actividades que desarrolla el hombre hoy día difiere mucho con respecto a las actividades que desarrollaba hace un par de siglos. Dentro de estas actividades, la más primordial para lograr preservar la existencia del hombre mismo, es el suministro del agua potable, ya que si el vital líquido escaseara en grandes proporciones, la permanencia del hombre en el mundo se tornaría precaria.

El crecimiento acelerado y desmesurado que se tiene en la población, ha originado la inquietud de encontrar fuentes de agua potable alternas a las ya existentes; las cuales en su mayoría son fuentes superficiales; por lo que se ha recurrido, con gran éxito, a la explotación del agua subterránea. Explotación que se realiza de manera irracional, ya que se extrae más agua de la que se puede recargar por algún medio natural o artificial. Lo anterior, da origen a problemas que se tornan particularmente importantes, principalmente en las zonas urbanas, donde prevalecen los grandes núcleos de población o “megaciudades”. Lo cual representa el punto de partida del problema denominado “sobreexplotación” de las fuentes subterráneas.

Cabe mencionar que para el año 2050, la población total del mundo se prevé que ascenderá a un total de 10 billones de habitantes, esto es, se duplicará la población actual del planeta (Reporte de Población Mundial, 1993, U. N. Fondo de Población; Bouwer, 1996).

El crecimiento de la población es más acentuado en los países llamados del tercer mundo, donde habita cerca del 90 % de la población mundial. Asimismo, la gente continua emigrando del campo a las grandes ciudades en busca de un mejor nivel de vida, originando la generación de graves problemas como son: grandes necesidades en el suministro de agua y generación de grandes cantidades de efluentes residuales.

Dentro de este contexto, se encuentran inmersas un sin número de ciudades, donde es necesario el establecimiento y disponibilidad del agua para consumo humano, en una forma eficiente y suficiente, garantizando cantidad y calidad del abasto.

Por otro lado, considerando que las fuentes de abastecimiento para agua potable de origen subterráneo son los acuíferos y dada la confirmación de que estos son los cuerpos de agua de mejor calidad en el mundo, es necesario establecer la creación y establecimiento de cambios en los patrones de consumo y explotación que se tienen a la fecha, ya que los acuíferos son sometidos a un uso irracional e inadecuado hoy en día. Un ejemplo tangible se observa en países como México, ya que el riego, la industria y los municipios comparten una misma fuente del suministro (Hadzel, 1996).

Considerando que el agua es un elemento esencial para la vida humana, así como un recurso natural limitado y tendiente a escasear en los grandes asentamientos urbanos debido a la industrialización y al aumento demográfico; se hace urgente y necesaria la preservación del entorno ecológico en las zonas más afectadas. Zonas vulnerables y propensas a contaminación, deben de ser objeto del planteamiento de alternativas de remediación, predisuestas para el mejoramiento y desintoxicación del entorno ecológico.

Otro tipo de problemas por demás particular, se presenta en las zonas costeras; ya que con la disminución de los niveles de agua subterránea debido a la explotación no racional de los mantos freáticos, se origina la presencia de agua salada en los acuíferos de agua dulce, lo cual trae consigo el desarrollo de procesos de intrusión salina en los denominados acuíferos costeros (Hadzel, 1996).

Una de las muchas zonas del mundo, donde se acentúa la presencia del problema que se plantea en el presente estudio, se encuentra localizada en el territorio del País Vasco. La zona objeto de este estudio es el acuífero cuaternario de Vitoria-Gasteiz. Que constituye uno de los acuíferos más extensos de la Comunidad Autónoma del País Vasco y es una fuente importante de recursos hídricos en dicha comunidad.

Sin embargo, la intensa actividad agrícola que se desarrolla en el área que comprende el acuífero, así como la existencia de fuentes de contaminación del tipo puntual, ha generado la presencia de frentes contaminantes, afectando aguas subterráneas y cuerpos de agua superficiales; por lo que se plantea la necesidad urgente de analizar y estudiar sistemáticamente el comportamiento del acuífero, sometido a diferentes escenarios evolutivos de contaminación; poniendo especial atención a los focos o fuentes de contaminación puntual.

1.2. OBJETIVO

El objetivo principal de este proyecto es el estudio detallado de la dinámica de flujo en un acuífero. En este sentido, se dio respuesta a cuestiones tan importantes como almacenamientos, parámetros hidráulicos, distribución de flujo y variabilidad del mismo, tiempo de tránsito, etc. Aspectos necesarios que permitieron diseñar un modelo de simulación creando la opción de conocer la reacción del acuífero frente a determinadas leyes, tanto de recarga como de drenaje.

Estos elementos en su conjunto, permitieron establecer esquemas y alternativas de remediación adecuadas a las condiciones bajo estudio. Este objetivo principal se dividió en los siguientes objetivos parciales:

A. Conocimiento del funcionamiento hidráulico del acuífero, en este caso, el acuífero cuaternario de Vitoria-Gasteiz (País Vasco, España), especificando de manera precisa los términos siguientes:

- Definición de las características de interés del acuífero, estudiando sus propiedades geológicas y geométricas.
- Determinación de los mecanismos y volúmenes de recarga y descarga. Ello implica el análisis de la precipitación y almacenamiento de agua en el suelo, de las relaciones de influencia por parte de los cursos superficiales y de la cuantificación del aporte directo procedente de otros acuíferos adyacentes.

B. Modelación de flujo y transporte advectivo en el acuífero, con el fin de comprobar la hipótesis relativa a su funcionamiento y orientar hacia una gestión racional los recursos de la unidad; prediciendo posibles respuestas del sistema ante determinadas actuaciones, a partir de:

- Importancia relativa del flujo en el acuífero, definiendo el funcionamiento interno del sistema.
- Determinación de la evolución espacio-temporal de los niveles piezométricos.
- Simulación de flujo en estado estacionario, en estado transitorio y simulación del transporte advectivo de contaminantes; para efectuar previsiones a corto y mediano plazo, y aplicar diferentes opciones de remediación, adecuando de este modo las soluciones a la demanda existente en la región.

- Construcción de las líneas de flujo relacionadas en el tiempo en régimen estacionario y transitorio, así como el análisis de su interacción con las zonas de captura de pozos de bombeo e inyección y de otras técnicas utilizadas en la remediación del acuífero.

C. Proponer un plan de trabajo y estudios futuros, para avanzar en el conocimiento de la interacción de las diferentes alternativas de remediación y la posible explotación racional del sistema, interpolando en el tiempo, los resultados obtenidos en el estudio.

1.3. METODOLOGÍA

El seguimiento metodológico específico del estudio, se concreta tomando como base los objetivos previamente establecidos y desarrollando de manera paulatina la metodología siguiente:

- a) *Inventario bibliográfico de estudios similares en el cuaternario de Vitoria-Gasteiz.*
Se trata en esencia de la recopilación de información existente acerca de los trabajos realizados en la zona de estudio, procurando una síntesis informativa que contenga información confiable y de reciente edición.

- b) Siguiendo a la obtención de datos básicos se procedió con *la evaluación de los parámetros hidráulicos del acuífero*, tales como la conductividad hidráulica, transmisividad y coeficiente de almacenamiento, ya que en aquellas unidades hidrogeológicas actualmente bajo régimen de explotación, la obtención de los parámetros se fundamenta en el análisis de las capacidades específicas y penetración de los pozos existentes (recarga o bombeo). También se considero los mecanismos y volúmenes de recarga, analizando la precipitación, almacenamiento del suelo y la relación de influencia por parte de los cursos de agua superficiales.

- c) *La etapa de modelación* abordó perspectivas diferentes con base en dos metodologías ya clásicas, vinculadas a las labores de modelación hidrológica y referidas por un lado, al análisis de las líneas piezométricas en función del tiempo y, por otro lado, a la modelación propiamente dicha del flujo de agua subterránea en el acuífero. Esta etapa fue relacionada al transporte de partículas asociado a un frente advectivo de contaminación. En el primer caso, se determinó una relación causa-efecto que permitió estimar la evolución futura del nivel piezométrico a partir de las precipitaciones y de los caudales bombeados. En el segundo caso, se estableció la vía preferencial de las partículas contaminantes y su evolución en el tiempo, determinando zonas vulnerables a la contaminación.
- d) Como complemento a este análisis, previamente se abordó *la modelación del flujo subterráneo en régimen estacionario*, con el objeto de reproducir la situación de los acuíferos en condiciones iniciales y posteriormente, ya una vez calibrados los diferentes parámetros hidráulicos que intervienen en los procesos, se simuló las condiciones transitorias de flujo relacionadas con las diferentes hipótesis, en la implementación de alguna alternativa de protección para el problema de contaminación del acuífero, evaluando de este modo y en el tiempo, la posible respuesta del sistema bajo estudio.
- e) En una etapa posterior se construyeron *las líneas de flujo utilizando la técnica de rastreo de partículas*, relacionadas en el tiempo o en régimen permanente. Del mismo modo, se construyeron las zonas de captura de los pozos de bombeo e inyección. El análisis tanto de las líneas de flujo como de las líneas de captura para las diferentes opciones, permitió determinar la influencia de la zona de contaminación y su posible impacto, por una parte, sobre los pozos de bombeo, y por otra parte, sobre los pozos de inyección. Este análisis toma como punto de referencia el enfoque advectivo, sin tomar en cuenta el efecto dispersivo de los contaminantes.

- f) Se Implementaron diferentes esquemas de protección del acuífero, combinándolos con el recurso de la modelación matemática y desarrollándolos con la aplicación de los diferentes softwares especializados en el análisis y comportamiento de aguas subterráneas.
- g) La *modelación matemática* se aplicó utilizando el programa VisualMODFLOW (Guiguer y Franz, 1996), ya que es uno de los modelos más completos, de rápido uso y fácil aplicación; para el desarrollo de simulaciones de flujo y transporte en un ambiente tridimensional. El paquete implementa al mismo tiempo, el uso de herramientas como el MODFLOW, MODPATH y MT3D; para complementar la simulación de flujo subterráneo y transporte de contaminantes.
- h) Con base en el transporte advectivo de las partículas contaminantes, se procedió a delimitar las zonas más vulnerables del sistema. Las cuales se encuentran principalmente en las partes más bajas de la zona de estudio y, donde los ríos más importantes, convergen en sus descargas generales con la fronteras de los sectores oriente y occidente.
- i) Se implementaron diferentes técnicas de protección basadas en el uso de pozos de inyección utilizando efluentes residuales, el uso de barreras de arcilla para aislar las fuentes contaminantes, el bombeo de la pluma contaminante, el tratamiento del frente contaminante por medio de la construcción de estructuras denominadas “embudos y compuertas” y la implementación de estructuras denominadas “zanjas y drenes”.

CAPÍTULO 2

MODELACIÓN DE FLUJO EN ACUÍFEROS

2.1. INTRODUCCIÓN

Debido al surgimiento de nuevos problemas y a la necesidad de querer encontrar alternativas de solución que puedan satisfacer los requerimientos más indispensables que enfrenta hoy en día el hombre, se desarrollan líneas de investigación en todas las ramas de la ciencia. Uno de los retos en que se ve inmerso el hombre, es la satisfacción de la demanda en el suministro de agua potable y la preservación del vital líquido.

Con el aumento desmesurado de la población y la generación de grandes núcleos de población en zonas urbanas, se plantea la necesidad de tratar de abastecer de grandes cantidades de agua potable a la población y, como consecuencia, resolver el destino de la generación de grandes volúmenes de efluentes residuales. Esta problemática da origen a la investigación de soluciones, que en la mayoría de los casos deriva en la búsqueda de nuevas alternativas de abastecimiento y saneamiento de los caudales suministrados y desechados, respectivamente.

Dentro de la distribución y cantidad disponible que guarda el agua dulce en el planeta, el agua subterránea ocupa el segundo lugar, antecedida por el agua localizada en los

casquetes polares, por lo que el abasto con agua subterránea se considera como una fuente capaz de resolver las necesidades a las demandas del suministro de agua. Sin embargo, el uso irracional que se le da al líquido, así como la gran explotación a que se somete esta fuente, origina que las reservas se vean drásticamente disminuidas, dando lugar a la sobreexplotación de las reservas de aguas subterráneas.

La sobreexplotación del acuífero tiene su origen en la alteración del balance hídrico ideal al que debiera estar sometido con períodos de recarga (natural o artificial) y descarga. Esta alteración es causada por los cambios en usos del suelo que se le da al terreno, los cambios en las actividades del hombre y a los desechos contaminantes que se infiltran en el medio.

En la búsqueda de la restauración del recurso natural, los países desarrollados que cuentan con el potencial económico suficiente para tales acciones, han encaminado sus esfuerzos para la renovación parcial o total del medio afectado. Considerando para este fin, el apoyo de todas las ramas científicas involucradas en el problema específico, tratando de establecer la mejor alternativa en la toma de decisiones que resuelva de manera factible el problema bajo estudio.

Asimismo, no se deben de olvidar aspectos legales, políticos, económicos y sociales, ya que juegan un papel importante en el establecimiento de esquemas que marcan la solución al problema del uso irracional del agua.

Dentro de las herramientas básicas utilizadas hoy en día dentro del ámbito científico, la modelación aporta una gran ayuda. Esta herramienta fue utilizada con mayor énfasis a partir de la década de los años 60's. El uso de que es objeto, se ha incrementado considerablemente en nuestros días. Siendo éste bastante aceptable a problemas relacionados con la conceptualización, aplicación y solución del comportamiento de flujo y transporte en aguas subterráneas.

El nivel de complejidad en los problemas por enfrentar, presenta un gran rango de variabilidad cualitativa y cuantitativa, por lo que se recurre en la mayoría de los casos al uso de la modelación. A través de la simplificación del problema real, se consideran criterios de simulación que reproduzcan de forma aproximada fenómenos relacionados con inyección o extracción de agua en acuíferos, salida y entrada de flujo en cuencas y fenómenos de flujo en zona saturada y no saturada.

2.2. ¿Por qué un modelo?

Según Anderson y Woessner (1992), un modelo es un mecanismo que representa una aproximación de una situación real. Es así, que con el uso y aplicación de los modelos, se puede lograr la predicción y el comportamiento de las aguas subterráneas, por esto, su uso se incrementa resolviendo problemas dentro del ámbito hídrico. La utilización que se le debe de dar al modelo, es para tener una ayuda en la conceptualización del comportamiento del sistema acuífero y como una herramienta de predicción. La gran variedad de aplicaciones que tienen se indican en el cuadro 2.1.

Cuadro 2.1. Aplicación de los diferentes tipos de modelos.

TIPO DE MODELO	APLICACIÓN
Predicción	Usado para predecir el futuro, requiere de calibración
Interpretación	Usado como marco para estudiar sistemas dinámicos y/o organizar datos de campo, ya que no necesariamente requieren calibración.
Genérico	Usado para analizar flujo hipotético en sistemas hidrogeológicos. No necesariamente requiere calibración.

Los modelos pueden dividirse en tres tipos: físicos, analógicos y matemáticos (Prickett, 1975). **Los modelos físicos** generalmente ofrecen buenas predicciones al comportamiento del escenario físico por analizar. No obstante, presentan el inconveniente de tener que reproducir a escalas menores la situación real analizada, lo que contribuye al aumento en los costos de diseño, construcción, operación y mantenimiento. Sin embargo, presentan la ventaja de simular y observar directamente la situación en estudio.

Los modelos matemáticos simulan el flujo subterráneo indirectamente por medio de ecuaciones diferenciales (generalmente parciales), que representan procesos físicos que ocurren en un sistema real, que en conjunto con las fronteras del sistema (condiciones de frontera) expresan la conservación de masas y describen variables continuas de las regiones de interés. Este tipo de modelos, conserva en buena medida las características físicas de la zona de estudio, permitiendo su uso y aplicación a una variedad de alternativas de solución consideradas en el problema (Anderson y Woessner, 1992). Asimismo, estos modelos pueden ser resueltos de manera analítica o numérica, apoyándose en la computación en paralelo. Un procedimiento para desarrollar un modelo matemático, se generaliza en la figura 2.1 (Mercer y Faust, 1981).

Desde el punto de vista de algunos investigadores, *un modelo numérico* ofrece la mejor herramienta para realizar la simulación y conocer el comportamiento del acuífero y del sistema en general, que se encuentra bajo observación y estudio. Se dice que el modelo numérico es la salida de resultados del modelo matemático, el cual basa sus resultados en leyes y conceptos (ley de Darcy, almacenamiento específico,..) para posteriormente, establecer expresiones matemáticas (ecuaciones diferenciales) sujetas a restricciones específicas (condiciones de frontera y condiciones iniciales).

Sin embargo y debido a las simplificaciones que considera este tipo de modelos, se tiende a cometer errores conceptuales, errores de truncamiento, errores de redondeo y errores de consideración en los datos iniciales, lo que producirá inestabilidad y

oscilaciones en los resultados. Aunque cabe mencionar que todos los datos son susceptibles de error e incertidumbre.

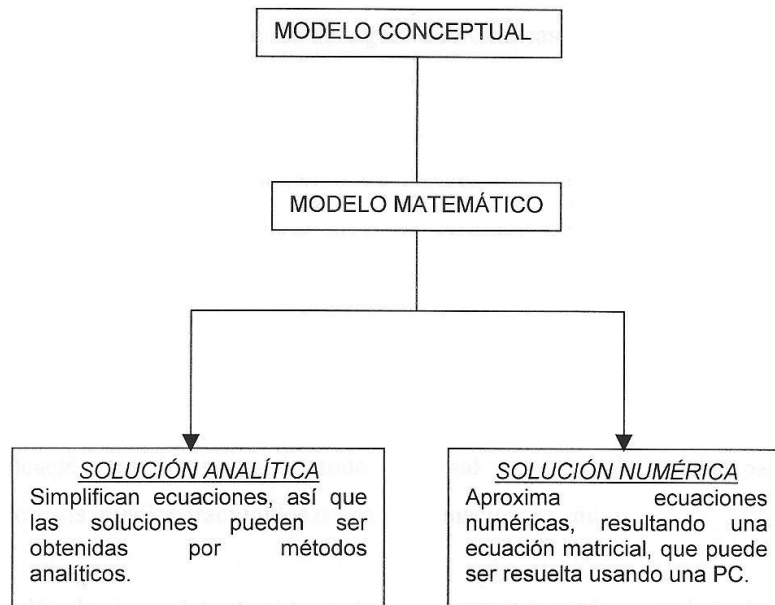


Figura 2.1. Diagrama simplificado para el desarrollo de un modelo matemático.

Cada tipo de modelo tiene ventajas y desventajas. Por consiguiente, unos pueden tener consideraciones simples y ser aplicadas a otros y viceversa, lo que redundará en resultados más confiables, disminuyendo el nivel y grado de incertidumbre; así como evitar tareas complicadas de calibración y chequeo de resultados finales.

Según su aplicación, los modelos de aguas subterráneas se dividen en cuatro tipos, que se describen a continuación (Mercer y Faust, 1981):

Los modelos de flujo de aguas subterráneas se han usado de manera extensa para resolver problemas regionales en acuíferos, análisis de sistemas de aguas subterráneas y funcionamiento de pozos. **Los modelos de transporte de soluto** se han utilizado básicamente, para ayuda en la predicción y comportamiento del efecto de los problemas que implican la contaminación de las aguas subterráneas. Algunas de las aplicaciones incluyen: intrusión de agua salina, almacenamiento subterráneo de residuos radioactivos, etc. **Los modelos de transporte de calor** han sido aplicados a problemas concernientes a energía geotermal, almacenamiento de fuentes de calor subterráneo y problemas termales relacionados con el alto nivel de residuos geotermales radioactivos. **Los modelos de deformación** han sido usados para examinar problemas relacionados con hundimientos y consolidación de terreno, debido a la disminución de recursos de aguas subterráneas y aumento de vacíos en el terreno.

La clasificación anterior no es del todo universal y puede subdividirse para analizar medios porosos, medios fracturados o una combinación de ambos.

La aplicación de un modelo de aguas subterráneas en un acuífero, implica el esfuerzo en diferentes áreas que actúan interdisciplinariamente, entre ellas se encuentran: recopilación de datos, preparación de datos para el modelo, historial del problema, etc. Estas tareas no pueden realizarse mediante procesos independientes dentro de una secuencia cronológica, además de relacionarse estrechamente entre unas y otras.

Una vez completado el modelo, este puede ser usado para predecir el comportamiento futuro del acuífero. Uno de los propósitos principales de la predicción, es la estimación del rendimiento del acuífero bajo una variedad de esquemas de explotación. Esta variedad de esquemas de desarrollo, ayuda a la selección de operación y mantenimiento óptimo de la fuente de agua subterránea. Asimismo, otros propósitos fundamentales son la estimación de la concentración y movimiento de fuentes contaminantes existentes en el área bajo estudio, intrusión salina en regiones costeras y predicción del comportamiento de reservas geotermales.

Cuando se ha completado el modelo conceptual del sistema físico, se puede trasladar esta base de datos a la formulación de ecuaciones y trabajo matemático, que serán capaces de describir el proceso en estudio, dando origen a **ecuaciones diferenciales** que regirán el flujo de aguas subterráneas del sistema bajo estudio.

2.3. LEY DE DARCY

Henry Darcy encontró experimentalmente, en el año de 1856, cuales factores rigen el flujo a través de un medio poroso. Por medio de una serie de experimentos, él estableció que dado un tipo de material poroso (arena), el volumen del nivel de descarga Q es directamente proporcional a la altura de presión $\Delta h = h_2 - h_1$ y al área transversal A , pero es inversamente proporcional a la diferencia de longitud $\Delta l = l_2 - l_1$, llamando a la constante de proporcionalidad K , conductividad hidráulica. Estos factores cuando se combinan, dan origen a la ley de Darcy (Darcy, 1856), formulada como:

$$Q = -KA \frac{h_2 - h_1}{l_2 - l_1} \quad (2.1)$$

El signo negativo significa que el flujo de agua es en dirección de la pérdida de altura o del decaimiento de la carga (figura 2.2)

El flujo de agua subterránea es una respuesta debida a la diferencia de presiones y a la diferencia de elevaciones, que se pueden presentar en un medio poroso, donde las velocidades de flujo son bajas, debido a la tortuosidad e irregularidades que contiene el medio poroso (ver figura 2.3).

Hubbert (1940), aclaró el concepto de potencial del agua subterránea, relacionando la ley de Darcy y los principios básicos de la física. Siguiendo la derivación de Hubbert de potencial de agua subterránea, donde dos fuerzas potenciales separadas (presión y elevación) actúan en una unidad de masa de agua subterránea.

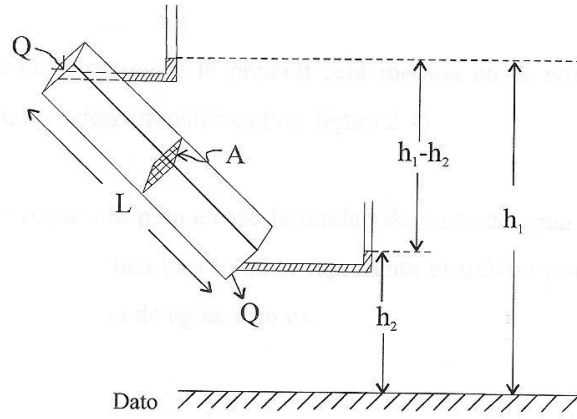


Figura 2.2. Experimento de Darcy para demostrar el flujo a través de una columna.

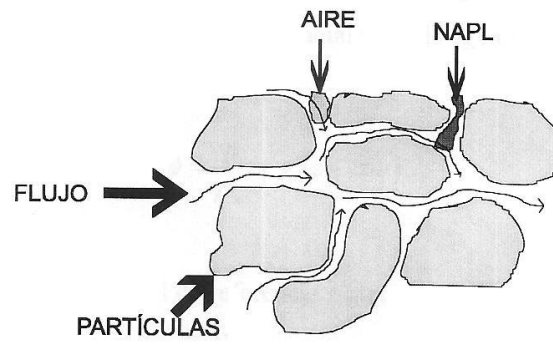


Figura 2.3. Flujo de agua a través de un medio poroso, idealización del medio.

Si consideramos que se tiene un tubo lleno con arena saturada con agua, se tiene que la presión es p y la altura z . La energía potencial por unidad de masa de agua se define como el trabajo requerido para traer una unidad de masa de agua de una posición inicial (nivel de referencia) z_{ref} , hasta la posición final z . Considerando la presión en la posición de referencia inicial cero, entonces la presión será medida en la posición de partida, denominándose a ésta, presión atmosférica (ver figura 2.4).

Asimismo, el trabajo requerido para elevar la unidad de masa de agua a la posición p y elevar una unidad de masa a una elevación z , representa el trabajo por unidad de masa requerido para elevar la presión de agua, esto es:

$$W = \frac{1}{m} \int_0^P V dp \quad (2.2)$$

Donde m es la masa de agua y V es el volumen de agua. El volumen V es igual a m/ρ_w , donde ρ_w es la densidad del agua. Si el agua se asume como incompresible, esto es, la densidad es la misma a una misma presión, entonces el trabajo por unidad de masa requiere una elevación de fluido a la elevación z que es igual a $g(z-z_{ref})$, donde g es la aceleración de la gravedad. Entonces, el potencial total de agua subterránea es:

$$\phi = \frac{P}{\rho_w} + g(z - z_{ref}) \quad (2.3)$$

Considerando como dato el nivel de referencia z_{ref} entonces, la presión del agua es p y la elevación igual a z es $p = \rho_w g (h - z)$. Si esta expresión se sustituye en la ecuación (2.3) y sí $z_{ref}=0$, entonces:

$$\phi = g h \quad (2.4)$$

Teniendo en mente que ϕ y h son funciones de la elevación z , la ecuación (2.4) indica que el potencial ϕ derivado de la mecánica básica de fluidos, es directamente proporcional a la altura experimental de Darcy. Se pueden establecer dos términos por separado, la altura de presión y la altura de elevación; teniendo unidades de energía por unidad de peso, esto es:

$$h = \frac{p}{\rho_w g} + z \quad (2.5)$$

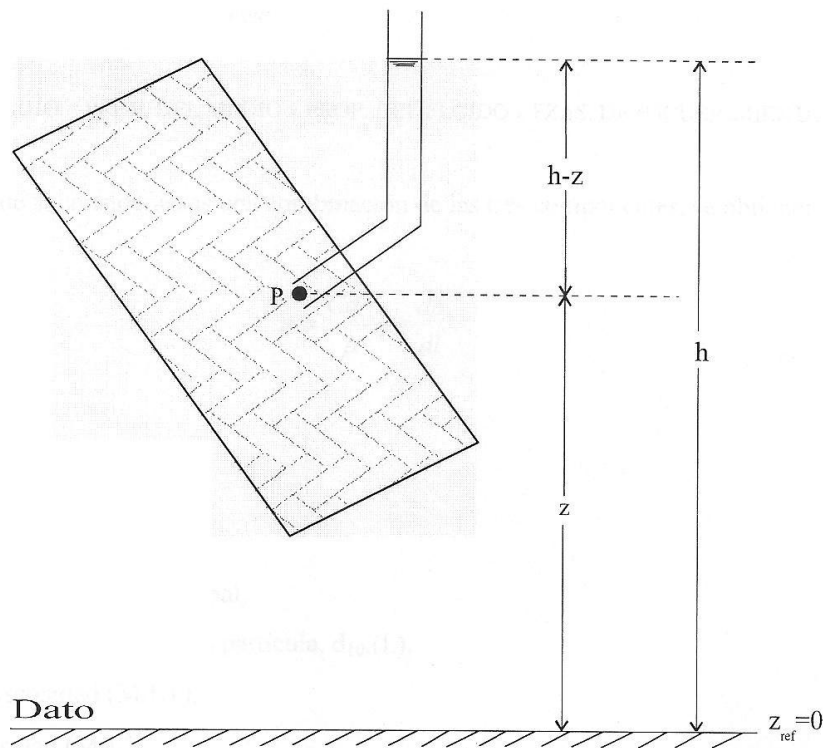


Figura 2.4. Manómetro de laboratorio, indicando la carga hidráulica h , la carga de presión $h-z$ y la carga de elevación z .

Donde h es la altura total, $p/\rho_w g$ es la altura de presión y z es la elevación. La ley de Darcy es una expresión del factor del movimiento del agua subterránea en la dirección de caída de energía o de la reducción de la altura.

El flujo existente en aguas subterráneas involucra la presencia de las propiedades físicas del medio y las propiedades del fluido, esto es:

$$\text{FLUJO} = \text{CONDUCTANCIA} \times \text{FUERZAS DE ESCURRIMIENTO}$$

Donde la conductancia es la combinación de las propiedades del medio y las propiedades del fluido, por lo que el flujo es:

$$\text{FLUJO} = \text{PROP. DEL MEDIO} \times \text{PROP. DEL FLUIDO} \times \text{FZAS. DE ESCURRIMIENTO}$$

Por lo que si consideramos una combinación de las tres componentes, se obtiene:

$$q = \frac{C d^2}{\mu} \rho g \frac{dh}{dl} \quad (2.6)$$

Donde:

q = Flujo de Darcy (L/T),

C = Coeficiente adimensional,

d = Diámetro efectivo de la partícula, d_{10} , (L),

$1/\mu$ = Viscosidad (M/LT),

ρ = Densidad (M/L³),

g = Aceleración de la gravedad (L/T),

dh/dl = Gradiente de energía (M).

Sea $k=Cd^2$, la permeabilidad del medio poroso (L^2), también conocida como la *Permeabilidad Intrínseca o Específica* (Bear y Verruijt, 1987), sustituyendo en (2.6), se tiene:

$$q = -K \frac{\rho g}{\mu} \nabla h \quad (2.7)$$

Además, sea la conductividad hidráulica de un medio poroso un coeficiente de proporcionalidad (expresado en la ley de Darcy), que se escribe como: $K = \frac{k\rho g}{\mu}$ (L/T), que sustituido en la ecuación (2.7) se tiene: $q = -K\nabla h$, expresión conocida como la descarga específica o flujo de Darcy. El promedio lineal de la velocidad de poro está dada por la ecuación: $v = q/\eta$, donde η es la porosidad. Davis (1969), resumió en una lista los valores representativos de algunos parámetros utilizados para definir la conductividad hidráulica y la permeabilidad de diferentes materiales geológicos.

Según Freeze y Cherry (1979), estas velocidades microscópicas son reales, pero en la mayoría de los casos son imposibles de medir. Asimismo, esta velocidad microscópica se da generalmente en puntos interiores del espacio de vacíos en la matriz porosa. Bear (1972), en textos avanzados de flujo en medio poroso, describe en detalle los conceptos de interrelación microscópica y macroscópica de las propiedades del flujo en aguas subterráneas. En el experimento de la columna de Darcy, se indica que cuando la descarga específica q se incrementa, la relación entre q y el gradiente hidráulico ∇h , se desvía gradualmente de la relación lineal expresada por la ley de Darcy. Esto propone, la definición de un rango de valores que establezcan la validez de la ley de Darcy.

En flujo a través de tuberías, el número de Reynolds, Re , el cual es un número adimensional que expresa la relación entre las fuerzas de inercia y las fuerzas viscosas que actúan en un fluido, se usa como un criterio para distinguir entre flujo laminar, que ocurre con bajas velocidades y un flujo turbulento que ocurre con altas velocidades. El

valor crítico de Re entre flujo laminar y flujo turbulento que ocurre en tuberías es de 2000 (Bear y Verruijt, 1987).

Por analogía, el flujo de Reynolds para un medio poroso, se define como:

$$Re = \rho v d / \nu \quad (2.8)$$

Donde:

ρ = Densidad del fluido (M/L³),

v = Descarga específica (L/T),

d = Diámetro de la matriz sólida, d_{10} , (M/L),

ν = Viscosidad cinemática del fluido (L²/T).

De las bases teóricas y prácticas, las evidencias indican que la ley de Darcy es válida para valores que no exceden dentro de un rango de valores comprendidos entre 1 y 10 (Bear, 1972; Bear y Verruijt, 1987; Freeze y Cherry, 1979). No obstante, un gran número de flujos que ocurren en aguas subterráneas exceden los valores del rango de Re especificado, sobre todo en los acuíferos llamados kársticos.

La ley de Darcy (1856), fue considerada por muchos investigadores como una ley empírica. Sin embargo, es aplicable no solamente al espacio unidimensional, si no que la generalización y su uso más común en la aplicación a los modelos de aguas subterráneas, es la forma tridimensional representada en la manera siguiente:

$$\begin{Bmatrix} q_x \\ q_y \\ q_z \end{Bmatrix} = - \begin{Bmatrix} k_{xx} & k_{xy} & k_{xz} \\ k_{yx} & k_{yy} & k_{yz} \\ k_{zx} & k_{zy} & k_{zz} \end{Bmatrix} \begin{Bmatrix} \frac{\partial h}{\partial x} \\ \frac{\partial h}{\partial y} \\ \frac{\partial h}{\partial z} \end{Bmatrix} \quad (2.9)$$

La notación anterior corresponde a la forma matricial, que bajo forma de tensor es igual a: $\bar{q} = -\bar{K}\nabla h$, donde \bar{K} es un tensor de 3^{er} orden, conocido como *el tensor de conductividad* (Bear, 1972). La componente $k_{x_i x_j}$ ($\equiv k_{ij}$) se interpretará como la contribución de la descarga específica q_i en la dirección x_i , producida por un componente unitario de gradiente hidráulico ∇h_{x_j} , en la dirección x_j . La descarga específica total es la suma de las descargas específicas parciales integradas por ∇h_{x_1} , ∇h_{x_2} y ∇h_{x_3} (Bear y Verruijt, 1987), donde \bar{v} es el vector velocidad con componentes v_x , v_y y v_z ; \bar{q} es el vector descarga específica, con componentes q_x , q_y y q_z en las direcciones xyz , respectivamente; $\bar{\nabla}h$ es el gradiente hidráulico con componentes $\nabla h_x = -\frac{\partial h}{\partial x}$, $\nabla h_y = -\frac{\partial h}{\partial y}$, $\nabla h_z = -\frac{\partial h}{\partial z}$, en las direcciones xyz , respectivamente (Bear y Verruijt, 1987).

Cuando el flujo ocurre a través de un medio homogéneo e isotrópico, el coeficiente K que define la conductividad hidráulica tomará valores constantes, esto es, será un escalar y, $K_{xx}=K_{yy}=K_{zz}=K$; por lo que si volvemos a escribir la ecuación (2.9), en tres ecuaciones se tiene (Bear y Verruijt, 1987):

$$\begin{aligned} q_x &= -K\nabla h_x = -K \frac{\partial h}{\partial x} = nV_x; \\ q_y &= -K\nabla h_y = -K \frac{\partial h}{\partial y} = nV_y; \\ q_z &= -K\nabla h_z = -K \frac{\partial h}{\partial z} = nV_z. \end{aligned} \quad (2.10)$$

o en la notación de Einstein's, se tiene que la ecuación (2.10) se puede escribir como:

$$q_i = -K \frac{\partial h}{\partial x_j} = nV_i; \quad \forall i, j = x, y, z = 1, 2, 3 \text{ (Gárfias, 1997).}$$

Según Asano (1985), la ley de Darcy describe el mecanismo de flujo a su paso por un medio poroso, por la que para una integración del flujo en aguas subterráneas, la consideración de la ley de conservación de masa a través de la ecuación de continuidad, se expresa como la suma de entradas de flujo más o menos los cambios en el almacenamiento, esto es:

$$\text{ENTRADAS DE FLUJO} - \text{SALIDAS DE FLUJO} = \pm \text{CAMBIO EN EL ALMACENAMIENTO}$$

Que en la forma matemática tridimensional se expresa como:

$$(I_x + I_y + I_z) - (O_x + O_y + O_z) = \pm \Delta S \quad (2.11)$$

Donde:

$I_x = I_y = I_z$ = Entradas de flujo en las direcciones xyz, respectivamente,

$O_x = O_y = O_z$ = Salidas de flujo en las direcciones xyz, respectivamente,

$\pm \Delta S$ = Diferencia de flujo debida a las entradas o salidas en algún volumen infinitesimal.

La ecuación (2.11), se puede referir a cualquier volumen de masa infinitesimal en el acuífero, como se representa en la figura 2.5.

La ecuación (2.11), es aplicable cuando el sistema acuífero se considera continuo y, cuando sea discontinuo, se podrá remplazar este sistema por un sistema continuo equivalente (Gárfias, 1997), comúnmente denominado *Volumen Elemental Representativo* (o *VER*), que corresponde a un volumen arbitrario promedio con valores de todas las características geométricas de la microestructura del espacio en análisis, ya sea, un espacio de vacíos o la interface sólido-vacío o un punto en el dominio del medio poroso (Bear y Verruijt, 1987).

Bachmat y Bear (1986), analizaron la selección de la medida del *VER* que pueda satisfacer todos los requerimientos necesarios para un análisis completo. Por lo que determinaron que la distribución de espacios sólidos y vacíos del *VER* será parte de un

fenómeno aleatorio dentro de un rango de coordenadas espaciales. Bachmat y Bear (1986), demostraron que bajo ciertas condiciones, se puede tener una buena estimación de las características geométricas del medio por analizar, cuando se obtenga un promedio espacial sobre el volumen de algún *VER* característico de dicho medio.

2.4. ECUACIÓN FUNDAMENTAL DE BALANCE DE MASA

La ley de conservación de masa para un flujo en estado estacionario a través de un medio poroso saturado, requiere que el nivel de flujo que entra en el volumen elemental sea igual al nivel de flujo que sale del volumen elemental (Asano, 1985; Bear y Verruijt, 1987).

Considerando el vector $\phi^* = \rho q$ como el vector que representa la masa de flujo de agua de densidad ρ , por área unitaria y tiempo unitario, en algún punto $P(x,y,z)$ del *VER*; definido por el paralelepípedo de forma rectangular con dimensiones $\partial x \partial y \partial z$, entonces el exceso de flujo durante un intervalo de tiempo corto ∂t en la dirección x se define como:

$$\partial t \left\{ \rho V_x - \left(\rho V_x + \frac{\partial}{\partial x} (\rho V_x) \right) \right\} \partial y \partial z \quad (2.12)$$

Por analogía, expresiones similares pueden escribirse para las direcciones y y z . Por lo que si sumamos las expresiones resultantes para las tres direcciones x , y y z ; se obtiene una expresión para el exceso total de masa que entra o sale en un tiempo ∂t (Bear y Verruijt, 1987), esto es:

$$\partial t \left\{ \rho V_x - \left(\rho V_x + \frac{\partial}{\partial x} (\rho V_x) \right) + \rho V_y - \left(\rho V_y + \frac{\partial}{\partial y} (\rho V_y) \right) + \rho V_z - \left(\rho V_z + \frac{\partial}{\partial z} (\rho V_z) \right) \right\} \partial x \partial y \partial z \quad (2.13)$$

donde: $\partial x \partial y \partial z = \partial U =$ volumen de control. Por lo que sí se divide la expresión anterior por ∂U y ∂t , se obtiene el exceso de masa que entra o sale por volumen unitario de

medio poroso y por tiempo unitario (Bear y Verruijt, 1987). Además, si el volumen de control tiende a un punto P en el interior del volumen, se tiene que $\partial x \partial y \partial z \rightarrow 0$, es decir:

$$-\left(\frac{\partial \rho V_x}{\partial x} + \frac{\partial \rho V_y}{\partial y} + \frac{\partial \rho V_z}{\partial z} \right)$$

o también, se puede escribir como $:-\text{div } \varphi^* (\equiv -\nabla \varphi^*)$ (2.14)

Lo que significa que “*el exceso de flujo de una cantidad definida que entra o sale por unidad de volumen y por unidad de tiempo, es siempre expresado por la divergencia del vector flujo de dicha cantidad*”.

De la ecuación (2.14), si se cuenta con un medio homogéneo, entonces se tiene que $\rho =$ constante, por lo que se puede eliminar de dicha ecuación y si reemplazamos V_x por la

Ley de Darcy $q_i = V_i = -K \frac{\partial h}{\partial x}$; $\forall i = x, y, z$ se tiene:

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(K \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K \frac{\partial h}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(K \frac{\partial h}{\partial z} \right) = 0 \quad (2.15)$$

La ecuación (2.15) es la ecuación de flujo en estado estacionario a través de un medio anisotrópico (Bear y Verruijt, 1987); para un medio isotrópico $K_x = K_y = K_z = K$ constante y si el medio también es homogéneo $K(x, y, z) =$ constante. Entonces, se obtiene la ecuación de flujo en estado estacionario a través de un medio isotrópico y homogéneo, de la forma:

$$\frac{\partial^2 h}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 h}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 h}{\partial z^2} = 0 \quad (2.16)$$

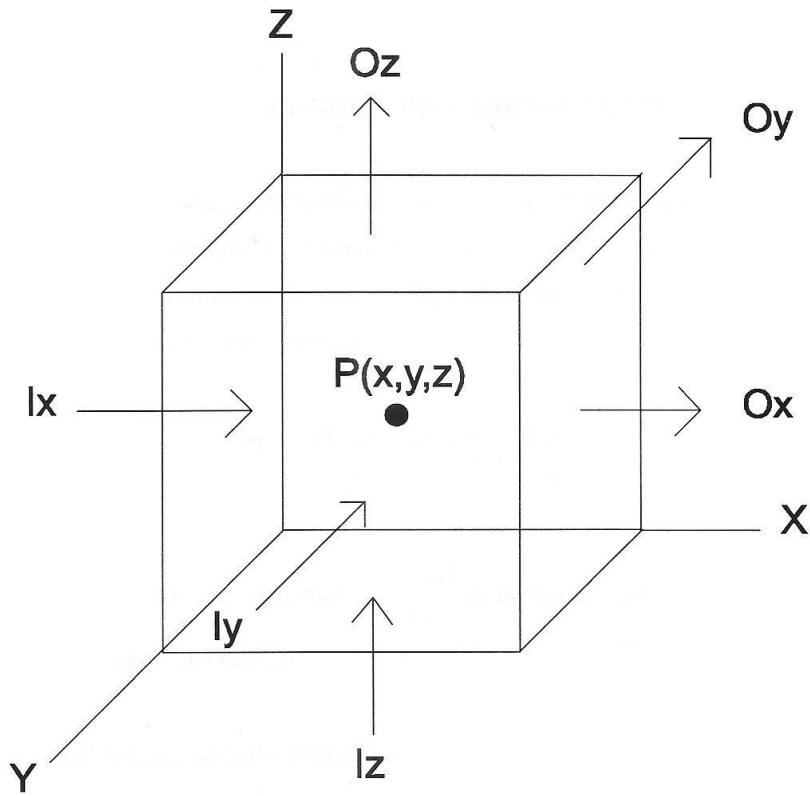


Figura 2.5. Análisis del flujo por unidad de tiempo a través de un volumen infinitesimal.

La ecuación anterior es conocida como una ecuación diferencial básica, comúnmente denominada “Ecuación de Laplace” (Bear y Verruijt, 1987; Anderson y Woessner, 1992). Donde la solución de la ecuación es función de $h(x,y,z)$ que describe el valor de la carga hidráulica h en algún punto en un campo de flujo tridimensional. Una solución de la ecuación anterior puede dar como resultado un mapa de líneas de cargas hidráulicas h , un mapa de líneas de flujo, etc.

2.5. FLUJO SATURADO EN CONDICIONES TRANSITORIAS

La aplicación de la ley de conservación de masa para un flujo transitorio en un medio poroso saturado, requiere que la *tasa neta* de masa de flujo en algún volumen elemental sea igual a la tasa del cambio de la masa de flujo almacenada en el elemento, esto es, la ecuación (2.15) tomará la forma siguiente:

$$-\frac{\partial(\rho q)_x}{\partial x} - \frac{\partial(\rho q)_y}{\partial y} - \frac{\partial(\rho q)_z}{\partial z} = \frac{\partial(\rho \eta)}{\partial t} \quad (2.17)$$

En la ecuación (2.17) η es la porosidad y $\frac{\partial(\rho \eta)}{\partial t}$ es la tasa de cambio almacenada de la masa de fluido a través del tiempo.

Expandiendo el término de la derecha de la ecuación (2.17), se tiene:

$$-\frac{\partial(\rho q)_x}{\partial x} - \frac{\partial(\rho q)_y}{\partial y} - \frac{\partial(\rho q)_z}{\partial z} = \eta \frac{\partial \rho}{\partial t} + \rho \frac{\partial \eta}{\partial t} \quad (2.18)$$

El primer término de la derecha en la ecuación (2.18), es la relación de masa producida por una expansión del fluido bajo un cambio en la densidad ρ . El segundo término, es la relación de la masa producida por la compactación del medio poroso como una consecuencia del cambio en la porosidad η (Bear y Verruijt, 1987). El primer término es

controlado por la compresibilidad del fluido β y el segundo término por la compresibilidad de la matriz sólida α , cuya definición está dada como (Gárfias, 1997):

$$\square \text{ Compresibilidad del fluido: } \beta = \frac{1}{\rho} \frac{\partial \rho}{\partial p}; \quad (2.19)$$

$$\square \text{ Compresibilidad del medio poroso: } \alpha = \frac{\partial \eta}{\partial p} \quad (2.20)$$

Se sabe que el cambio en ρ y el cambio en η , se produce por el cambio en la carga hidráulica h , por lo que si derivamos parcialmente estas componentes con respecto al tiempo t se tiene:

$$\frac{\partial(\rho\eta)}{\partial t} = \left(\rho \frac{\partial \eta}{\partial t} + \eta \frac{\partial \rho}{\partial t} \right) = \left(\rho \frac{\partial \eta}{\partial t} + \eta \frac{\partial \rho}{\partial t} \right) \frac{\partial p}{\partial t} = \rho(\alpha + \eta\beta) \frac{\partial p}{\partial t} \quad (2.21)$$

Por otro lado se tiene que: $h = z + \int_{p_0}^p \frac{dp}{\rho(p)g}$; y si el fluido es incompresible, entonces:

$$h = 0 + \frac{p}{\rho g} \text{ y se tiene que: } p = h\rho g. \text{ Derivando parcialmente la última expresión con}$$

respecto al tiempo t obtenemos:

$$\frac{\partial p}{\partial t} = \rho g \frac{\partial h}{\partial t} \quad (2.22)$$

Si sustituimos la ecuación (2.22) en la ecuación (2.21) y desarrollamos la expresión resultante, se tiene que:

$$\frac{\partial p}{\partial t} = \rho g(\alpha + \eta\beta) \rho g \frac{\partial h}{\partial t} \quad (2.23)$$

$$\frac{\partial p}{\partial t} = \rho^2 g(\alpha + \eta\beta) \frac{\partial h}{\partial t} \quad (2.24)$$

Sustituyendo (2.24) en (2.17) se obtiene:

$$-\frac{\partial(\rho q)_x}{\partial x} - \frac{\partial(\rho q)_y}{\partial y} - \frac{\partial(\rho q)_z}{\partial z} = \rho^2 g(\alpha + \eta\beta) \frac{\partial h}{\partial t} \quad (2.25)$$

$$-\frac{\partial(q_x)}{\partial x} - \frac{\partial(q_y)}{\partial y} - \frac{\partial(q_z)}{\partial z} = \rho g(\alpha + \eta\beta) \frac{\partial h}{\partial t} \quad (2.26)$$

Si definimos a $S_s = \rho g(\alpha + \eta\beta)$ como el *almacenamiento específico*, que indica el volumen de agua producido por el cambio en ρ y el cambio en η , debido al cambio de una unidad que decrece la carga hidráulica h (Bear y Verruijt, 1987; Anderson y Woessner, 1992; Mercer y Faust, 1981). Si reemplazamos la expresión que define al almacenamiento específico en la ecuación (2.26), se obtiene:

$$-\frac{\partial(q_x)}{\partial x} - \frac{\partial(q_y)}{\partial y} - \frac{\partial(q_z)}{\partial z} = S_s \frac{\partial h}{\partial t} \quad (2.27)$$

Si reemplazamos la ley de Darcy en esta última expresión, obtenemos:

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(K_x \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_y \frac{\partial h}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(K_z \frac{\partial h}{\partial z} \right) = S_s \frac{\partial h}{\partial t} \quad (2.28)$$

Cuando el medio poroso es isotrópico y homogéneo, se tiene que $K_x = K_y = K_z = \text{constante}$ y $K(x, y, z) = \text{constante}$, por lo que finalmente se tiene:

$$\frac{\partial^2 h}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 h}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 h}{\partial z^2} = \frac{S_s}{K} \frac{\partial h}{\partial t} \quad (2.29)$$

La ecuación (2.29), es conocida como la *Ecuación de Difusión*. La solución $h(x, y, z, t)$ describe el valor de la carga hidráulica en algún punto del campo de flujo para un tiempo dado. La solución de (2.29), requiere del conocimiento de tres parámetros hidrogeológicos básicos, que son: K , α y η , y los parámetros del fluido: ρ y β .

Para el caso especial de un acuífero confinado de espesor b , se tiene que: $S = S_s b$ y $T = Kb$, la ecuación (2.29) se escribe como:

$$\frac{\partial^2 h}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 h}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 h}{\partial z^2} = \frac{S}{T} \frac{\partial h}{\partial t} \quad (2.30)$$

La solución de (2.30) requiere del conocimiento de los parámetros S y T . La solución de $h(x,y,z,t)$ describe la carga hidráulica en algún punto de un campo térmico en un espacio tridimensional y en algún tiempo t (Bear y Verruitj, 1987).

2.6. CONDICIONES INICIALES Y CONDICIONES DE FRONTERA

El objetivo de resolver las ecuaciones de flujo que simulan un comportamiento de un sistema particular, es el de encontrar una solución única correspondiente a un proceso físico determinado (Mercer y Faust, 1981), para lo cual es necesario confinar al sistema del medio circundante, formulando una o varias ecuaciones diferenciales parciales que describen el comportamiento espacial y temporal de las variables de interés. El confinamiento mantendrá estrecha relación entre el medio circundante y el medio de interés, a través de expresiones matemáticas denominadas condiciones de frontera e iniciales (Wang y Anderson, 1989; Anderson y Woessner, 1992; Asano, 1985), las cuales pueden ser físicas o simplemente establecidas a conveniencia (Mercer y Faust, 1981).

Anderson y Woessner (1992), indican que las condiciones de frontera son declaraciones específicas de variables dependientes (cargas) o las derivadas de variables dependientes (flujo) en las fronteras del dominio del problema.

Franke y Reilly. (1987), establece que la correcta elección de las fronteras es un paso crítico en el desarrollo y modelación de los procesos físicos, así como uno de los más

susceptibles y propensos de error en el diseño del modelo. Algunas fronteras típicas para problemas en 2 y 3 dimensiones se muestran en la figura 2.6.

Las *fronteras físicas* de los sistemas de flujo de aguas subterráneas son formadas por la presencia física de una masa de roca impermeable situada a lo largo de la superficie del cuerpo de agua. Otras fronteras se forman como resultado de condiciones hidrogeológicas. Estas últimas fronteras, también conocidas como "invisibles", son *fronteras hidráulicas*, que en aguas subterráneas incluyen divisiones y líneas de corriente (Franke y Reilly, 1987).

Las fronteras hidráulicas se establecen con el objeto de dividir diferentes escenarios presentes en algún sistema acuífero, delimitando la zona de estudio para simplificar el análisis del problema real.

Las fronteras hidrogeológicas son representadas por los tres tipos de condiciones matemáticas siguientes (Anderson y Woessner, 1992):

Tipo 1. Son fronteras de carga específica, para la cual la carga está dada (**Condición de Dirichlet**).

Tipo 2. Son fronteras de flujo especificado, para la cual la derivada de la carga (flujo) a través de la frontera está dada (**Condición de Neumann**).

Tipo 3. Son fronteras de flujo dependientes de la carga, para lo cual el flujo en la frontera se calcula dando un valor de la carga en la misma frontera (**Condición de Cauchy**). Este tipo de condición de frontera en ocasiones es denominada condición de frontera mixta, debido a que relaciona las fronteras de carga y las fronteras de flujo.

Cabe hacer mención, que cuando se seleccionan las fronteras, el modelador tiene una visión más específica de la situación del problema real en estudio. Como un ejemplo Freeze y Witherspoon (1967), mencionan que la roca forma parte de una frontera

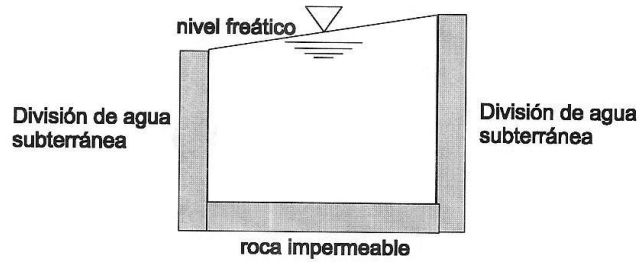
impermeable, situada en la zona baja del sistema, por lo que el flujo es esencialmente vertical en capas de baja conductividad.

Según Cherkauer y Mc Bride (1988), los valores de las cargas y los flujos de las fronteras pueden ser medidos y determinados en campo, aunque es usualmente más sencillo y más rápido medir las cargas que los flujos. Sin embargo Jorgensen (1989a), determinó que el uso de condiciones de carga especificada para la simulación de ríos en sistemas de flujo regional, origina grandes errores en el cálculo de las cargas alrededor de la corriente y consecuentemente en los niveles de flujo entre la corriente y el acuífero.

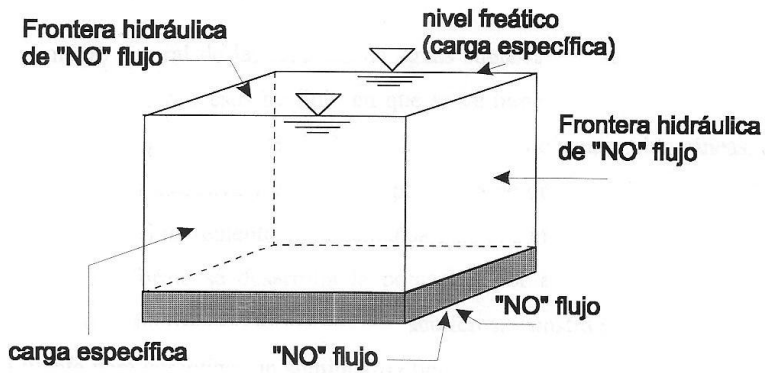
También se puede hacer uso de las fronteras denominadas de *no flujo*, las cuales ocurren cuando el flujo a través de la frontera es cero. Una frontera de no flujo puede estar representada por una masa de roca impermeable, una gran zona impermeable, una división de agua subterránea o una línea de corriente (Kendy y Bradbury, 1988; Risser, 1988).

Asimismo, Hamilton y Larson (1988), determinaron que una frontera de *no flujo* puede ser usada para aproximar la interface entre el agua dulce y el agua salada en acuíferos costeros. También Guswa y Le Blanc (1985), encontraron una localización de la interface del agua dulce y agua salada durante la simulación que realizaron utilizando fronteras de *no flujo* en el análisis.

Todas las opciones para simular condiciones de frontera pueden ser utilizadas al interior del dominio del problema (Anderson y Woessner, 1992), simulando fuentes de agua en las fronteras internas.



a).



b).

Figura 2.6. Fronteras típicas en problemas regionales de flujo, a). Dominio del problema bidimensional, b). Dominio del problema tridimensional.

CAPÍTULO 3

LA MODELACIÓN COMO UNA HERRAMIENTA PARA IMPLEMENTAR SISTEMAS ALTERNATIVOS DE PROTECCIÓN

3.1. INTRODUCCIÓN

El restablecimiento natural de las reservas de aguas subterráneas se presenta de forma muy lenta, debido a los procesos de flujo en que se ve inmersa el agua de lluvia. Esto origina la presencia de grandes abatimientos en las reservas de aguas subterráneas, como una consecuencia de la excesiva y continua explotación de que son objeto estas fuentes (Asano, 1985). Como el incremento en la demanda para el suministro de agua potable en el mundo, crece conforme se desarrolla la población por abastecer, y dado que las reservas de aguas subterráneas formadas por acuíferos, constituyen hoy en día una invaluable fuente para garantizar un suministro eficiente, de buena calidad y en cantidad adecuada, se genera una explotación no racional de dicha fuente.

Por otro lado, las reservas de aguas subterráneas se ven afectadas en muchos casos, por la presencia de agentes externos contaminantes. Cuando un contaminante se libera cerca de la superficie del terreno, este tiende a migrar verticalmente descendiendo a través de la zona no saturada (zona vadosa), hasta alcanzar el nivel freático o una capa impermeable que lo confine. Muchos acuíferos, se han contaminado por una gran variedad de químicos industriales, municipales o de origen agrícola, particularmente de

nitrato, cloruros y sales de sulfato, así como de metales y químicos orgánicos industriales (Cherry et al.,1993).

Los químicos orgánicos, generalmente los de origen industrial, son inmisible y más pesados que el agua. Estos líquidos se conocen comunmente como DNAPLs (Líquidos Densos en Fase No-Acuosa). Los DNAPLs que con mayor frecuencia se vierten en la superficie son los solventes clorados, la creosota, el carbón de alquitrán, productos del petróleo y algunos tipos de pesticidas en forma pura, entre otros.

El transporte de estos compuestos es controlado por procesos físicos, químicos y biológicos, que ocurren en el medio natural. Dichos procesos incluyen la advección, dispersión, capilaridad, biodegradación, retardación y volatilidad.

Cuando el sistema acuífero se ve influenciado por un agente contaminante, es necesario establecer esquemas de remediación tendientes a mejorar la calidad del agua del sistema o en su caso, contener el avance del frente contaminante.

Es necesario realizar un historial de los eventos contaminantes, para conocer el tipo y cantidad del contaminante que se encuentra alojado en el sistema. La delimitación de la fuente de contaminación, es uno de los factores principales que afectan los procesos de remediación. Esto indica, que es necesario definir: 1) la masa o volumen total del contaminante, 2) el área superficial total que ha sido afectada por la infiltración del agente contaminante y 3) el tiempo en que fue liberado el contaminante, así como el tiempo de transporte del mismo (Bedient, 1997).

Los procesos de remediación o medidas de remediación, han sido adoptados para preservar en primer término la salud humana y posteriormente, para mantener una buena calidad del medio ambiente (Cherry et al., 1993).

Dentro del establecimiento de las diferentes técnicas de remediación de acuíferos, se han desarrollado una gran variedad de métodos, buscando con ello, una mayor eficiencia y resultados más óptimos. Por lo que hoy en día, no existen dos proyectos que conserven características similares, presentándose una gran variedad de combinaciones dentro de la utilización de los diferentes métodos conocidos.

3.2. PROTECCIÓN DE ACUÍFEROS

3.2.1 Conceptos previos

Con el objeto de preservar el recurso natural y evitar el menor daño al entorno ecológico, la comunidad científica ha puesto en práctica el establecimiento de medidas de remediación de las aguas subterráneas.

La figura 3.1 muestra un diagrama de tres diferentes modelos conceptuales de contaminación de aguas subterráneas, ocasionados por químicos industriales. La figura 3.1a, es un modelo simple de cómo ocurre la contaminación por lixiviados provenientes de un depósito de residuos contaminantes (no NAPL), localizado cerca del nivel freático. La restauración permanente del sitio puede resultar relativamente fácil de realizar, aunque no necesariamente económica. Se podría remover el contaminante por simple excavación y remoción del depósito contaminante y posteriormente extraer la pluma mediante una técnica de remediación en sitio.

La figura 3.1b, es un modelo en donde los productos derivados del petróleo como la gasolina, aceite o keroseno (LNAPL); se encuentran alojados cerca del nivel freático o en la zona de fluctuación de este nivel. Esta masa superficial de líquidos inmiscibles, genera la aparición de contaminantes disueltos en el agua, originando la creación de un frente contaminante en forma de pluma. Estas plumas tienen profundidad relativamente superficial. La restauración del medio se puede lograr por remoción mediante excavación o por procesos de destrucción y degradación en sitio.

La figura 3.1c, muestra un modelo que resulta en la mayoría de los casos de sitios que son muy difíciles de restaurar por completo. La disolución de la masa contaminante (DNAPL) es lenta, ya que los líquidos se encuentran situados por debajo del nivel freático. Muchos investigadores y científicos han tratado de resolver el paradigma que se despliega en la figura 3.1c, por lo que hoy en día se realizan diferentes trabajos de investigación para la remediación de los tipos de sistemas así contaminados (Cherry, 1984; Feenstra, 1984).

3.2.2. Líquidos en fase No acuosa (NAPLs)

Los NAPLs son hidrocarburos no disueltos o inmiscibles y presentan diferentes propiedades de transporte que facilitan la dispersión de las plumas contaminantes que generan. Los NAPLs constituyen una porción visible en fase grasosa cuando se encuentran en superficie, sin embargo, cuando viajan a través del medio poroso su movimiento se torna complejo; este movimiento se rige por la gravedad, la flotación y las fuerzas de capilaridad (Freeze y Cherry, 1979).

Cuando se libera un NAPL en la superficie del suelo, es necesario conocer los factores que afectan el comportamiento del transporte del contaminante. Según Mercer y Cohen (1990), estos factores son: el volumen del NAPL liberado, el área de infiltración afectada, la duración del tiempo de liberación del contaminante, las propiedades del fluido (NAPL), las propiedades del medio y las propiedades del flujo de agua superficial.

El fluido liberado se puede clasificar tomando como base la gravedad relativa del agua, esto es, cuando el fluido es más ligero que el agua se denominan NAPLs ligeros o LNAPLs y cuando son más densos que el agua, se denominan NAPLs densos o DNAPLs (Bedient, 1997).

Según Pankow y Cherry (1996), cuando un DNAPL contamina un sistema acuífero, es casi imposible remediar dicho sistema; ya que no se podría obtener un agua potable que cumpla con los estándares de calidad en cualquier país donde se presentara este problema.

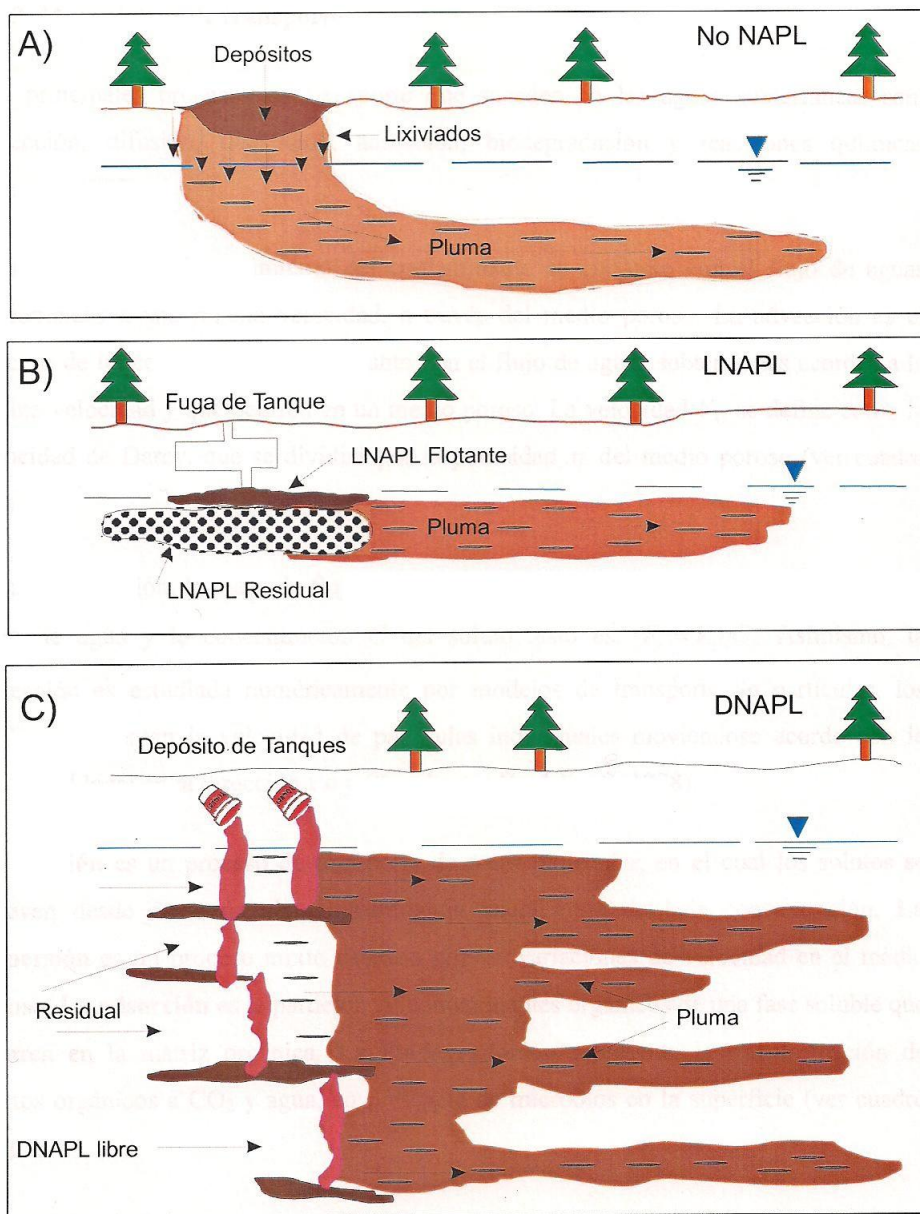


Figura 3.1. Tres diferentes modelos conceptuales para la contaminación de las aguas subterráneas.

3.2.3. Mecanismos de transporte

Los principales procesos de transporte que suceden en las aguas subterráneas son: advección, difusión, dispersión, adsorción, biodegradación y reacciones químicas (Bedient, 1997).

La **advección** es el movimiento del contaminante en conjunto con el flujo de aguas subterráneas a una misma velocidad, a través del medio poroso. La advección es el proceso de un contaminante en conjunto con el flujo de aguas subterráneas acordes a la misma velocidad y que ocurren en un medio poroso. La velocidad V_x , se define como la velocidad de Darcy, que se dividirá por la porosidad η del medio poroso (ver cuadro 3.1)

En una dimensión, la masa de flujo (F_x) debida a la advección, es igual al producto del flujo de agua y la concentración C del soluto, esto es: $F_x = V_x \eta C$. Asimismo, la advección es estudiada numéricamente por modelos de transporte de partículas, los cuales representan la velocidad de partículas individuales moviéndose acorde con la velocidad local en la dirección x o y (Konikow y Bredehoeft, 1978).

La **difusión** es un proceso de transporte de masa molecular, en el cual los solutos se mueven desde áreas de alta concentración hacia áreas de baja concentración. La **dispersión** es un proceso mixto causado por las variaciones de velocidad en el medio poroso. La **adsorción** es la partición de contaminantes orgánicos de una fase soluble que ocurren en la matriz orgánica. La **biodegradación** representa la transformación de ciertos orgánicos a CO_2 y agua, en presencia de microbios en la superficie (ver cuadro 3.1)

En el presente estudio se simulará el desplazamiento de frentes advectivos de contaminación para diferentes periodos de tiempo, considerando fuentes puntuales de contaminación. Se delimitarán áreas susceptibles a la contaminación y se plantearán estrategias que permitan extraer la pluma contaminante o remediar de forma parcial el acuífero.

Cuadro 3.1. Características de los mecanismos de transporte.

Procesos del transporte	Definición	Características
Advección	Movimiento de masa del contaminante en conjunto con el flujo de aguas subterráneas a una misma velocidad.	La pluma contaminante producida a causa de este proceso, genera que los contaminantes se expandan lejos de la fuente.
Difusión	Es la mezcla de la masa de contaminante con el medio, en respuesta a gradientes de alta concentración hacia gradientes de baja concentración.	Proceso a escala molecular, generando esparcimiento del contaminante debido a la variación de los gradientes de concentración y al movimiento aleatorio.
Dispersión	Es la mezcla hidráulica debido a las variaciones de velocidad de flujo en el medio poroso.	Es causada por las heterogeneidades del medio, generando variaciones en las velocidades del flujo y en las vías preferenciales del flujo.
Adsorción	Es la partición o acumulación de contaminantes en fase soluble, que ocurre en la matriz orgánica.	Reduce el porcentaje con el cual, el contaminantes es aparentemente desplazado.
Biodegradación	Es la degradación de los componentes contaminantes, mediante la aplicación de cantidades controladas de microorganismos.	Se estimula la población microbiológica, para generar la reducción del contaminante. Puede convertir los residuos orgánicos en biomasa y CO ₂ .

3.3. TÉCNICAS DE REMEDIACIÓN

Las técnicas de remediación de las aguas subterráneas se pueden agrupar en dos grandes categorías: técnicas **comprobables** y técnicas **experimentales**. La técnica comprobable ha sido aplicada previamente en un gran número de lugares; basada en el desarrollo, diseño, estimación y costo del tiempo requerido para alcanzar una meta específica. La técnica experimental se ha basado en el desarrollo de modelos conceptuales, modelos computacionales, estudios de laboratorio y pruebas de laboratorio; realizadas para alcanzar el perfeccionamiento de las predicciones previamente establecidas.

Otra división usual de las técnicas de remediación es la que distingue entre aquellas técnicas que son *activas* y las técnicas que son *pasivas*. Las técnicas activas son aquellas que requieren de una cantidad considerable de actividad en desarrollo; esta actividad se relaciona con la operación, el monitoreo y el mantenimiento, actividades que sirven para mantener en forma adecuada la tecnología utilizada. El bombeo y tratamiento convencional de aguas subterráneas, es un ejemplo de tecnología activa. Según Cherry et al., (1993), las tecnologías activas presentan la desventaja de generar grandes costos de operación y mantenimiento.

En contraste, la tecnología pasiva, es aquella que se coloca en el sitio y subsecuentemente, requiere de poco o nada de energía para mantener su funcionamiento de una forma adecuada. Recubrimientos y capas de baja permeabilidad, para minimizar la infiltración y la generación de una pluma, son ejemplos de tecnología pasiva.

Las masas químicas superficiales que emiten constantemente contaminantes que generan una pluma, son conocidas como la fuente o zona contaminante. Generalmente las más importantes fuentes de contaminantes, son las de origen industrial. Estas fuentes generan compuestos por líquidos inmisible, más pesados que el agua (DNAPLs) localizados por debajo del nivel freático (figura 3.2).

Aunque una masa de un DNAPL sea pequeña se puede generar una pluma contaminante que puede persistir a lo largo de mucho tiempo; ya que el DNAPL por lo general presenta baja solubilidad (Cherry, et al., 1993). Más aun, cuando una masa de un DNAPL se encuentra alojada bajo el nivel freático de algún sistema acuífero, se presenta un problema más complicado, que cuando se encuentren una serie de tanques de petróleo que emitan contaminación a nivel de la capa superficial del terreno.

Hoy en día, las únicas tecnologías de remediación que se emplean en un gran número de escenarios hidrológicos son: *i*) bombeo y posterior tratamiento para contención de plumas contaminantes; *ii*) barreras verticales aislantes para encerrar y contener la fuente; y *iii*) extracción de vapor de suelo, para contención de plumas de vapor en toda la zona no saturada.

Cuando se pretende controlar el avance de una pluma contaminante, es común la utilización de un sistema de remediación mediante el uso del bombeo y tratamiento convencional (figura 3.3a). En algunos casos, la contención total de la pluma puede alcanzarse a través del sistema natural que rodea a la fuente contaminante. Un ejemplo de este tipo de contención, se observa en la figura 3.3b, en donde la fuente emana cerca de un río o una corriente y se descarga al interior del mismo. Esto sin embargo, puede ocasionar contaminación del agua superficial del río, pero la porción del acuífero contaminado ya no tiende a expandirse y dentro del contexto de aguas subterráneas, la pluma es contenida naturalmente (Cherry et al., 1993).

La restauración del acuífero es una tarea muy diferente a la de la contención de la pluma contaminante. La restauración del acuífero, requiere que la fuente sea removida totalmente, a un grado tal que se garantice que el agua del acuífero puede utilizarse como fuente de agua potable.

Cuando se requiere capturar la pluma contaminante de manera frontal, se utilizan técnicas de remediación consistentes en el empleo de barreras de arcilla frontales (figura 3.4). La finalidad de contener de manera frontal la pluma, es la captura de la masa de flujo contaminado mientras exista flujo en el sistema (Cherry et al., 1993).

ANATOMÍA DEL SITIO DE UN DNAPL (vista en planta)

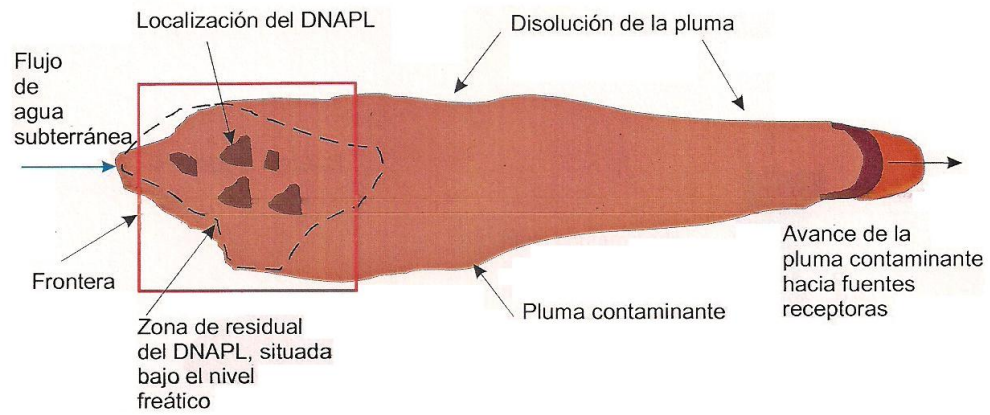
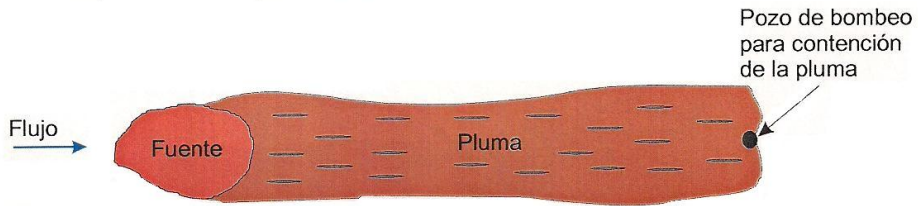


Figura 3.2. Anatomía del sitio de un DNAPL.

A) Bombeo y tratamiento



B) Frontera natural

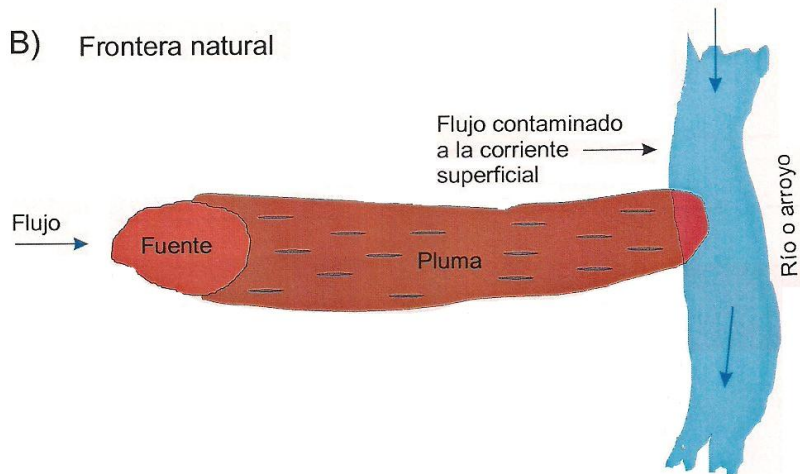
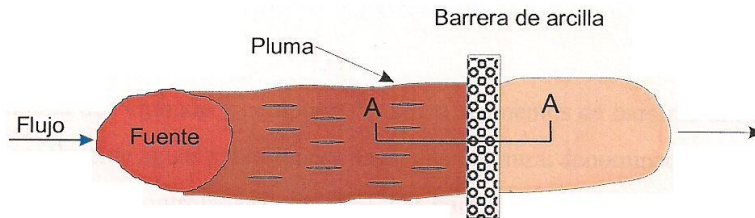


Figura 3.3. Alternativas de contención de plumas contaminantes, a) bombeo y tratamiento; b) frontera hidrológica natural.

TRATAMIENTO MEDIANTE BARRERAS DE ARCILLA

A)



B)

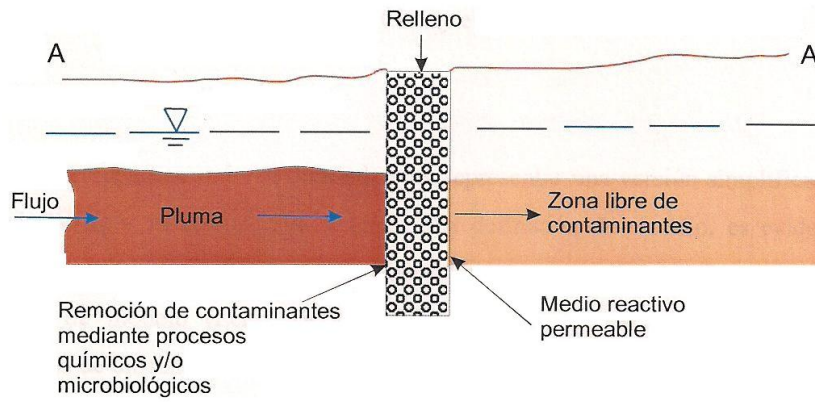


Figura 3.4. Alternativa de remediación mediante el uso de barreras de arcilla.

Cuando una barrera es habilitada *in situ*, se coloca material impermeable de baja conductividad hidráulica; de manera tal que intercepte verticalmente el flujo. Cuando la pluma cruza por la barrera, ocurren procesos físicos, químicos y microbiológicos al interior de la barrera, lo que posibilita la remoción total o parcial del contaminante. Burris y Cherry (1992), describen el comportamiento de diferentes contaminantes a su paso por barreras de arcilla.

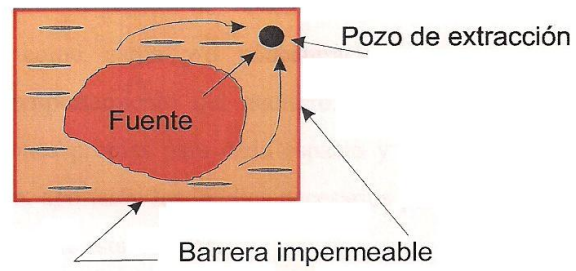
Un sistema de “embudo y compuerta”, utiliza segmentos de barreras impermeables para dirigir el flujo de aguas subterráneas hacia una abertura, denominada “compuerta”, por la cual la pluma es controlada (figura 3.5). Las barreras de arcilla tienen la opción de operar asimismo a través de la alternativa de remediación denominada “embudos y compuertas” (figura 3.5). El flujo que ocurre a través de la compuerta es tratado por diferentes procesos para poder remover total o parcialmente la concentración del contaminante. Starr y Cherry (1993), describen a detalle el comportamiento general de la hidráulica del fluido que ocurre en un sistema de embudos y compuertas. Cabe mencionar, que el primer sistema de remediación implementando la técnica de embudos y compuertas se construyó en Canadá en el año de 1992 (Cherry et al., 1993).

3.4. MODELACIÓN NUMÉRICA

Un modelo es una herramienta diseñada para representar una versión simplificada de la realidad (Wang y Anderson, 1982). Dada esta definición de modelo, es evidente que podemos usar modelos en nuestra vida diaria. Un mapa carretero puede ser considerado una clase de modelo (Lehr, 1979), ya que es una representación real en forma simplificada de un sistema complejo.

De manera similar, los modelos de aguas subterráneas son elementos valiosos que aportan gran información, así como soluciones específicas y concretas de los problemas reales que se plantean. Los modelos de aguas subterráneas son considerados como representaciones de la realidad y si estos establecen propiedades reales, pueden ser herramientas valiosas y de gran ayuda para tener una idea clara del comportamiento de las fuentes de aguas subterráneas sometidas a excitaciones de impulso-respuesta.

A) Barreras encerrando la fuente y pozo de bombeo



B) Embudos y compuertas

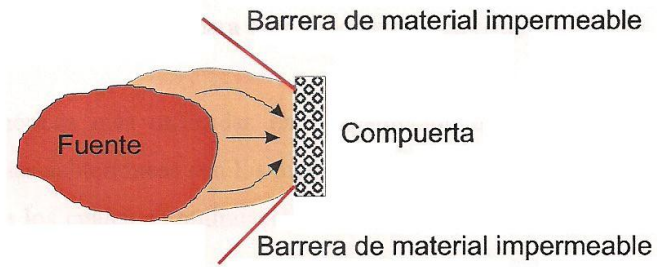


Figura 3.5. Esquematización conceptual de sistemas alternativos de remediación.

Wang y Anderson (1989), indican que utilizando un modelo de aguas subterráneas es posible realizar varias pruebas en los esquemas de modelación y manejo de los diferentes escenarios, prediciendo los efectos en las acciones que estimularán las respuestas del acuífero bajo estudio.

El sistema físico es representado por medio de modelos analíticos que permitirán conocer el comportamiento general del sistema, requiriendo de datos básicos para su desarrollo. Valores como carga y/o concentraciones, proporcionarán una mejor descripción en el comportamiento del acuífero. Estos parámetros, determinarán el desarrollo de ecuaciones propias para cada espacio y paso de tiempo, y las técnicas numéricas de solución, aportarán los medios necesarios para resolver de manera general las ecuaciones previamente establecidas.

Las soluciones numéricas normalmente consideran aproximaciones continuas, definidas en algún punto, discretizando espacio y tiempo en busca de la solución a ecuaciones diferenciales parciales. Entonces, la región y periodo de tiempo, se dividirá de tal manera, que resultará una serie de ecuaciones para cada subregión y espacio de tiempo. Esta discretización de ecuaciones se combinarán para formar sistemas de ecuaciones algebraicas que se pueden resolver para cada paso de tiempo (Mercer y Faust, 1981).

Las técnicas numéricas más utilizadas para la solución de sistemas de ecuaciones aplicadas a las aguas subterráneas son los métodos de *diferencias finitas* y *el método del elemento finito*, de los cuales a continuación, se describirán brevemente algunas de sus características.

3.4.1. Método de diferencias finitas (MDF)

Cuando se utiliza el MDF para resolver una ecuación diferencial parcial, se tiene que establecer un mallaje para subdividir la región de interés. Dentro de los tipos de mallas utilizadas, los más comunes son: 1) la malla centrada y 2) la malla de bloque centrado

(ver figura 3.6). En la cuadrícula de malla centrada los nodos se localizan en la intersección de las líneas de cuadrículas, mientras que en la cuadrícula de bloque centrado, los nodos se encuentran dentro de la cuadrícula de la malla. La elección del tipo de malla por utilizar depende en la mayoría de los casos de las condiciones de frontera adoptadas para la región bajo estudio. Desde un punto de vista práctico, se puede mencionar que la diferencia entre los dos tipos de malla por adoptar no es significativa.

Asociadas con los nodos y las mallas se representa la posición para la cual se obtiene la solución de los valores desconocidos (por ejemplo, la carga) (Mercer y Faust, 1981; Anderson y Woessner, 1992).

En la mayoría de los casos el espaciamiento y la dirección en las direcciones x y y se considera de manera simétrica y equidistante, sin embargo, en caso de requerirse de una mayor exactitud y detalle en el análisis del acuífero, es posible realizar un refinamiento en la malla, donde la zona de estudio así lo necesite. Cuando se presenten una gama diferente de cuadrículas irregulares, es posible utilizar una variante al MDF, que es **el método de integración de diferencias finitas (MIDF)**. En el MIDF la región de interés puede ser dividida en pequeñas áreas, las cuales se denominan áreas nodales (figura 3.7).

3.4.2. Método del elemento finito (MEF)

Mientras que el MDF aproxima ecuaciones diferenciales por una aproximación en diferencias finitas, el MEF aproxima las ecuaciones diferenciales por aproximación de una integral. Basados en los teoremas fundamentales, se espera que ambos métodos converjan a la misma solución, pero por caminos diferentes. El MEF divide una región en subregiones llamadas *elementos*, las cuales son determinadas por una serie de puntos llamados *nodos* (figura 3.8).

Hay que hacer notar que en el método de MEF los elementos son bastante flexibles y se pueden amoldar a las geometrías complejas de las regiones en estudio (Mercer y Faust, 1981; Anderson y Woessner, 1992).

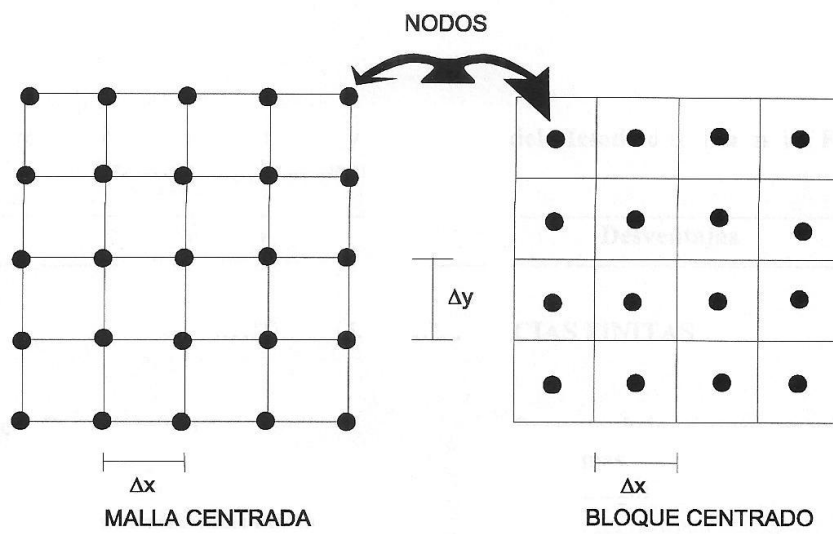


Figura 3.6. Tipos de mallas utilizadas mediante el Método de Diferencias Finitas.

En la figura 3.8 se observa que en el estudio de la región de interés se utilizaron elementos triangulares, sin embargo no se pueden emplear una gran variedad de elementos. Para una dimensión, los elementos más comunes de uso son las líneas, para dos dimensiones se utilizan generalmente triángulos o cuadriláteros y para tres dimensiones pueden utilizarse tetraedros o prismas.

En el cuadro 3.2, se realiza un breve resumen de las ventajas y desventajas que presenta la utilización de los métodos de diferencias finitas y del elemento finito.

Cuadro 3.2. Resumen de ventajas y desventajas del Método de Diferencias Finitas y del Método del Elemento Finito.

Ventajas	Desventajas
MÉTODO DE DIFERENCIAS FINITAS	
<ul style="list-style-type: none"> <input type="checkbox"/> Bases intuitivas. <input type="checkbox"/> Fácil entrada de datos. <input type="checkbox"/> Eficientes técnicas matriciales. <input type="checkbox"/> Fácil cambio en programas. 	<ul style="list-style-type: none"> <input type="checkbox"/> Presenta baja certeza en algunos problemas. <input type="checkbox"/> Mallas regulares.
MÉTODO DEL ELEMENTO FINITO	
<ul style="list-style-type: none"> <input type="checkbox"/> Geometría flexible. <input type="checkbox"/> Alta certeza en resultados. <input type="checkbox"/> Evalúa productos cruzados de forma más eficiente. 	<ul style="list-style-type: none"> <input type="checkbox"/> Necesita bases matemáticas avanzadas. <input type="checkbox"/> Presenta dificultad en entrada de datos. <input type="checkbox"/> Presenta dificultad en programación.

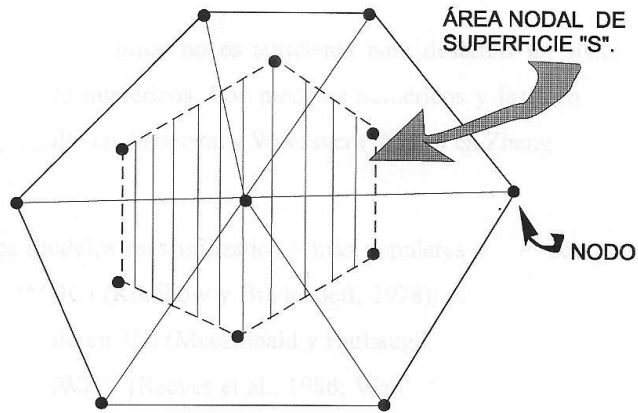


Figura 3.7 Geometría de un polígono utilizada en el Método de Integración de Diferencias Finitas.

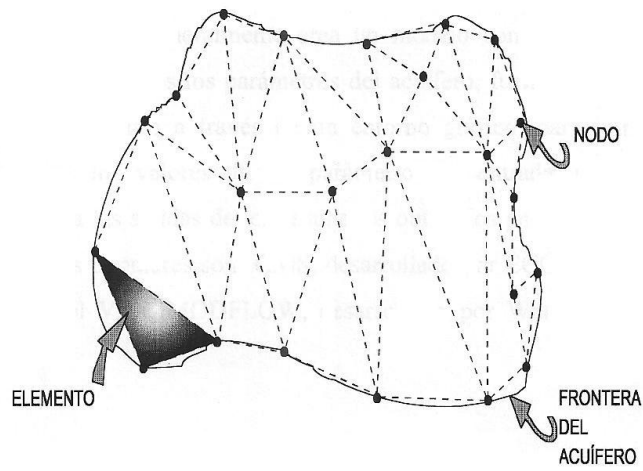


Figura 3.8. Configuración típica de un nodo y un elemento finito, utilizado en el Método del Elemento Finito.

3.4.3. Modelos numéricos

Cuando un modelo analítico no es suficiente para describir un sistema, entonces se utilizan los modelos numéricos. Los modelos numéricos y las técnicas de modelación son descritos a detalle en Anderson y Woessner (1992) y en Zheng y Bennett (1995).

Algunos de los modelos más utilizados y más populares son el código del Método de Características (MOC) (Konikow y Bredehoeft, 1978); el modelo de MODFLOW (con simulaciones de flujo en 3D) (MacDonald y Harbaugh, 1988); el modelo SUTRA (Voss, 1994); el modelo SWIFT (Reeves et al., 1986; Ward, 1991) y el modelo MT3D (Zheng, 1990, 1992). Cada uno de estos modelos utiliza requerimientos específicos de entrada y salida. Modelos semejantes a MODPATH (Pollock, 1989), utilizan los campos de flujo generados por MODFLOW (MacDonald y Harbaugh, 1988) para determinar las trayectorias del transporte de partículas, de la fuente a la zona de alojamiento.

La creación de un sitio específico por modelar y simular, sigue una serie de pasos determinados. El usuario generalmente crea un modelo conceptual del sitio, el cual incluye la definición de todos los parámetros del acuífero, fuentes, pozos, etc. Algunos programas guían al usuario a través de un entorno gráfico, para introducir datos y realizar cambios en los valores de los parámetros de entrada, para posteriormente visualizar en pantalla las salidas de los resultados obtenidos por el modelo. Algunos de los procesadores más populares son GMS, desarrollado por ECGL y la Universidad de Brigham Young y el VisualMODFLOW, desarrollado por Waterloo Hydrogeological Inc.

En el presente estudio se decidió hacer uso del modelo Visual MODFLOW (Guiguer y Franz, 1996), ya que constituye una poderosa herramienta para implementar modelos de flujo y transporte, en un ambiente tridimensional.

3.4.4. Método de características

Cuando la densidad del fluido es uniforme, la trayectoria del contaminante afectado por un proceso de transporte advectivo coincide con las trayectorias del flujo de aguas subterráneas, entonces el transporte es gobernado por la ecuación siguiente (Zheng y Bennett, 1995):

$$\vec{v} = \frac{dx}{dt} \quad (3.1)$$

donde: x es un vector de posición que contiene las coordenadas x y z y v es el vector velocidad dado por v_x v_y v_z , que es función de la posición de la partícula y el tiempo. La ecuación (3.1) es una ecuación diferencial ordinaria de primer orden. La solución de la ecuación (3.1) para la localización de las partículas en algún tiempo t se expresa por:

$$t = t_0 + \int dt \quad (3.2)$$

donde: dt es un incremento de tiempo infinitesimal correspondiente al incremento espacial vdt ; t_0 es el tiempo inicial.

De esta manera a partir de la ecuación (3.2) se obtienen los tiempos de desplazamiento de las partículas del contaminante. Así, puede ser obtenida una distribución de los tiempos de traslado de las partículas obteniendo líneas de igual desplazamiento (isoconcentraciones), proporcionando los tiempos de recorrido de las zonas de captura o de una zona de inyección puntual de contaminante (Gárfias et al., 1998).

CAPÍTULO 4

DESCRIPCIÓN DE LA ZONA DE ESTUDIO, ACUÍFERO CUATERNARIO DE VITORIA-GASTEIZ

4.1. INTRODUCCIÓN

El acuífero de Vitoria-Gasteiz es el más extenso de los acuíferos cuaternarios de la comunidad Autónoma del País Vasco y constituye una fuente importante de recursos hídricos en la zona (figura 4.2).

Según Arrate (1994), las intensas prácticas agrícolas desarrolladas a la fecha han originado la aplicación de grandes volúmenes de fertilizantes, generando una intensa contaminación por compuestos nitrogenados, principalmente. No obstante, la existencia de asentamientos humanos en toda la región, ha dado origen a la aparición de contaminación del tipo puntual por los desarrollos urbanos e industriales.

La gran extensión del acuífero (90 km² aproximadamente), su escaso espesor saturado y la existencia de factores como la derivación y desviación de cauces, recirculación de aguas de riego, el cambio en los patrones de uso del suelo, la disminución de las zonas boscosas, el aumento de las zonas urbanas, etc., han originando que en la actualidad sea uno de los más contaminados por diversas fuentes puntuales, agrícolas y urbanas, en la Península Ibérica.

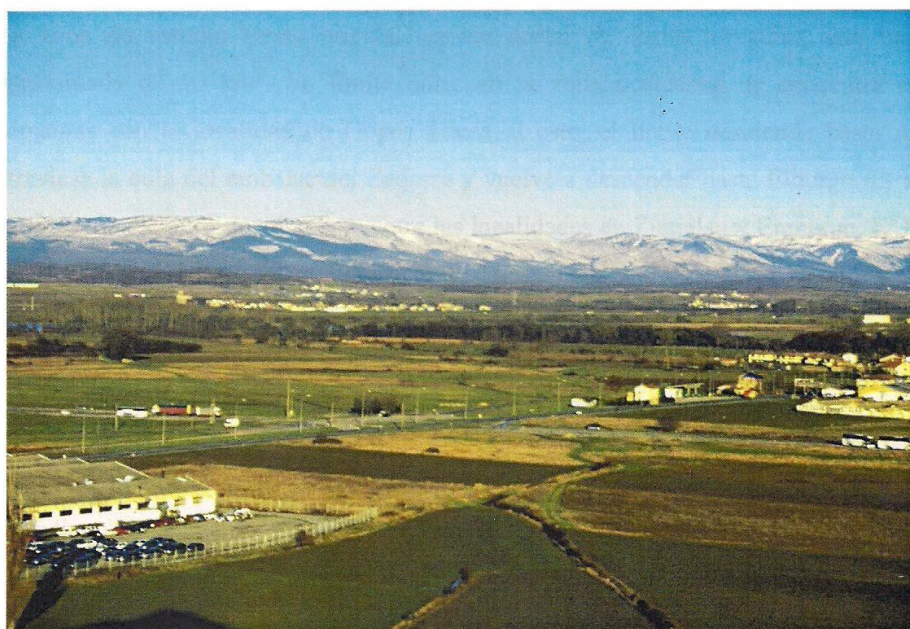


Figura 4.1. Entorno regional (Arrate, 1994). Dos perspectivas.

4.2. LÍMITES DE LA ZONA DE ESTUDIO

El área de estudio se localiza en la cuenca alta del río Zadorra (territorio de Araba, País Vasco). Está situada inmediatamente al sur de la línea que conforma la división Cantábrico-Mediterránea (figura 4.1).

La cuenca alta del Zadorra constituye la zona más occidental de la denominada “Llanada Alavesa”. Esta unidad estructural (Latasa, 1993) se caracteriza por una suave topografía, que va de este a oeste y es atravesada por el río Zadorra y sus afluentes. Está limitada al norte por las elevaciones de los macizos del Gorbea (1481 m), Anboto (1331 m) y las alineaciones de Urkila (945 m) y al sur, por los montes de Vitoria (1020 m). Al oeste, la Llanada finaliza con las elevaciones de las sierras de Badaia (1023 m) y Arrato (885 m). El límite oriental lo constituye la alineación de la Barranca, cerca de la localidad de Agurain (figura 4.1).

La zona de estudio (zona oriental) es un sector de forma irregular, con un área aproximada de 50 km². Su límite norte en la zona occidental se encuentra en las cercanías con la localidad de Gopei. Hacia el este, el límite desciende hasta Araka, atraviesa la cola del embalse del Zadorra y vuelve a descender hasta Elburgo. El límite sur se extiende aproximadamente entre las localidades de Zumelsu y Erentxun. El límite occidental está localizado en la vertical de Trespuentes y el oriental en la alineación de Azilu (720 m).

4.3. PANORAMA GEOLÓGICO

Desde el punto de vista geológico, el sector se integra dentro del dominio Centro-Meridional de la cuenca Vasco-Cantábrica (Pirineos Occidentales), y más concretamente en el denominado zurco Alavés. Se trata de una unidad constituida por materiales cretácicos de carácter margoso y carbonatado, ocupada en sus zonas bajas por depósitos cuaternarios. Su complejidad tectónica no es acusada ya que predominan las estructuras de plegamiento de dirección aproximada N120E afectadas por directrices de fracturación N30E y N120E.

4.3.1. Depósitos aluviales

En las investigaciones realizadas por Latasa (1993), se describe de manera extensa y muy bien ilustrada, el mapa geológico de la zona de estudio. Se distinguen tres niveles de sedimentación, que aparecen principalmente en el sector sur de la zona de estudio. Todos estos sedimentos presentan características estructurales muy similares. Sin embargo, existe una cierta zonificación en lo que se refiere a la litología de los clastos. En todo el sector oriental y en la zona sur del occidental los clastos son del tipo calcáreo (calizas y margas), mientras que en la zona más septentrional del sector occidental, abundan los cantos areniscos. La distribución espacial de los niveles es la siguiente:

A2: Este nivel se encuentra presente en la zona sur de Vitoria-Gasteiz. Este nivel superior adopta generalmente la geometría de estratos paralelos cortados por la red fluvial y dispuestas a unos 20-25 m sobre el nivel de la base actual, que asciende en pronunciada pendiente hasta la base de los montes de Vitoria, donde se interceptan con depósitos coluviales. Su potencia muy variable, oscila entre 0.5-7 m.

A1: Este nivel puede ser localizado en las proximidades de Elburgo, Lasarte, Otazu y Aberasturi. Se encuentra dispuesto a unos 5-10 m sobre el nivel de la base actual, siendo su potencia máxima de 5 m.

A0: Este nivel se trata de un estrato que se conecta con los depósitos fluviales actuales del fondo del valle. Su potencia es muy variable, oscilando entre 0.2 m y 6 m.

Una columna tipo de estos depósitos se muestra en la figura 4.3 (Ábalos, 1989a).

4.3.2. Depósitos fluviales

Los depósitos fluviales están constituidos fundamentalmente por lutitas asociadas a ríos actuales de tipo meandriforme. En la base se puede encontrar en ocasiones un nivel de gravas relativamente homométricas y bien rodadas, cuya potencia no suele superar 1.5 m. Las facies sedimentarias son fundamentalmente de desbordamiento o de llanura de inundación. El espesor del conjunto es por lo general inferior a 4 m (ver figura 4.3).



Figura 4.2. Ubicación geográfica. Límites de la cuenca alta del Zadorra y de la zona de estudio (Arrate, 1994).

En el nivel de gravas de los depósitos fluviales, se aprecia la zonificación litológica existente en los depósitos aluviales. Los materiales fluviales forman una extensa llanura de escasa pendiente (en torno a 3%) y que contrasta con las superficies de crecientes pendientes que presentan los depósitos aluviales.

4.3.3. Historia geológica del cuaternario

Los depósitos cuaternarios del área de estudio constituyen el relleno parcial de cuencas de funcionamiento endorreico, desarrollados en condiciones de aridez (IGME, 1971). El contorno y los espesores de estos materiales, sugieren la existencia de dos cuencas individualizadas. La primera corresponde aproximadamente con el sector denominado occidental, y la segunda y más extensa, con el sector denominado oriental.

Los cambios en las condiciones climáticas propiciaron a una profundización progresiva de la red fluvial. En el último estadio evolutivo, la implantación de la actual red de drenaje, configurada por los ríos Zadorra, Alegría y Zubialde-Zaia (figura 4.2), dio lugar a la unión de las diversas cuencas endorreicas y al depósito de sedimentos fluviales de tipo meandriforme., en un amplio sector de la zona de estudio.

4.4. PANORAMA ESTRUCTURAL

La estructuración geológica en el área es debida a la fase pirenaica de la orogenia alpina, ocurrida entre el Eoceno inferior y el Oligoceno. Los materiales salientes constituyen una suave serie monoclinál buzante al sur (dirección N60E y buzamiento 20SE aproximadamente), que representa el flanco meridional del Anticlinorio de Bilbao. La tranquilidad tectónica que caracteriza al sector en una escala regional, se ve interrumpida en la zona occidental por la existencia del diapiro de Murgia compuesta por suaves plegamientos conocidos como Sinclinorio de Vitoria (Stackelberg, 1960).

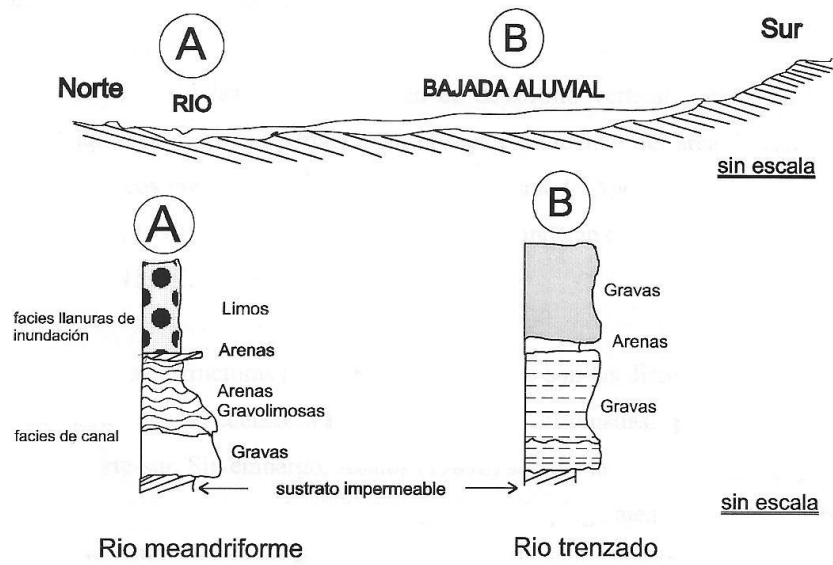


Figura 4.3. Modelos de facies fluviales en el cuaternario de Vitoria-Gasteiz (Ábalos, 1989a).

Al SE del diapiro, se observa una estructura de gran longitud de onda, conocida como sinclinatorio de Vitoria. Esta estructura se compone de diversos plegamientos menores: Sinclinal de Gopei, Anticlinal de Apodaka, Sinclinal de Hueto y Anticlinal de Zuazo. Se trata de pliegues muy suaves, de dirección N110E-N120E cuyo eje buza hacia el este. Los buzamientos de los flancos son muy tendidos, de 5 ° a 10° como media. Las estructuras se amortiguan hacia el sur y hacia el este, a medida que nos alejamos del diapiro.

En lo que se refiere a las fallas, éstas son de desarrollo vertical y con una longitud variable. Adquieren mayor importancia en el sector occidental del área de estudio. Los análisis estadísticos previos a la fracturación en el Karst de Apodaka y Sierra de Arratobadaia (Luengo, 1990) ofrecen resultados similares e indican máximos de frecuencias en N30E, N80E y N115E.

La dirección de las estructuras mayores es consecuente con las directrices imperantes en una gran parte de la cuenca Vasco-Cantábrica y originadas, por un proceso de compresión norte-sur. Sin embargo, Ábalos (1989b) sugiere la presencia de componentes verticales importantes en los esfuerzos. Los procesos de plegamiento y fracturación en el sector occidental del área de estudio serían debidos a la actuación de esfuerzos verticales relacionados con la actividad diapírica, combinada con una ligera compresión en la dirección N30E.

4.5. EVOLUCIÓN DE LOS USOS DEL SUELO EN LAS ACTIVIDADES AGRARIAS

Con el fin de incrementar las zonas para uso agrícola y ganadero, es de suponer que el hábitat y los diferentes usos del suelo sufrieron modificaciones progresivas con el tiempo. En Araba, los primeros utensilios agrícolas encontrados datan del año 200 AC, y se supone que los cultivos principales fueron de trigo, cebada y mijo (Salazar y Vegas, 1983). Loza (1983), indica la casi absoluta dedicación a las actividades agrarias y ganaderas en las zonas próximas a la actual Vitoria-Gasteiz durante los siglos I, II y III.

En la Edad Media, se creó que los cultivos eran de cereal, alternados con periodos de barbecho (Salazar y Vegas, 1983); aunque existen también referencias de la existencia de pequeños cultivos de vid en la Llanada Alavesa, durante ésta época.

En los siglos posteriores y especialmente en el siglo XVIII, se realizaron diversos intentos por mejorar la productividad en el campo. En el año de 1776, se introduce parcialmente el cultivo de la patata en Araba, aunque parece ser que en un principio su cultivo estuvo concentrado en la localidad de Trebiño (García de Cortazar, 1983).

En el siglo XIX comienza un proceso de mecanización, lo que genera un gran desarrollo de los cultivos de remolacha, fundamentalmente al oeste de Vitoria-Gasteiz (sector occidental del acuífero).

El mapa de evolución de usos del suelo realizado por González (1990), expone que la demanda del uso del suelo cultivable, se incrementa aún en nuestros días. En el año de 1954, la superficie boscosa representaba 747 ha; en el año de 1968, 395 ha; y en 1982 únicamente 67 ha (cuadro 4.1).

A mediados del siglo XX, se produjo un cambio en el régimen de explotación agrícola. Se inició una reconcentración parcelaria (1956-1960) y una amplia mecanización. Paralelamente se dio una transformación progresiva del tradicional cultivo de temporada, sustituido por un cultivo de riego (cereal y remolacha). Lo anterior implicó una gran demanda de agua en los meses de verano y la aplicación de grandes volúmenes de pesticidas y fertilizantes (Arrate, 1993a).

El área ocupada por los cultivos de riego ha pasado de menos del 1% de la superficie del acuífero (1954) a 11.5% (1968) y 67.5% (1982). Este incremento, se ha desarrollado en detrimento de las zonas ocupadas por cultivos de temporal, que han pasado a representar el 78.9% en 1954 a solamente el 11.4% en 1982.

Por último cabe mencionar, que el crecimiento en extensión que ha experimentado la ciudad de Vitoria-Gasteiz en los últimos cuarenta años, se ha realizado de manera desmesurada, y en la mayoría de los casos no se ha considerado una planeación adecuada de la traza urbana (cuadro 4.1).

Cuadro 4.1. Especificación en la evolución de los diferentes usos del suelo en el acuífero cuaternario de Vitoria-Gasteiz.

Ocupación de uso del suelo	Área (km ²)	Área (km ²)	Área (km ²)
	Año 1954	Año 1968	Año 1982
URBANO	4.23	8.01	14.23
BOSQUE	7.47	3.95	0.67
PRADERA	6.25	4.35	3.81
RIEGO	0.83	10.29	60.26
ESTIAJE	70.42	62.61	10.23
TOTAL	100.00	100.00	100.00

Referencia: Arrate, 1994.

4.6. ACTUACIONES SOBRE LOS CURSOS SUPERFICIALES

Se presentan modificaciones importantes en los cursos de agua superficiales de la zona de estudio, que se remontan a principios de la Edad Media. Sin embargo, las modificaciones más importantes se han realizado en el presente siglo; principalmente en la red de canales de sistema de drenaje. Dentro del marco del régimen de explotación agraria, se procedió a incrementar la cantidad de los drenes, adecuando el trazado de los arroyos a la geometría de las parcelas (figura 4.4), a la vez que se ensanchaban y profundizaban algunos de los cauces, llegando a efectuar excavaciones superiores a 2 m en localidades como Eskalmendi, en las cercanías de la desembocadura del Alegría con el Zadorra.

La densidad de drenaje en la superficie analizada cuantitativamente, ha pasado de 5.3 km/km² en 1954 a 7.7 km/km² en 1982; situación similar a la existente.

Asimismo, los recorridos de los cauces más grandes fueron sensiblemente modificados. La mayor parte de los meandros se eliminaron, como los del río Zadorra en Astegieta y Abetxuko, y los de la zona alta del Mendiguren. Pero quizá la obra más significativa, sea la modificación en el río Alegría. En la localidad de Zurbano, se puede encontrar un antiguo puente sobre éste río, bajo el que no existe hoy en día vestigio alguno de cauce; el Alegría discurre actualmente por un amplio canal excavado varios cientos de metros al sur de su trazo original. Otra modificación también muy importante, del Zubialde-Zaia, a la altura de Antezana, es posterior (finales de la década de los años 70's) y se debe a las obras de construcción del aeropuerto de Foronda.

Es necesario mencionar el sistema de embalses que conforman el río Zadorra, que si bien no afectan directamente el funcionamiento del acuífero, se consideran de gran importancia dentro del entorno ecológico regional de la zona. En la figura 4.4, se presenta el trazado actual de los cauces superficiales.

4.7. EXPLOTACIÓN DEL ACUÍFERO

La facilidad con la que se extrae agua del acuífero mediante pozos cuya profundidad no rebasa los 2 m (figura 4.5), o mediante la captación de manantiales, hace suponer que durante la Edad Media, esta reserva subterránea abasteció la mayoría de las necesidades de los habitantes que se fueron asentando en la Llanada Alavesa. En las localidades dispuestas sobre los depósitos cuaternarios, cada casa posee o ha poseído un pequeño pozo excavado, que se destina principalmente al uso doméstico. Vera (1980), indica que ha finales del siglo pasado existían en Vitoria-Gasteiz al menos 500 pozos, la mayoría de agua potable.

El crecimiento de la población originó una escasez en el suministro basado en este tipo de captaciones, que además empezaban a mostrar signos de contaminación urbana, recurriendo a la búsqueda de fuentes alternas.

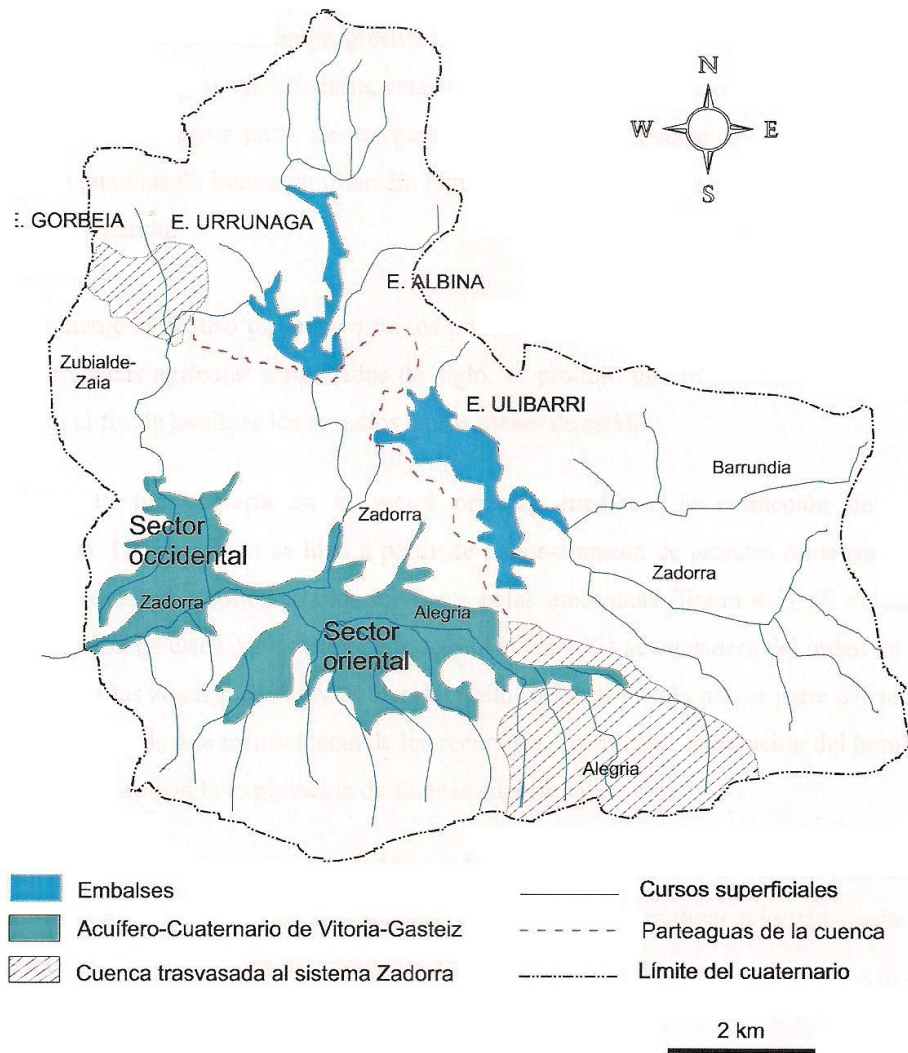


Figura 4.4. Trazado actual de los cursos superficiales de la zona de estudio.

La extracción del agua en el acuífero cuaternario para abastecimiento, ha persistido hasta hace algunos años en las pequeñas localidades localizadas sobre su superficie, sin embargo, con la construcción progresiva de la red de distribución de aguas procedentes del sistema de embalses del Zadorra, esta explotación ha disminuido considerablemente. Actualmente, la mayor parte de los pozos se utilizan para regar en época de estiaje pequeñas parcelas de huerta familiar. En algunos casos, han sido cerrados y, en otros, se siguen explotando.

Paralelamente al desuso progresivo de los pozos de abastecimiento y debido al cambio en las prácticas agrícolas a mediados de siglo, se produjo una importante demanda de agua con el fin de habilitar los regadíos en los meses de estiaje.

La demanda fue cubierta en el sector oriental, mediante la extracción de agua subterránea. La extracción se hizo a partir de pozos-almacén de grandes dimensiones y sin algún revestimiento, excavados mediante palas mecánicas (figura 4.5). El volumen de explotación de estos pozos en el periodo de 1990 a 1991 se considera del orden de 4.5 hm³/año. En las zonas menos favorables del sector oriental y en la mayor parte del sector occidental, debido a la insuficiencia de los recursos subterráneos, la dotación del bombeo se complementa con la explotación de fuentes superficiales.

Durante la década de los años 80's y 90's, se han construido bordos de regadío, así como las correspondientes redes de distribución con el fin de garantizar adecuadamente el desarrollo de los cultivos en determinadas zonas del cuaternario.

4.8. UBICACIÓN DE FUENTES POTENCIALES DE CONTAMINACIÓN

4.8.1. Contaminación difusa de origen agrícola. La transformación del régimen de explotación desde el tradicional cultivo de cereales al actual cultivo de patata y remolacha en una gran parte de la zona estudiada, supone el empleo de grandes volúmenes de fertilizantes y pesticidas sobre la superficie del acuífero.



Figura 4.5. Existencia de pozos excavados en la zona del acuífero cuaternario de Vitoria-Gasteiz. Dos perspectivas.

Se ha estimado que en el acuífero cuaternario las dosis anuales medias de abono y de aplicación de pesticidas son aproximadamente de 200 kg N/ha y 2 kg/ha respectivamente (Ortiz de Lazcano et al., 1993). El lavado de los fertilizantes nitrogenados, ha generado en los últimos años un rápido incremento de la concentración de nitratos en las aguas de los acuíferos, especialmente en la unidad cuaternaria.

Por otro lado, Ocio (1994) indica que en determinados pozos y ríos del sector estudiado, se han encontrado concentraciones elevadas de lindano, atrazinas y otros pesticidas.

4.8.2. Contaminación semi-difusa de origen urbano. La existencia de numerosas poblaciones y colonias en la zona de estudio con un tratamiento deficiente (o inexistente en algunos casos) de aguas residuales, posibilita una contaminación adicional por compuestos nitrogenados, Cl^- y Na^+ .

Si bien gran parte de las localidades poseen tanques decantadores-digestores (que posibilitan teóricamente el 55% de depuración), y otras cuentan con filtros biológicos; en numerosos casos la fuente contaminante no ha podido ser debidamente ubicada, generando incertidumbre en la localización específica de dichas fuentes contaminantes. Se ha constatado la presencia de numerosas fugas en la red de saneamiento y pozos sépticos de estas poblaciones (Ortiz de Lazcano et al., 1993). Es frecuente así mismo, que en varios pozos ubicados en estas poblaciones, el agua presente un olor fuerte a gas metano, lo que sugiere la presencia de contaminación por aguas de origen residual.

En otros casos, las localidades no poseen ningún sistema de saneamiento o este resulta insuficiente a la demanda generada, como ejemplo de este caso se pueden mencionar a las localidades de Apodaka y Arbulo.

La importancia de la contaminación por aguas residuales se pone de manifiesto en las concentraciones de NO_3^- , que alcanzan valores máximos en pozos situados cerca de las localidades y no en zonas caracterizadas por contaminación agraria.

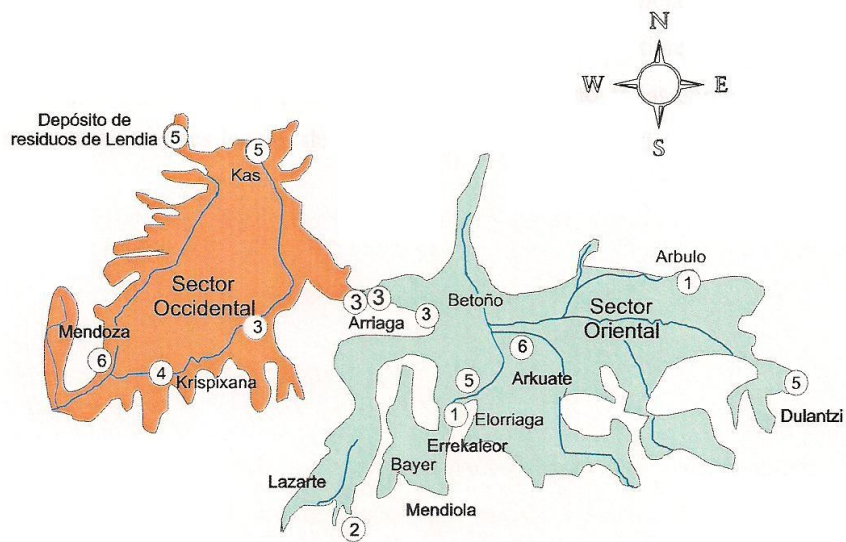
4.8.3. Contaminación puntual de origen urbano e industrial. La creación de zonas industriales y de asentamientos humanos no planeados debidamente, da origen a la aportación de las afecciones que producen diversos focos de contaminación que se identifican con este tipo de contaminación. Los que se han detectado en la zona de estudio son los siguientes:

- **Focos relacionados con el sistema de saneamiento de Vitoria-Gasteiz.** El sistema de Vitoria-Gasteiz (figura 4.6), está conformado basado por diversos colectores principales que recogen las aguas residuales de las zonas industriales, del área urbana y del vertedero municipal de residuos sólidos urbanos de Gardelegi. Todos estos colectores confluyen en la depuradora de Krispixana.

Uno de los focos de contaminación relacionados con el sistema de saneamiento de Vitoria-Gasteiz, es la propia depuradora de Krispixana (figura 4.6). Si bien aguas arriba de la planta, la calidad del agua del río Zadorra es aceptable, aguas abajo se detectan concentraciones muy elevadas de Cl^- , Na^+ , K^+ , NH_4^+ , PO_4^- y NO_2^- . Esto debido a que los procesos de la depuradora no incluyen el tratamiento adecuado de residuos industriales y lixiviados del vertedero de Gardelegi.

Otro foco de contaminación industrial es la fabrica de Kas (figura 4.6). Los efluentes de la industria han sido vertidos durante años al río Mendiguren sin tratamiento o con un tratamiento deficiente, por lo que las aguas en época de estiaje presentan un color blanquecino y una cantidad importante de materia en suspensión.

Además, el cauce del curso superficial está cubierto por un depósito de espesor variable en una longitud bastante considerable, dicho material esta compuesto principalmente por limos grisáceos. Asimismo, este cauce ha permanecido sin la presencia de vida animal desde hace siete años, aproximadamente.



- ① Principales focos de contaminación de origen urbano
- ② Depósito de residuos de Gardelegi
- ③ Posibles fugas de la red de drenaje
- ④ Planta tratadora de Krispixana
- ⑤ Contaminación industrial
- ⑥ Contaminación ganadera

1 km

Figura 4.6. Principales focos de contaminación existentes en el acuífero cuaternario.

En la zona de estudio, se han detectado fugas de gasolina provenientes de depósitos localizados en el área del acuífero cuaternario, sobretodo en los núcleos urbanos y en las granjas agrícolas y ganaderas que utilizan este combustible.

4.8.4. Contaminación puntual de origen ganadero. El sector ganadero se compone por ganado vacuno, ovino, porcino y equino. La acumulación de estiércol al aire libre sobre superficies permeables es una práctica común en gran parte de las explotaciones, lo que origina contaminaciones locales de las aguas subterráneas por Cl^- , Na^+ , K^+ , NH_4^+ , PO_4^- , NO_2^- y NO_3^- .

CAPÍTULO 5

IMPLEMENTACIÓN COMPUTACIONAL PARA LA PROTECCIÓN DE ZONAS VULNERABLES EN EL ACUÍFERO CUATERNARIO DE VITORIA-GASTEIZ

5.1. IMPLEMENTACIÓN DE UN MODELO

Con el objeto de poder realizar la modelación para la protección en zonas vulnerables en el área de estudio, es necesario contar con una herramienta matemática capaz de relacionar los valores de los parámetros hidrogeológicos que prevalecen en la zona de estudio, definir las condiciones de frontera e iniciales (cargas especificadas, flujo especificado y condiciones de flujo con carga dependiente), simular diferentes escenarios (acuíferos libres o confinados), así como tener la capacidad de incluir agentes externos comúnmente caracterizados por pozos (extracción e inyección), recarga superficial, drenes y ríos. Finalmente, poder modelar un medio con aplicación práctica tridimensional. Toda esta gama de factores deberá de tener fácil acceso para el modelador, así como para el consultor externo.

Debido a la consideración de los aspectos mencionados y a la fácil aplicación con que cuentan algunos modelos comerciales; la simulación del flujo y de algunas técnicas de protección a realizar en el acuífero cuaternario de Vitoria-Gasteiz, se llevaron acabo mediante la utilización del modelo VisualMODFLOW (Guiguer y Franz, 1996).

VisualMODFLOW, es uno de los modelos más completos, de rápido uso y fácil aplicación para el desarrollo de simulaciones de flujo y transporte en un ambiente tridimensional. Este paquete integra la combinación y uso de herramientas como el MODFLOW, MODPATH y MT3D, con una interface gráfica muy poderosa para simular adecuadamente el flujo subterráneo, la migración del transporte de contaminantes y la simulación de las diferentes técnicas de protección.

VisualMODFLOW, tuvo su primera edición en agosto de 1994 y fue rápidamente aceptado por más de 1500 usuarios de firmas consultoras, instituciones educativas y agencias gubernamentales, en prácticamente todo el mundo. Es utilizado en los Estados Unidos por la United States Geological Survey (USGS) y la United States Environmental Protection Agency (USEPA). Además es recomendado ampliamente en Inglaterra, por la National Rivers Authority, para el desarrollo de modelos tridimensionales en zonas de alta vulnerabilidad.

La interface de VisualMODFLOW, ha sido diseñada específicamente para incrementar los niveles de productividad en modelación, reduciendo la típica complejidad con que se asocia el diseño y análisis de los modelos de flujo de aguas subterráneas, los de transporte de contaminantes y la implementación de las diferentes técnicas de protección en un ambiente tridimensional. La interface es dividida en módulos que interactúan por separado, estos son: *el módulo de entrada, el módulo de corrida y el módulo de salida*. Cuando se crea un archivo o se abre un archivo existente, el usuario puede ser capaz de cambiar repentinamente de un módulo a otro y construir nuevamente modelos diferentes modificando parámetros hidrogeológicos, correr simulaciones, calibrar el modelo y desplegar los resultados.

El módulo de entrada guía al usuario gráficamente para poder asignar todos los parámetros de entrada necesarios, construyendo un modelo tridimensional de flujo o un

modelo de transporte de contaminantes. Los menús de entrada son representados por “submenús”, creando una base de datos para MODFLOW, MODPATH y MT3D. Estos submenús, son desplegados en orden lógico para guiar al modelador por medio de pasos cronológicos y así poder diseñar un modelo de flujo o un modelo de transporte de contaminantes.

El módulo de corrida guía al usuario para poder modificar todos o algunos de los parámetros utilizados en las opciones de MODFLOW, MODPATH y MT3D. Estos parámetros incluyen la selección y estimación de cargas iniciales, selección de los parámetros del método de solución, activación del paquete para implementar para celdas que se tornan secas o inactivas, especificación de los controles de salida, etc. Cada uno de estos menús selecciona por defecto los diferentes escenarios de las corridas, los cuales son capaces de correr más simulaciones cuando así lo requiere el usuario.

El módulo de salida guía al usuario para poder desplegar todos los resultados de la modelación y calibración, previamente realizada por MODFLOW, MODPATH y MT3D. Los menús de salida siguen un patrón previamente determinado por el usuario, sobreponiendo las diferentes alternativas de solución y opciones para poder presentar adecuadamente los resultados del modelo.

Finalmente y considerando la descripción general de las bondades que tiene el modelo VisualMODFLOW, se adoptó su utilización para el análisis del modelo de flujo, transporte de partículas e implementación de técnicas de protección a considerar en el acuífero cuaternario de Vitoria-Gasteiz. Teniendo la certeza, que su uso proporcionará un entendimiento adecuado de la hidrogeología de la zona, permitiendo un manejo adecuado de los recursos hídricos del lugar, optimizando diseños y sistemas de protección, a corto, mediano y largo plazo.

5.2. CARACTERÍSTICAS GENERALES DEL ACUÍFERO CUATERNARIO DE VITORIA-GASTEIZ

En el modelo analizado, se simulará el flujo y transporte advectivo en el sector oriental del acuífero cuaternario de Vitoria-Gasteiz, ya que es en esta zona donde se acentúa el deterioro de la calidad de los recursos hídricos, debido principalmente, a la existencia de fuentes puntuales de contaminación industrial y de origen sanitario, en localidades como Elorriaga (Ortiz de Lascano et al., 1993) y Dulantzi (Arrate, 1994).

El acuífero es uno de los más contaminados por el empleo intensivo de elevadas cantidades de abonos fertilizantes, lo que ocasiona la presencia de una contaminación de tipo distribuida. Asimismo, la contaminación de origen industrial constituye actualmente un riesgo potencial mayúsculo con características particulares, capaces de crear un daño irreparable al entorno ecológico, por lo que, en este estudio se pone un especial énfasis al tipo de contaminación puntual.

La información disponible indica que los materiales del cuaternario en el sector oriental, disponen, un acuífero de reducido espesor saturado y que este varía espacial y temporalmente. La variación espacial del espesor ejerce probablemente una influencia importante en la dinámica del sistema, ya que implica directamente la variación temporal de la transmisividad (Arrate, 1994).

Dada la geometría del acuífero y conforme al establecimiento físico y espesor de sus depósitos, que en general son muy variables; ya que oscilan entre unos 3 m en las inmediaciones de los bordes impermeables y unos 12 a 15 m en las zonas internas del acuífero, se considero en el presente estudio un sistema acuífero formado por una sola capa y del tipo libre. No obstante, al considerar un sistema unicapa, la conformación natural del cuaternario da origen al uso de diferentes transmisividades que se describen en apartados posteriores.

5.3. ESTRUCTURACIÓN DEL MODELO DE ENTRADA

Para la implementación del modelo, fue necesario definir los parámetros básicos que permitieron el análisis, diseño y desarrollo armónico, capaz de estructurar el modelo conceptual inicial que permitió definir a su vez el inicio de los modelos matemáticos y numéricos por desarrollar. Dentro de este contexto, la información básica para el desarrollo es la que se describe a continuación:

5.3.1. Identificación del dominio en el modelo. El área del modelo se estableció para una superficie compuesta por un rectángulo con dimensiones de 9,200 m de base y 5,100 m de altura, comprendido entre las coordenadas espaciales (528000, 4'742,500) y (537200, 4'747,600). La superficie cuenta con un área de 4,692 Ha, la cual cubre de manera adecuada el dominio de interés (figura 5.1). La potencia del acuífero es variable, ya que cuenta con profundidades que van desde 1 m en las fronteras de la zona modelada, hasta profundidades de 15 m en zonas donde se encuentran las franjas de inundación.

Dentro de dicha área se incluyen cursos de agua superficiales, lagos, zonas vulnerables a la contaminación, fuentes potencialmente contaminantes (localidades), zonas montañosas, etc., que representan condiciones de borde naturales o fronteras a considerar en el desarrollo del modelo conceptual.

5.3.2. Diseño de la malla del modelo para establecer una discretización espacial. El establecimiento de una malla del modelo uniforme proporcionará estabilidad en la realización de las diferentes corridas por efectuar. La malla en VisualMODFLOW, proporciona un análisis gráfico del diseño del modelo. Es recomendable, que en divisiones adjuntas los incrementos entre distancias no excedan un valor de 2.0 (se recomienda 1.50), (Guiguer y Franz, 1996). Debido a que VisualMODFLOW, utiliza para la solución un método de diferencias finitas, es recomendable establecer un refinamiento lo más uniforme posible, que reditúe en estabilidad y convergencia de resultados. Para el presente estudio, se formó la plantilla considerando una malla establecida por 80 columnas y 75 renglones de 115 m y 68 m, respectivamente (figura

5.2). Asimismo, se tomo en cuenta la información proporcionada por Arrate (1994) y Gárfias y Llanos (1998, comunicación personal).

Se observa que el refinamiento adoptado en la malla, permitirá incrementar la resolución del modelo en las áreas consideradas de mayor interés, detectando de forma adecuada variaciones locales en las características del suelo, la carga hidráulica, cauces de agua superficiales y en la ubicación de las fuentes potencialmente contaminantes. Asimismo, se trató de orientar la malla en la dirección general del flujo del agua, reduciendo con esta acción, la influencia en la existencia de flujos transversales; ya que según Spitz y Moreno (1996), se minimiza en gran medida la dispersión numérica y los requerimientos computacionales.

Dentro de la malla del modelo, se debe considerar información básica que se correlacionará de manera directa en el diseño del modelo, esta información es la siguiente:

5.3.3. Discretización vertical. Se define determinando la elevación del suelo y la topografía del lugar, por medio del establecimiento de la potencia estratigráfica y del tipo de ésta. Para el caso del acuífero cuaternario de Vitoria-Gasteiz y particularmente en el sector oriental, se considera formado por un acuífero de una sola capa y del tipo libre (Arrate, 1994; Gárfias et al., 1998). Es importante que el escenario físico coincida con el modelo a desarrollar, proporcionando exactitud en los resultados por obtener; por esto se ha considerado una variabilidad espacial y temporal en los parámetros de entrada del modelo.

5.3.4. Características geológicas e hidrogeológicas. El acuífero cuaternario de Vitoria-Gasteiz, está formado por depósitos fluviales y aluviales. Se intercepta por la cuenca alta del río Zadorra, destacando los ríos Alegría y Zubialde, así como el propio Zadorra. El sector oriental objeto de este estudio, se integra por materiales cretácicos de carácter margoso y carbonatado, ocupado en sus zonas más bajas por depósitos cuaternarios (de ahí su nombre), predominando las gravas heterométricas, poligénicas y relativamente angulosas (Ábalos, 1989a).

El espesor de estos depósitos, como se describió anteriormente, es muy variable, oscilando entre 1 a 3 m en las inmediaciones de los bordes impermeables y unos 12 a 15 m en las zonas internas del acuífero, delimitando pequeñas franjas de inundación de geometría variable (Arrate, 1994; Gárfias, et al., 1998) (figura 5.3).

De acuerdo a la información existente (ensayos de bombeo, parámetros geoeléctricos y características granulométricas); dada su disposición, cantidad y tomando como referencia el mapa de transmisividades (para condiciones iniciales) facilitado por Arrate (1994) (figura 5.4a), así como la comunicación personal establecida con Llanos (1998), se adoptaron valores de conductividad hidráulica representativos para tres zonas (zona centro, zona oriente y zona poniente), comprendidas en el área de estudio (figura 5.4b); definiéndose para los ejes principales los valores de conductividad hidráulica mostrados en el cuadro 5.1.

Por otro lado, la porosidad efectiva o porosidad total se considero tomando como base el cuadro 5.2, donde Davis (1969), resumió los rangos de los valores de porosidad de varios materiales geológicos. Para el presente estudio, se asumió la porosidad total con un valor de 0.25 correspondiente a gravas y arenas.

Asimismo, el coeficiente de almacenamiento adoptado, propio de acuíferos libres, es de $S_s = 0.10$ (Anderson y Woessner, 1992).

5.3.5. Definición de celdas activas, celdas inactivas y celdas de carga constante. Las celdas activas así como las celdas inactivas, son consideradas como aquellas que se encuentran situadas dentro del ámbito que comprende la zona de estudio, están determinadas en el espacio por la discretización vertical del área, a través de la malla del modelo. Sin embargo, las celdas inactivas presentan la característica de tener piezometría nula o con un valor de cero, o también, se pueden identificar por estar muy alejadas o fuera de la zona de interés del modelo. Para el caso de las celdas activas, es necesario especificar y establecer la carga o cota piezométrica a que se encuentran sujetas.

Cuadro 5.1. Rango de valores para la conductividad hidráulica por zona, en el sector oriental del acuífero de Vitoria-Gasteiz.

	K_{xx} (m/día)	K_{yy} (m/día)	K_{zz} (m/día)
Zona oriente	48.80	48.80	4.88
Zona centro	14.60	14.60	1.46
Zona poniente	43.00	43.00	4.30

Cuadro 5.2. Rango de valores de la porosidad.

	η (%)
Depósitos no consolidados	
Grava	25-40
Arena	25-50
limo	35-50
Arcilla	40-70
Rocas	
Basalto fracturado	5-50
Caliza	5-50
Arenisca	5-30
Dolomita	0-20
Roca cristalina fracturada	0-10
Roca cristalina densa	0- 5

Referencia: Davis, 1969.

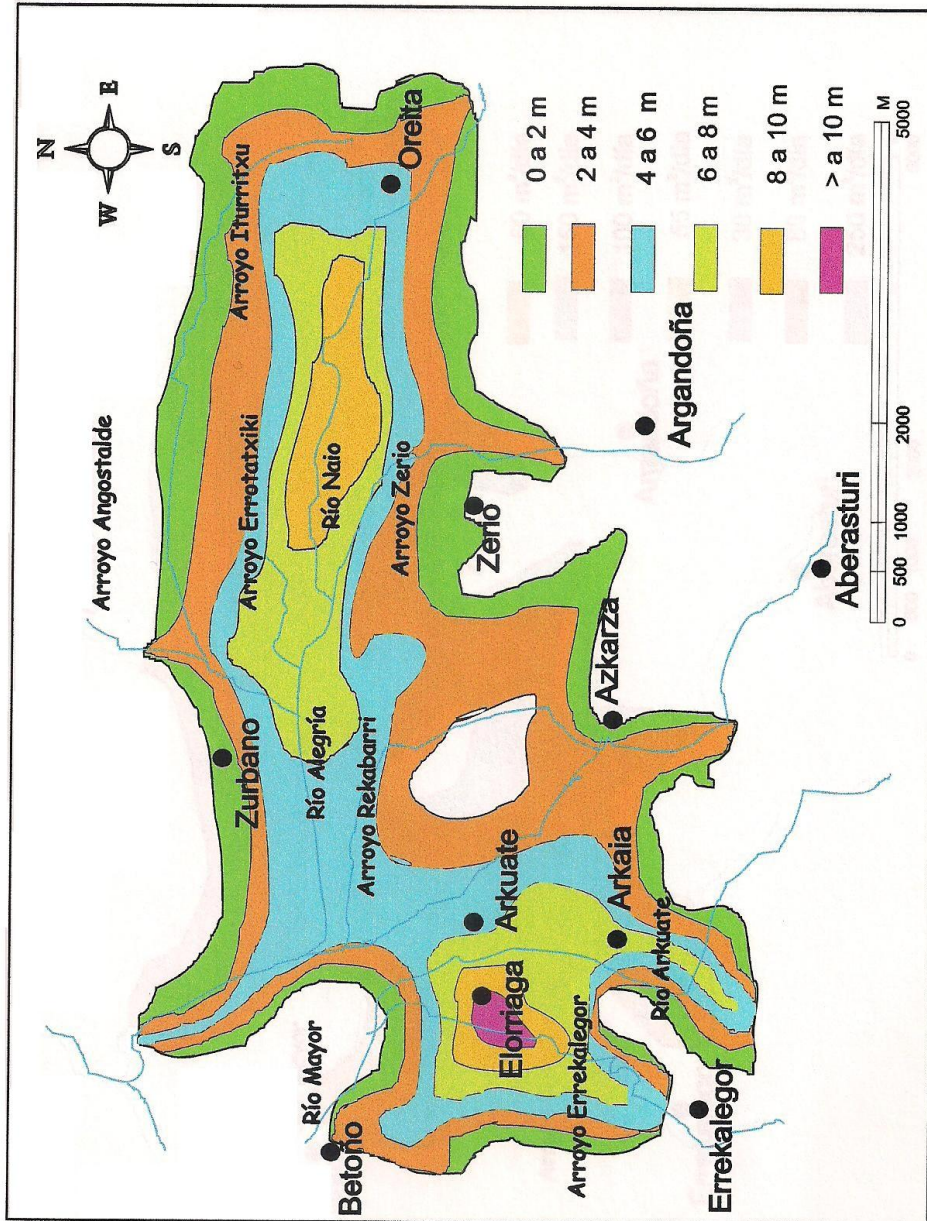


Figura 5.3. Mapa de isoespesores en el sector oriental del acuífero cuaternario de Vitoria-Gasteiz.

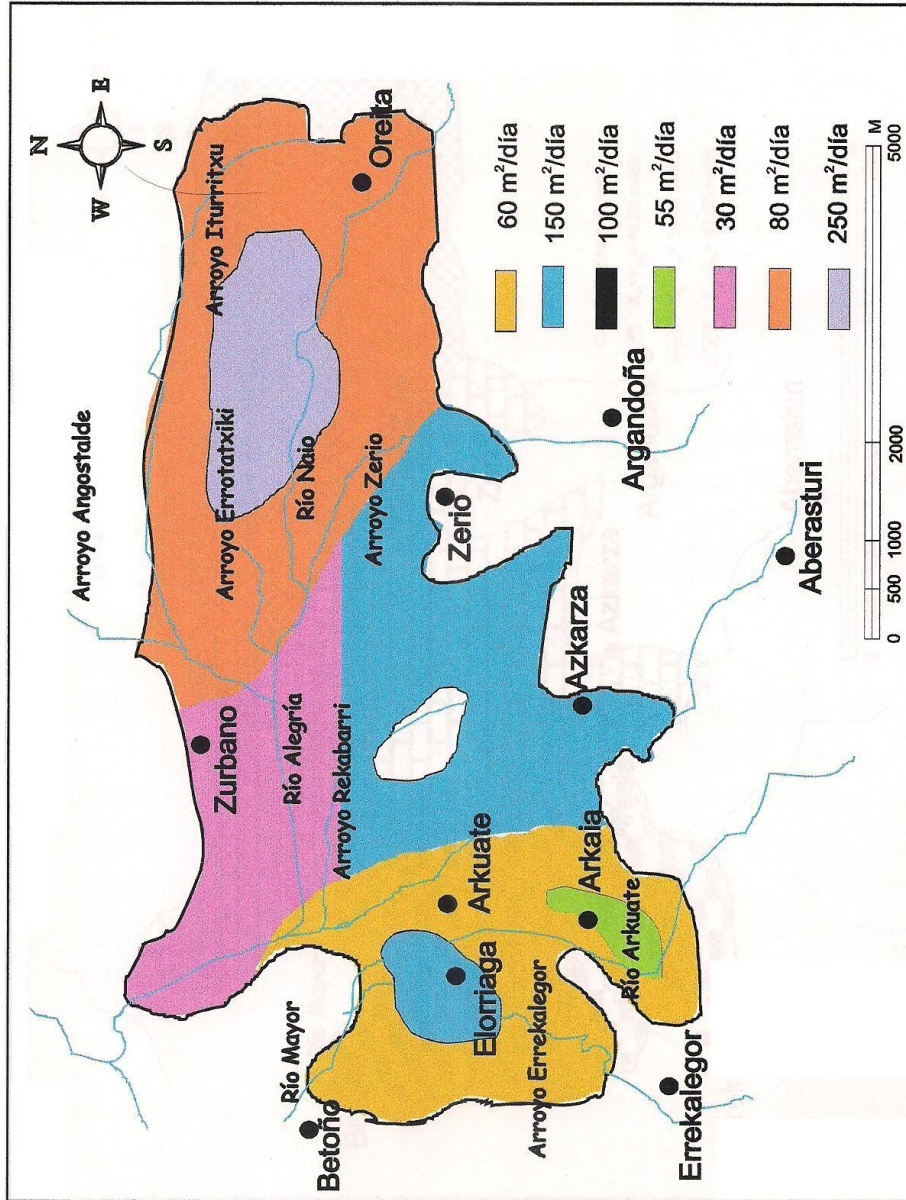


Figura 5.4a. Mapa de transmisividades en el sector oriental del acuífero cuaternario de Vitoria-Gasteiz.

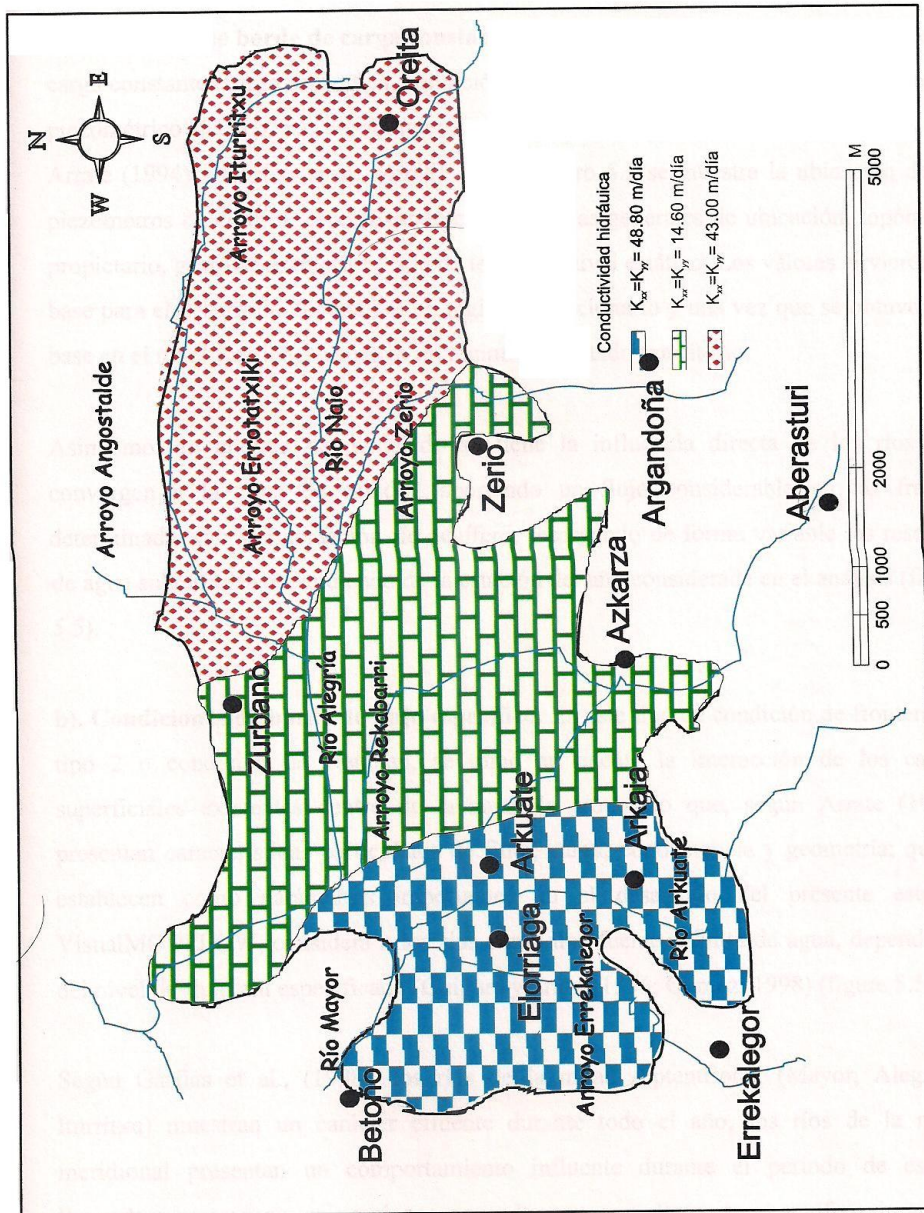


Figura 5.4b. Mapa de conductividades hidráulicas por zona en el sector oriental del acuífero cuaternario de Vitoria-Gasteiz.

5.3.6. Condiciones de borde

a). **Condición de borde de carga constante.** Los valores de las condiciones iniciales de carga constante (carga específica, condición tipo 1 o de Dirichlet) que definirán el nivel piezométrico de la zona, se obtuvieron de los estudios realizados en el acuífero por Arrate (1994) y Gárfias et al., (1998). En el cuadro 5.3 se muestra la ubicación de 22 piezómetros de control, especificando características generales de ubicación, topónimo, propietario, gasto de extracción, cota de terreno y nivel estático. Los valores sirvieron de base para el desarrollo del análisis en régimen estacionario y una vez que se obtuvo una base en el nivel freático, se analizó un régimen en estado transitorio.

Asimismo, en el área de modelado se tiene la influencia directa de los ríos que convergen a la zona de estudio, aportando un flujo considerable en las franjas determinadas por la interacción río-acuífero, recargando de forma variable las reservas de agua subterránea dependiendo de la estación del año considerada en el análisis (figura 5.5).

b). **Condiciones de borde de flujo específico.** En este tipo de condición de frontera del tipo 2 o condición de Neuman, se tomó en cuenta la interacción de los cauces superficiales existentes dentro de la zona de modelado que, según Arrate (1994), presentan características particulares de flujo, carga, conductancia y geometría; que se establecen como parámetros importantes en el desarrollo del presente estudio. VisualMODFLOW, considera a los ríos como una fuente infinita de agua, dependiente del nivel de flujo ahí especificado (Guiguer y Franz, 1996; Gómez, 1998) (figura 5.5).

Según Gárfias et al., (1998), los ríos de la mitad septentrional (Mayor, Alegría e Iturritxu) muestran un carácter efluente durante todo el año, los ríos de la mitad meridional presentan un comportamiento influente durante el periodo de estiaje, llegando a permanecer en ocasiones, secos los cauces y drenando al acuífero durante la época de recarga; a excepción de los periodos críticos de generación de crecidas en los que momentáneamente los ríos se comportan influentes.

Cuadro 5.3 Ubicación geográfica y características generales de los piezómetros de control utilizados en el acuífero cuaternario de Vitoria-Gasteiz.

Refer.	Topónimo	Uso	M ³	Carga.	Cota	Coord	Coord	Observaciones
			año	Obs.	Terr.	x	y	
P-1	Oreitía	Regad.	100	532.36	535.33	536165	4745059	Anillado, tapa metálica
P-2	Oreitía	Regad.		529.90	530.98	535511	4745285	Rectangular, a ras cemento +30 cm
P-3	Arbulo	Regad.		524.50	525.17	534914	4746482	Rectangular, a ras cemento +25 cm
P-4	Matauco	Regad.		524.90	525.98	534383	4745395	Rectangular, a ras
P-5	Matauco	Abastec.	300		526.5	534580	4745754	Redondo, carretera +20cm
P-6	Matauco	Regad.	50000	524.28	524.83	534330	4745734	Redondo, a ras cemento +60 cm
P-7	Junguitu			517.85	518.54	533049	4746632	Redondo en acequia
P-8	Junguitu	Regad.	20000	519.45	521.27	533745	4747027	Circular, tapa hierro +35cm
P-9	Ilarratza			518.62	51.88	532966	4745617	Circular, piedra +150cm
P-10	Ertzaina			515.63	517.6	531859	4745421	Rectang. acequia, hoy tapado
P-11	Zurbano			513.83	515.18	531144	4746648	Cuadrado, tapa hierro
P-12	Zurbano	Regad.	100	513.77	515.10	531368	4746469	Redondo c/piedra, a ras suelo
P-13	Plaza			509.41	514.86	529794	4746685	Tubería PVC, hoy tapada
P-14	Ascarza	Regad.	25000		530	531624	4743313	Rectangular a ras cemento +50cm
P-15	Arcaya	Regad.	35000		523	530543	4743473	Anillado, a ras tapa hierro +20cm
P-16	Arcaya	Regad.		522.35	523.69	529805	4743194	Anillado, depres./arbol,tapa - 250cm
P-17	Arcaya	Regad.		519.09	519.50	529911	4743815	Anillado, a ras tapa cemento +25cm
P-18	Arcaya	Regad.	20000	518.70	520.69	530454	4743988	Cuadrado, a ras cemento +50cm
P-19	Arcaute	Regad.	50000	517.47	518.84	530224	4744258	Rectangular, a ras cemento +50cm
P-20	Arcaute			518.52	518.97	530845	4744716	Anillado, tapa cemento a ras suelo
P-21	Elorriaga	Abastec.	400	514.94	517.65	529036	4744344	Anillado, tapa hierro a ras suelo
P-22	Betoño			507.81	509.80	528737	4745824	Circular, tapa madera a ras suelo

Referencia: Arrate, 1994.

c). Drenes. En este estudio fue necesario especificar condiciones de borde del tipo dren (condición de frontera tipo 2 o condición de Neuman), debido a que en la franja noreste de la región, el funcionamiento natural y real presenta esa característica, esto es, se drena el exceso de agua existente en la zona. VisualMODFLOW, considera a los drenes como puntos “sumentes” y no como una fuente de agua. Cabe mencionar, que la condición de borde del tipo dren (figura 5.5), determina que cuando el agua llega a exceder cierto umbral, el agua es retirada; esto significa que la celda donde se estableció el dren se seca y se convierte en una celda inactiva (Gómez, 1998).

d). Pozos. La condición de borde tipo pozo, se adaptó a los datos que proporciona Arrate (1994); donde especifica que dentro de la zona de modelación se tiene un total de 122 pozos de extracción (anexo I, cuadro I.A) que en conjunto extraen un total de $5 \text{ hm}^3/\text{año}$ (Llanos, 1998, comunicación personal). En VisualMODFLOW (Guiguer y Franz, 1996), se deberá asignar un valor negativo al caudal de extracción y un valor positivo en caso de ser un caudal de inyección. Además, MODFLOW calcula como si hubiera un solo pozo por celda, sin considerar conexiones verticales de caudales existentes en el pozo (Gómez, 1998). En el Anexo I, se especifica la ubicación geográfica exacta del inventario de estos puntos acuíferos (pozos), recopilados por Arrate (1994).

e). Recarga superficial. Con relación a la constitución de los parámetros que conforman las entradas del acuífero, la recarga superficial constituye uno de los principales aportes de agua a las reservas de aguas subterráneas. La recarga superficial se determinó tomando como base los registros meteorológicos existentes a la fecha (Arrate, 1994; Gárfias et al., 1998), por lo que según Arrate (1994) el valor de $1.43 \times 10^{-4} \text{ m/día}$ establecido como recarga superficial, para una zona rural es adecuado, ya que si consideramos que del área total de la zona de estudio la mayoría conserva el uso agrícola, el valor especificado se considera apto para el desarrollo del presente estudio. Asimismo, según Llanos (1998, comunicación personal), la asignación de dicho valor en todas las celdas que comprenden la zona de estudio, permite la adopción de un valor representativo que evitará la obtención de resultados erróneos, disminuyendo la

variabilidad de las condiciones hídricas a las cuales se encuentra sometido el acuífero. Sin embargo, para el presente estudio, se consideraron periodos de simulación en temporada de estiaje y en temporada de lluvias (aguas bajas y aguas altas); los valores de la recarga superficial adoptados para el presente estudio son de: 1.18×10^{-4} m/día y 2.35×10^{-4} m/día para aguas bajas y aguas altas, respectivamente; que son valores representativos de la variación temporal que presenta la recarga superficial durante el periodo de recarga y descarga del acuífero.

5.3.7. Discretización del tiempo. El tiempo de simulación se estableció considerando dos periodos, aguas bajas y aguas altas. En el primer intento, se considera un estado de tiempo estacionario para una temporada de lluvias (aguas altas). Toda vez que se obtuvieron resultados aceptables entre los valores observados y los calculados, en este estado estacionario, se contó con una base de agua (nivel freático), que fue punto de partida para la simulación en un estado transitorio o no permanente. La simulación en estado transitorio se realizó para un periodo de 120 días (4 meses), esto es, del 18 de abril de 1991 al 12 de agosto de 1991 (Anexo II), que es el tiempo donde Arrate (1994) proporciona datos para el cambio de régimen, de aguas altas a aguas bajas. Con la obtención de resultados aceptables para un periodo de aguas altas a aguas bajas en estado transitorio, se consideraron valores del tiempo para 5, 10, 15, 20 y 25 años. Esto es, tiempo suficiente para proponer a corto, mediano y largo plazo, alternativas de solución que reditúen en uso, gestión y manejo de los recursos hídricos de una forma más eficiente. Lo anterior también implica el conocimiento de valores en periodos intermedios a los antes descritos. Estos plazos determinados, permiten conocer de manera adecuada los factores que condicionan la dinámica espacio-temporal del movimiento de flujo en el acuífero, posibilitando una explotación racional de los recursos y orientando las soluciones tendientes a frenar a corto y mediano plazo, el deterioro de la calidad y permitiendo a largo plazo garantizar una calidad óptima del recurso.

5.4. ESTRUCTURA DE PROCESAMIENTO EN EL MODELO VisualMODFLOW

El modelo VisualMODFLOW, despliega una lista de solucionadores numéricos que pueden elegirse para poder integrar los resultados del modelo. Para cada solucionador, se requiere la especificación del “parámetro de solución” que modificará el criterio de convergencia y la precisión del resultado, en el cálculo de cargas hidráulicas y su distribución en la zona de modelado. Sin embargo, si no se modifica dicho parámetro, el modelo tomará por defecto valores predeterminados que, en la mayoría de los casos, proporcionan buenos resultados (Guiguer y Franz, 1996).

Sería recomendable el experimentar con diversos valores de los parámetros de solución, con el objeto de obtener una mayor convergencia. En el mejor de los casos, este criterio es responsabilidad del diseñador o usuario del modelo. VisualMODFLOW, contempla la aplicación de 4 diferentes métodos de solución numérica del sistema de ecuaciones resultante, estos sistemas se denominan: SSOR (División de Sobrerelajación Sucesiva), SIP (Método Fuertemente Implícito), PCG2 (Gradiente Conjugado Precondicionado) y WHS Solver (Gradiente Conjugado Precondicionado, modificado con el Método Estabilizado PCGStab) (cuadro 5.4).

En el presente estudio, los métodos de solución numérica se utilizaron indistintamente; ya que las cuatro alternativas proporcionan valores similares en los resultados obtenidos, variando solamente el tiempo de obtención de dichos resultados. Sin embargo, los métodos más utilizados en el desarrollo de esta investigación fueron el SIP y el WHS Solver, ya que redujeron los tiempos de ejecución y proporcionaron buenos resultados y convergencias.

5.5. CALIBRACIÓN

Toda vez que el modelo conceptual de flujo (y transporte advectivo) ha sido estructurado por medio de todos los datos de entrada a través de los diferentes módulos que maneja el modelo VisualMODFLOW, el paso siguiente es realizar *la calibración*. La calibración

forma parte integral de los pasos necesarios en la construcción de un modelo de flujo (Gómez, 1998; Guiguer y Franz, 1996) y consiste en estimar los parámetros del modelo de forma tal, que los valores de los resultados obtenidos, se ajusten a los valores observados y medidos, conservando la coherencia que trata de sintetizar el sistema natural modelado, asociando observaciones específicas del sitio (Arrate, 1994; Gómez, 1998). Lo anterior, significará por tanto, obtener un resultado coherente del modelo conceptual y numérico, previa detección, reducción y eliminación de incertidumbres.

En esta etapa de calibración se deben de tomar en consideración los aspectos siguientes:

- Las observaciones específicas del lugar de interés están sujetas a incertidumbre e interpretación.
- Es necesario establecer las bases para la aplicación de criterios de calibración cualitativos y cuantitativos (cuadro 5.5).
- La calibración a realizar en algún sistema modelado NO es única.

Considerando el grado de dificultad que presenta este tipo de simulaciones y debido a que una calibración NO es “única”, se propuso dividir este apartado en dos fases, entre las cuales la forma esencial de calibración guarda gran similitud.

La Primera etapa de calibración pretende depurar a fondo o replantear los valores de los términos y de los parámetros de entrada al modelo, corrigiendo con esta acción, las posibles deficiencias que se presentaron en el modelo conceptual. Esta etapa deberá de considerarse como una nueva alternativa que permitirá obtener una visión aún más amplia del modelo, evaluando aspectos de parametrización y discretización que se encontraban sujetos a incertidumbre. La calibración inicial, aborda además la evaluación de las condiciones de contorno y de las zonas de recarga, verificando las zonas establecidas como condiciones de río y/o drenaje, así como la evaluación de los bombeos más significantes. Finalmente, se realiza la corrección a posibles errores cometidos en la entrada de los datos del sistema.

Cuadro 5.4. Características generales de los métodos de solución numéricos que contempla el modelo VisualMODFLOW.

Solucionador numérico	Características generales
SSOR	<ul style="list-style-type: none"> □ Alto requerimiento de memoria, solución más lenta □ No es numéricamente eficiente, no funciona en problemas complejos □ Sólo es ventajoso en modelos de corte transversal.
SIP	<ul style="list-style-type: none"> □ Bajo requerimiento de memoria □ Lento □ Potente pero puede generar resultados ambiguos (verificar siempre balance de masa).
PCG2	<ul style="list-style-type: none"> □ Mismo requerimiento de memoria que el SIP □ Más rápido que el SIP/SSOR □ Numéricamente potente, pero no funciona en algunos sistemas complejos.
WHS Solver	<ul style="list-style-type: none"> □ Muy potente □ Hasta 10 veces más rápido que PCG2 en problemas complejos □ Desventaja: requiere aproximadamente 3 veces más memoria que el PCG2, su agresividad en ocasiones provoca una gran inestabilidad.

Referencia: Guiguer y Franz, 1996; Gómez, 1998.

Por medio de una cantidad de iteraciones suficientes, realizadas para un periodo de simulación previamente establecido, se obtuvieron una serie de resultados que no cumplían con las expectativas planteadas desde un inicio. Sin embargo, el punto de partida que se tuvo en las primeras iteraciones, proporcionó información básica del modelo conceptual que indica un comportamiento del acuífero tendiente a converger a los datos observados.

Al igual que Arrate (1994), en estas primeras estimaciones, los problemas principales se detectaron en los bordes donde el acuífero interactúa con los cauces principales, así como en las zonas donde el nivel de drenaje no se comporta como tal y en las zonas donde se estiman recargas superficiales considerables (zona montañosa). El valor adoptado para la recarga superficial en la zona montañosa fue de 4.7×10^{-4} m/d.

Esto ocasionó que en los diagramas de dispersión obtenidos para las diferentes iteraciones, los puntos calculados con respecto a los puntos observados, presentaran variaciones considerables.

Una vez concluida la primera fase de calibración del modelo de flujo se procedió a continuar con *la fase de calibración final*, ya que una vez aceptado el modelo conceptual; la combinación de parámetros motivará a una estimación coherente de los mismos, resultando un modelo totalmente calibrado.

Con la interpretación de los diferentes diagramas de dispersión que proporciona el modelo VisualMODFLOW, se lograron abatir los errores de las líneas de correlación, obteniendo al final, líneas de correlación “casi” perfectas con valores de correlación cercanos a la unidad. En esta fase y debido a que se utilizó una gran combinación de parámetros en las distintas iteraciones, los resultados que se obtenían no presentaban grandes variaciones numéricas con respecto a los valores observados.

Cuadro 5.5. Criterios básicos para una calibración cualitativa y una calibración cuantitativa.

Tipo de criterio por aplicar	Características generales
Calibración Cualitativa	Configuraciones de contornos Direcciones de flujo Depresiones o montes Recarga-Descarga de aguas superficiales.
Calibración Cuantitativa	Cálculo de los residuos potentiométricos: i. $r = h(\text{calc}) - h(\text{obs})$, ii. Promedio, media, cuadrática, normalización, desviación estándar, etc. Correlación de residuos: i. Diagramas de dispersión, histogramas, contornos de residuos Cálculo de residuos asociados a flujo: i. Balances hídricos ii. Flujo de cursos superficiales.

Referencia: Guiguer y Franz, 1996.

Con la ayuda de Llanos y Gárfias (1998, comunicación personal) se pudo realizar un análisis de sensibilidad de los escenarios y datos adoptados de un inicio, concluyendo que los resultados obtenidos en esta última fase eran razonables, ya que reproducían de manera satisfactoria el comportamiento del sistema real.

5.6. VALIDACIÓN DEL MODELO

La siguiente etapa dentro del esquema general para el desarrollo de un modelo de flujo de aguas subterráneas, es *la validación del modelo*. El objetivo principal de la validación del modelo es determinar como se describe el comportamiento general del sistema actual, en términos de haber obtenido una representación matemática “adecuada” del proceso de correlación, entre los datos observados y los valores calculados. La llamada

validación absoluta de un modelo nunca se determina. El establecimiento de la validación absoluta requiere de pruebas sobre un rango completo de condiciones, para las cuales el modelo es diseñado, esto generalmente en la práctica no se presenta, ya que los parámetros hidrodinámicos tienen gran heterogeneidad espacial y temporal. La validación en campo deberá de cumplir con la cronología de los pasos siguientes (Hern et al., 1985):

1. Definir los datos necesarios para la validación y seleccionar un rango de validación de salida para los datos característicos de un sitio;
2. valorar la calidad de los datos en términos de la certeza (errores de medición), precisión y complejidad;
3. definir el criterio de aceptación del modelo;
4. desarrollar las estrategias para un análisis de sensibilidad;
5. ejecutar las iteraciones de la validación y comparar las iteraciones del modelo con los criterios de aceptación establecidos;
6. documentar en su totalidad el ejercicio de validación realizado.

Generalmente, y con el objeto de completar debidamente el proceso de validación del modelo, una revisión adicional por parte de un comité técnico, es un proceso en ocasiones necesario para incrementar aún más la calidad en la validación del mismo modelo. Esta revisión, comprende un chequeo completo de los conceptos del modelo, ecuaciones gobernantes y algoritmos seleccionados, revisión de la documentación general, inspección de la estructura del programa y su lógica; detectando errores y corrigiendo los posibles defectos (Bryant y Wilburn, 1987).

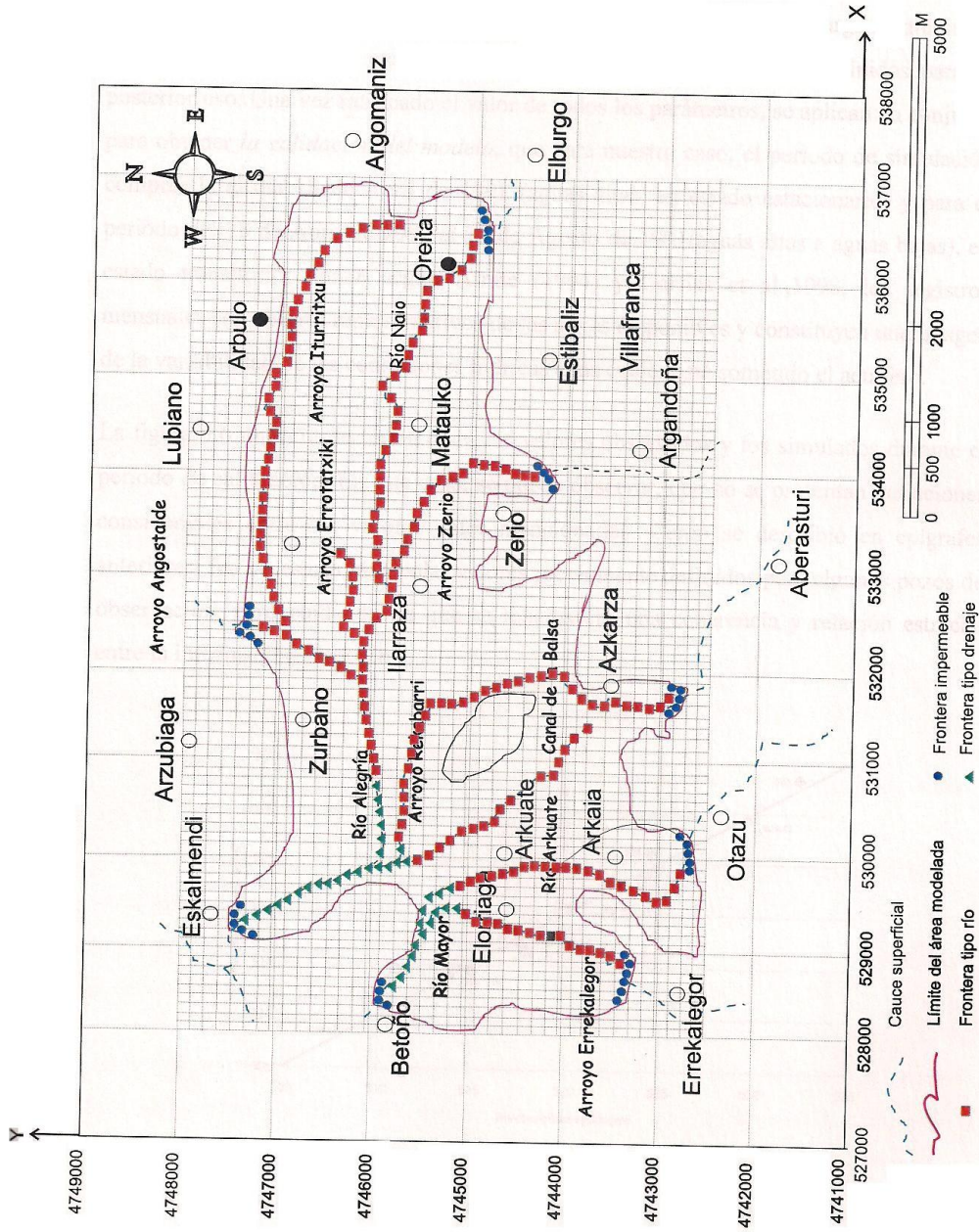


Figura 5.5. Esquemización de los elementos constitutivos del modelo conceptual en el sector oriental del acuífero cuaternario de Vitoria-Gasteiz.

Tomando como referencia la etapa de calibración, los valores que identifican a la porosidad, transmisividad, espesores, coeficiente de almacenamiento, cargas hidráulicas, condiciones de frontera, etc., se consideran totalmente aceptados y definidos para su posterior uso. Una vez ratificado el valor de todos los parámetros, se aplican en conjunto para obtener *la validación del modelo*, que para nuestro caso, el periodo de simulación comprende el día 18 de Abril de 1991 (aguas altas, en estado estacionario) y para el periodo del 18 de Abril de 1991 al 12 de Agosto de 1991 (aguas altas a aguas bajas), en estado transitorio; donde según Arrate (1994) y Gárfias et al.,1998, los registros mensuales son valores representativos de las series disponibles y constituyen una imagen de la variabilidad de las condiciones hídricas a las cuales está sometido el acuífero.

La figura 5.6 muestra de forma clara los valores observados y los simulados durante el periodo de calibración. En este caso, se puede observar, que no se presentan variaciones considerables entre los valores antes mencionados. Como se describió en epígrafes anteriores, fue necesario extrapolar valores previamente definidos para algunos pozos de observación, pero cuidando de que se mantuviera una coherencia y relación estrecha entre la información disponible.

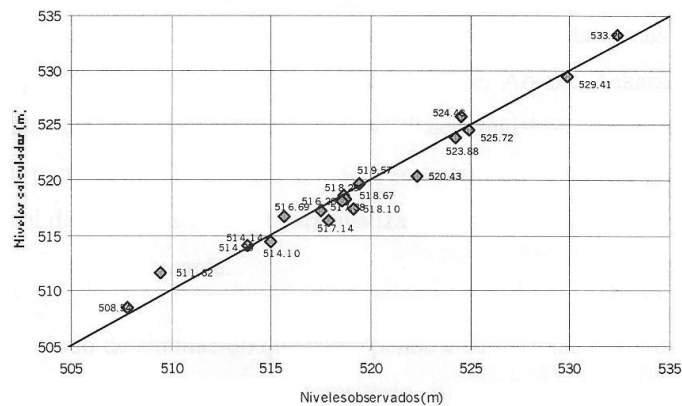


Figura 5.6. Representación de los valores observados y los valores calculados para un periodo de aguas altas (estado transitorio).

Referente a los niveles freáticos simulados en estado estacionario (figura 5.6) se comprueba que los valores obtenidos se aproximan a las tendencias esperadas para la simulación de flujo, por lo que el modelo en conjunto reproduce satisfactoriamente la variabilidad espacial de los niveles freáticos. Por lo que el flujo en el acuífero, fluye de forma preferencial hacia el cauce de los cuerpos de agua superficiales, siguiendo vías de curso de las zonas altas hacia las zonas más bajas y saturando, en el mejor de los casos, las llamadas “Balsas de Zurbano”.

5.7. SIMULACIÓN DE POSIBLES INTERVENCIONES EN EL ACUÍFERO DE VITORIA-GASTEIZ, APLICANDO EL MODELO VisualMODFLOW.

Cuando en un sistema acuífero se tiene la presencia de fuentes contaminantes que afectan el entorno ecológico y más aún, cuando el sistema es utilizado como fuente de abastecimiento para consumo humano; es necesario establecer esquemas de remediación, que permitan una recuperación parcial o total del recurso hídrico.

En el presente estudio, y debido a que se obtuvieron resultados favorables en las calibraciones realizadas al modelo ante las diferentes variaciones de los parámetros hidrogeológicos, se procedió a la simulación de las siguientes intervenciones:

1. Actuación que producen las diferentes fuentes puntuales de contaminación al sistema, representadas por las localidades de Elorriaga, Arkuate, Arkaia, Askarsa, Zurbano y Oreita. En cada una de estas comunidades, se tienen registros acerca del origen de contaminación puntual, por lo que por un lado, se tratará de visualizar gráficamente la ruta preferencial de las líneas de flujo para analizar y evaluar la influencia potencial que pueda desarrollar el contaminante.

Se evaluó un periodo de simulación que corresponde a datos característicos que definen las condiciones de flujo en estado transitorio o no permanente, analizando el comportamiento para un tiempo de transición de aguas altas a aguas bajas, durante 120 días (del 18 de Abril de 1991 al 12 de Agosto de 1991). Para determinar el seguimiento de los frentes contaminantes en cada punto de interés, se han inyectado 10 partículas,

con el objeto de seguir su trayectoria y obtener una distribución del frente contaminante, relacionado al sistema de flujo y al tiempo.

2. Debido a las potenciales estimaciones de riesgo contaminante de las descargas que realizan las localidades antes mencionadas, se han determinado 5 opciones de remediación, basadas principalmente en el uso, análisis, diseño y aplicación de técnicas de recuperación y remediación en acuíferos, las cuales se describen a continuación:

Bombeo de la pluma contaminante. Para simular esta actuación se han predispuesto estratégicamente, pozos de extracción en las inmediaciones de las fuentes contaminantes (puntos de inyección). Los pozos no han sido ubicados al azar, si no que se ha considerado la evolución espacial y temporal del contaminante, tratando de evitar su progreso por medio de la extracción de caudales que varían de acuerdo a la potencia de la zona, comportamiento de la pluma contaminante y dirección del flujo, así como el tiempo de recorrido que tarda en trasladarse la partícula, desde el punto de inyección hasta el lugar donde se extraerá. Los tiempos de recorrido se han establecido de manera tal que, el daño provocado por el frente contaminante, sea mínimo.

Aislamiento de fuentes contaminantes con barreras de arcilla. Otra técnica de remediación utilizada para la prevención, control y saneamiento de plumas contaminantes, es el uso de barreras de arcilla. En VisualMODFLOW, las barreras se implementaron simulando fronteras, cuya característica principal es la baja permeabilidad de su estructura; siendo generalmente de forma vertical y escaso espesor. Estas estructuras, tratarán de impedir el paso del flujo del agua subterránea, por lo que en caso de lograr su propósito, el caudal contaminado se quedará atrapado en las mismas disminuyendo su efecto dañino al sistema acuífero, ya que se evitará que el transporte advectivo del contaminante continúe su recorrido hacia las zonas más bajas del sistema.

Para nuestro caso, se aislaron las fuentes contaminantes (puntos de inyección) con barreras de arcilla, cuyos espesores de simulación, presentaron un valor de 0.90 m y con

una conductividad hidráulica propia del material arcilloso de baja permeabilidad (conductividad = 1×10^{-9} m/s). La penetración propuesta para a que estarán habilitadas las barreras de arcilla no es mayor a los 15 m, por lo que el rango de profundidad de las estructuras es de 8 a 10 m. Al igual que para el caso de los pozos de extracción, las barreras se colocaron de forma tal, que se logrará por un lado, un bajo costo y por otro lado, una alta eficiencia hidrogeológica, remediando también a corto plazo la problemática del acuífero.

Recarga artificial por medio de pozos de inyección, utilizando efluentes residuales tratados. La utilización de efluentes residuales previamente tratados, se debió principalmente, a su bajo costo, con respecto a la utilización de un agua potable. Los efluentes residuales tratados en la mayoría de los casos son utilizados para fines recreativos o en el mejor de los casos, para riego. Además, en muchas ocasiones son vertidos a cauces naturales, para tratar de sanear las aguas superficiales.

Para simular esta actuación, en el presente estudio, se han localizado pozos de inyección circundantes a las fuentes contaminantes. Se ha simulado la utilización de efluentes residuales tratados, a través de la colocación de una partícula de rastreo en el centro de los pozos de inyección. El propósito de la colocación de esta partícula, es la representación esquemática del comportamiento de un efluente con concentración inicial máxima (DBO_5) de 30 mg/l, concentración propia de aguas domésticas tratadas. En la implementación de los diferentes pozos de inyección, se propusieron gastos de inyección máximos de $500 \text{ m}^3/\text{d}$ (5.79 l/s), aunque la gama de gastos de inyección propuestos en las diferentes estructuras fue variable, lo cual dependió en gran medida, del comportamiento de las trayectorias de flujo preferencial del frente contaminante simulado. En el Anexo III (cuadro III.B) se observan algunas características generales del uso de estos pozos de inyección.

Tratamiento del frente contaminante por medio de la implementación de estructuras denominadas “Embudos y Compuertas”. Para simular esta actuación, se implementan barreras de arcilla (compuertas) con permeabilidad de 1×10^{-9} m/s y espesor de 0.90 m, que trataran de “encauzar” las trayectorias de los frentes contaminantes a una zona (embudo), en donde se pueda realizar la inyección de algún componente químico adecuado, para tratar de mejorar la calidad del efluente de ingreso y disminuir la concentración del contaminante que cruza por la compuerta. Los embudos y las compuertas, no se ubicaron al azar, sino que se consideró la ruta preferencial del sistema de flujo de cada zona en particular, para disminuir el daño que origina la inyección de un material contaminante al sistema y aumentar la calidad del agua subterránea del acuífero.

Tratamiento del frente contaminante por medio de la implementación de estructuras denominadas “Zanjas y Drenes”. Para simular esta actuación, se implementaron zanjas con elevación variable y conductancia de 140 m/día. La disposición de las zanjas y drenes dependió de la trayectoria de las líneas del frente contaminante, que generalmente siguieron las trayectorias de las líneas de flujo del sistema; para que de este modo el estado del frente contaminante ocasione el menor daño posible en espacio y tiempo al sistema hídrico.

En el presente estudio, la implementación de las diferentes técnicas de protección para la recuperación del acuífero, son dirigidas, a la preservación de las zonas más vulnerables del acuífero. Las denominadas “Balsas de Zurbano”, constituyen un entorno ecológico con una flora y fauna de singular importancia para el País Vasco, por lo que es necesario tratar de implementar la construcción de alguna alternativa de protección que reditúe en la mejora del recurso hídrico y del medio ambiente en toda la zona afectada.

CAPÍTULO 6

PRESENTACIÓN DE RESULTADOS

6.1. INTRODUCCIÓN

Una de las formas más eficientes y directas para fijar los criterios y establecer un análisis de juicio acerca del comportamiento actual del acuífero, y de las posibles actuaciones futuras de que pudiera ser objeto el sistema; es a través de la interpretación de resultados, los cuales se obtuvieron durante todo el proceso de modelación de flujo y transporte advectivo, realizado para nuestro caso, en el acuífero cuaternario de Vitoria-Gasteiz.

El contraste que se pueda tener entre los valores de los niveles freáticos observados y los niveles simulados en los distintos pozos de observación establecidos en el acuífero; así como el comportamiento que presentan las diferentes fuentes puntuales contaminantes en su interacción con el acuífero, y las diferentes alternativas de protección propuestas para el saneamiento del mismo; permitirá comparar de forma directa las predicciones e hipótesis de diseño y modelación planteadas para el sistema, esto es, establecer una apreciación del desajuste de dichos valores, lo cual evidenciará la importancia de las respuestas esperadas para el medio.

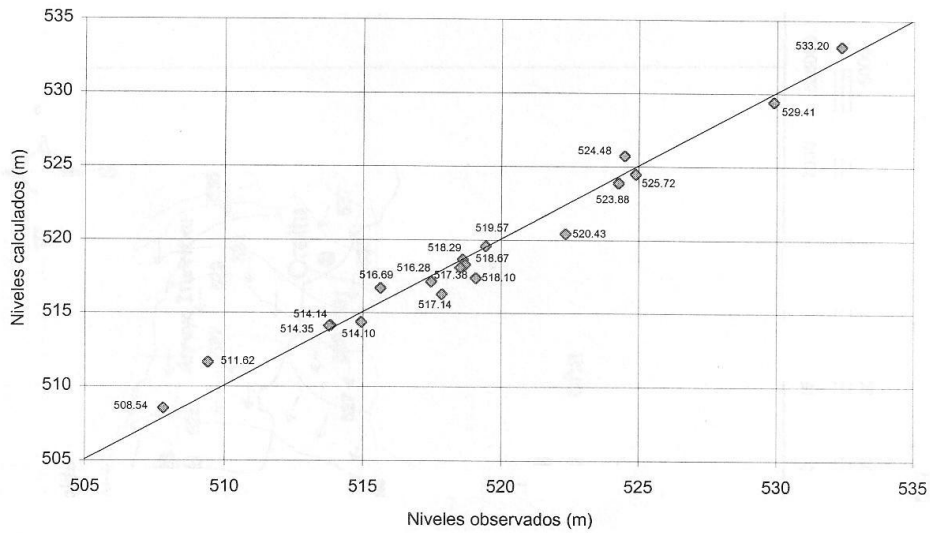
Todo esto se realizó dentro de un esquema de simulación en estado transitorio o no permanente, pero habiendo llevado a cabo previamente un análisis detallado del comportamiento del flujo y transporte advectivo del sistema en estado estacionario o permanente.

6.2. RESULTADOS DEL MODELO

6.2.1. Resultados del modelo de flujo en estado estacionario. Los resultados de la simulación realizados al modelo de flujo para un estado estacionario, muestran desde los primeros intentos, valores muy próximos a los observados (ver figura 6.1); lo que indica que las calibraciones anteriormente efectuadas fueron bastante aceptables. La figura 6.2a, muestra el estado del nivel freático cuando el sistema se encuentra no influenciado por recarga o descarga en el sistema. En la figura 6.2b, se observa el nivel freático para un estado estacionario. Se comprueba que los niveles de flujo convergen a las zonas más bajas del sistema, siguiendo la trayectoria de descarga de los cauces principales.

6.2.2. Resultados del modelo de flujo en estado transitorio. Debido a que la simulación de flujo se realiza en estado transitorio, no se podrá efectuar una verificación directa acerca del comportamiento que presentan los niveles freáticos observados y los calculados mediante el programa VisualMODFLOW. Sin embargo, se cuenta con la base de haber corroborado el comportamiento del sistema en estado estacionario, y toda vez que se contó con una base que proporcionó el nivel freático en estado permanente, al realizar la simulación en estado transitorio (de aguas altas a aguas bajas), se puede observar en la figura 6.3, que el comportamiento de las líneas de flujo obtenidas para este último estado, siguen la dirección del nivel de descarga de los cauces, hacia las zonas más bajas del sistema.

La figura 5.6 mostrada en el capítulo anterior (así como en la figura 6.1), indica los resultados obtenidos para un periodo de aguas altas, una vez realizada una simulación en estado estacionario.



CÓDIGO DE POZO	COORDENADAS			NIVELES (m)	
	X	Y	Z	OBSERVADOS	CALCULADOS
PO-1	5.3616E+05	4.7451E+06	535.33	532.36	533.20
PO-2	5.3551E+05	4.7453E+06	530.98	529.90	529.41
PO-3	5.3491E+05	4.7465E+06	525.17	524.50	525.72
PO-4	5.3438E+05	4.7454E+06	525.98	524.90	524.48
PO-6	5.3433E+05	4.7457E+06	524.83	524.28	523.88
PO-7	5.3305E+05	4.7466E+06	518.54	517.85	516.28
PO-8	5.3374E+05	4.7470E+06	521.27	519.45	519.57
PO-9	5.3297E+05	4.7456E+06	519.88	518.62	518.67
PO-10	5.3186E+05	4.7454E+06	517.36	515.63	516.69
PO-11	5.3111E+05	4.7460E+06	515.18	513.83	514.14
PO-12	5.3137E+05	4.7465E+06	515.10	513.77	514.10
PO-13	5.2979E+05	4.7467E+06	514.86	509.41	511.62
PO-16	5.2980E+05	4.7432E+06	523.69	522.35	520.43
PO-17	5.2991E+05	4.7438E+06	519.50	519.09	517.38
PO-18	5.3045E+05	4.7440E+06	520.69	518.70	518.29
PO-19	5.3022E+05	4.7443E+06	518.84	517.47	517.14
PO-20	5.3085E+05	4.7447E+06	518.97	518.52	518.10
PO-21	5.2904E+05	4.7443E+06	517.65	514.94	514.35
PO-22	5.2874E+05	4.7458E+06	509.80	507.81	508.54

Figura 6.1. Resultados de la simulación para el modelo de flujo en estado estacionario.

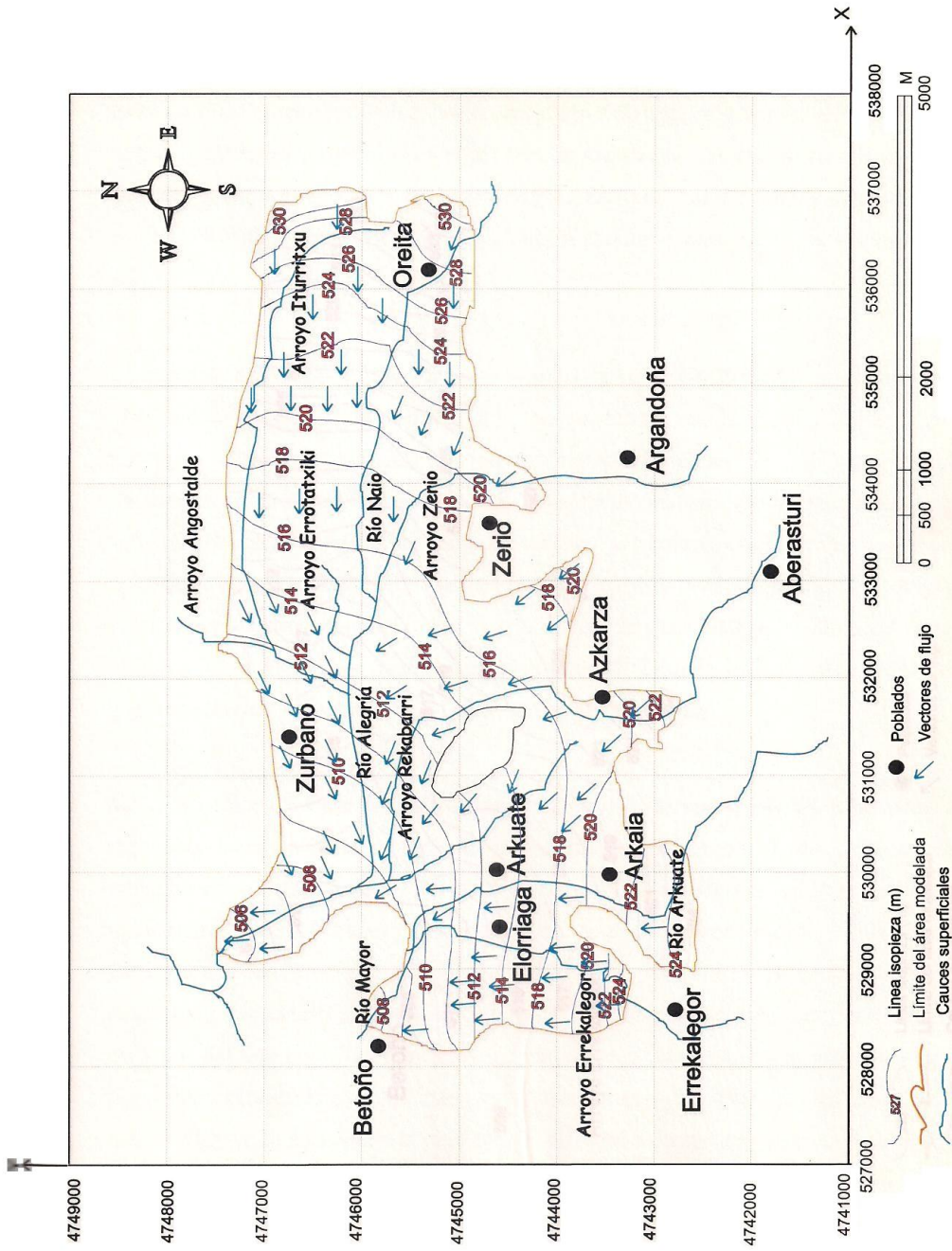


Figura 6.2b. Nivel freático simulado (estado estacionario), aguas altas.

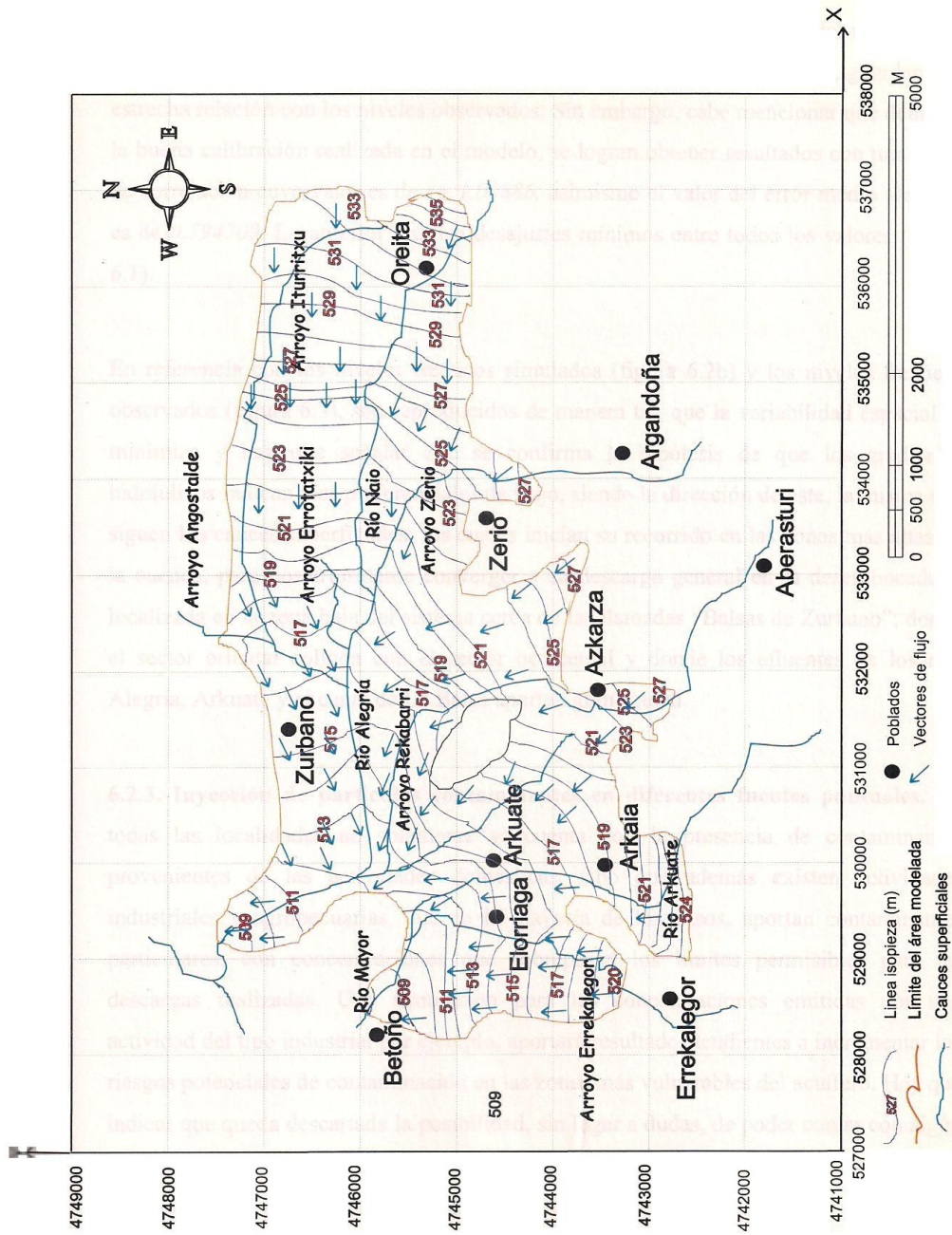


Figura 6.3. Distribución del nivel freático en estado transitorio, evolución de agua alta a agua baja.

Se aprecia que no existen variaciones importantes entre las respuestas del medio y las calculadas por el modelo; por lo que los resultados que generó el mismo, guardan una estrecha relación con los niveles observados. Sin embargo, cabe mencionar que debido a la buena calibración realizada en el modelo, se logran obtener resultados con una curva de correlación cuyo valor es de $r= 1.00886$, asimismo el valor del error medio absoluto es de 0.794709 . Lo anterior implica desajustes mínimos entre todos los valores (figura 6.1).

En referencia con los niveles freáticos simulados (figura 6.2b) y los niveles freáticos observados (figura 6.3), son reproducidos de manera tal, que la variabilidad espacial se minimiza y hay que señalar que se confirma la hipótesis de que los gradientes hidráulicos indican vías preferenciales de flujo, siendo la dirección de este, la misma que siguen los cauces superficiales; los cuales inician su recorrido en las zonas más altas de la cuenca, para posteriormente converger a su descarga general en la desembocadura, localizada en la zona baja del sistema cerca de las llamadas “Balsas de Zurbano”; donde el sector oriental colinda con el sector occidental y donde los efluentes de los ríos Alegría, Arkuate y el canal de La Balsa aportan gran caudal.

6.2.3. Inyección de partículas contaminantes en diferentes fuentes puntuales. En todas las localidades no solamente se cuenta con la presencia de contaminantes provenientes de las actividades domésticas, sino que además existen actividades industriales y agropecuarias, que en la mayoría de los casos, aportan contaminantes particulares, con concentraciones que sobrepasan los límites permisibles para las descargas realizadas. Una simulación para las concentraciones emitidas por una actividad del tipo industrial por ejemplo, aportará resultados tendientes a incrementar los riesgos potenciales de contaminación en las zonas más vulnerables del acuífero. Hay que indicar que queda descartada la posibilidad, sin lugar a dudas, de poder contar con algún tipo de atenuación natural dentro de la geografía total del acuífero, debido a su baja potencia y a las propiedades particulares del mismo sistema.

En la figura 6.4 se muestra la ubicación de las diferentes fuentes puntuales de contaminación. Con el objeto de simular el transporte de partículas y su evolución en el espacio y tiempo, en estos puntos se inyectaron un total de 10 partículas, en las diferentes localidades potencialmente contaminantes. El número de partículas se determinó tomando como base las recomendaciones que para estos casos hace el manual de VisualMODFLOW.

Dichas partículas servirán solamente para rastrear la trayectoria de las mismas, por lo que la cantidad puede variar de acuerdo con las expectativas planteadas para cada proyecto. Se observa que la trayectoria de las partículas que salen del punto contaminante, siguen la vía preferencial de las líneas de flujo (figura 6.5a), influenciadas por las evoluciones del nivel piezométrico en función del tiempo. Asimismo, en la figura 6.5a se observa que las trayectorias de las partículas siguen la dirección de los ríos Alegría, Arkuate y el canal de La Balsa, constituyendo de esta manera los puntos de descarga del acuífero.

VisualMODFLOW, efectúa las simulaciones para diferentes periodos de tiempo (desde 1 día hasta 19,000 días), por lo que se consideraron los resultados para periodos de 1, 2, 5, 10, 15, 20 y 25 años. Cada una de estas simulaciones se observa en la figura 6.5b, donde se ilustra el avance del contaminante en función del tiempo.

Referente a los puntos potenciales de contaminación y su posible influencia en las zonas más vulnerables del acuífero, esto es, en las denominadas zonas húmedas de la región (“Balsas de Zurbano y Balsa de Betoño”); todas las localidades, excepto Oreitia influyen de manera directa en las áreas sensibles a la contaminación. En la figura 6.5a, también se demarca el área que comprende la zona más vulnerable.

Para el caso de las localidades de Elorriaga y Arkuate, a los 2 y 3 años de tiempo de traslado respectivamente, se tiene la influencia de la pluma contaminante en las zonas vulnerables. Para el caso de las localidades de Arkaia, Askarza y Zurbano, la influencia

de la pluma contaminante alcanza las zonas vulnerables en un lapso de 8-10 años. La descarga que se realiza en la localidad de Elorriaga, constituye una influencia directa y potencialmente peligrosa, por su efecto a corto plazo (2 años), en las áreas sensibles del acuífero; debido principalmente, a la cercanía de la localidad a la zona vulnerable y a que el tiempo de desplazamiento es relativamente corto.

Asimismo, para la descarga realizada por la localidad de Arkuate, el tiempo de traslado del contaminante a la zona sensible se estima en un periodo de 2 a 3 años. Por otro lado, para la descarga realizada por Oreitia, no se tiene influencia en la zona más sensible durante todo el periodo de simulación, ya que la concentración del contaminante logra diseminarse en su totalidad, a través de su cruce con el Arroyo Errotatxiki, el río Naio y las inmediaciones del río Alegría (figura 6.5b).

Un caso particular lo aporta también, la descarga de la localidad de Zurbano, que como en el caso de Oreitia, ya que al interceptar parte de la pluma contaminante el Río Alegría, se produce una disminución parcial de la concentración del contaminante (figura 6.5b).

Cabe hacer mención, que el análisis realizado en el presente estudio se efectúa para un estado transitorio (aguas altas hacia aguas bajas), lo que implica contar con gradientes hidráulicos altos que disminuyen al paso del tiempo, por lo que la vulnerabilidad del acuífero al transporte de partículas potencialmente contaminantes es alta en este periodo para posteriormente ir disminuyendo a medida que los gradientes hidráulicos disminuyen en aguas bajas.

Para los casos de las localidades de Oreitia, Zurbano, Askarza y Arkaia, en el que la pluma contaminante intercepta cuerpos de agua superficiales (río Alegría, río Naio y río Arkuate), es necesario señalar, que el contaminante puede diluir parcialmente al ser interceptado por los cuerpos de agua, por lo que logra tener una presencia de contaminante menor a lo largo de los ríos.

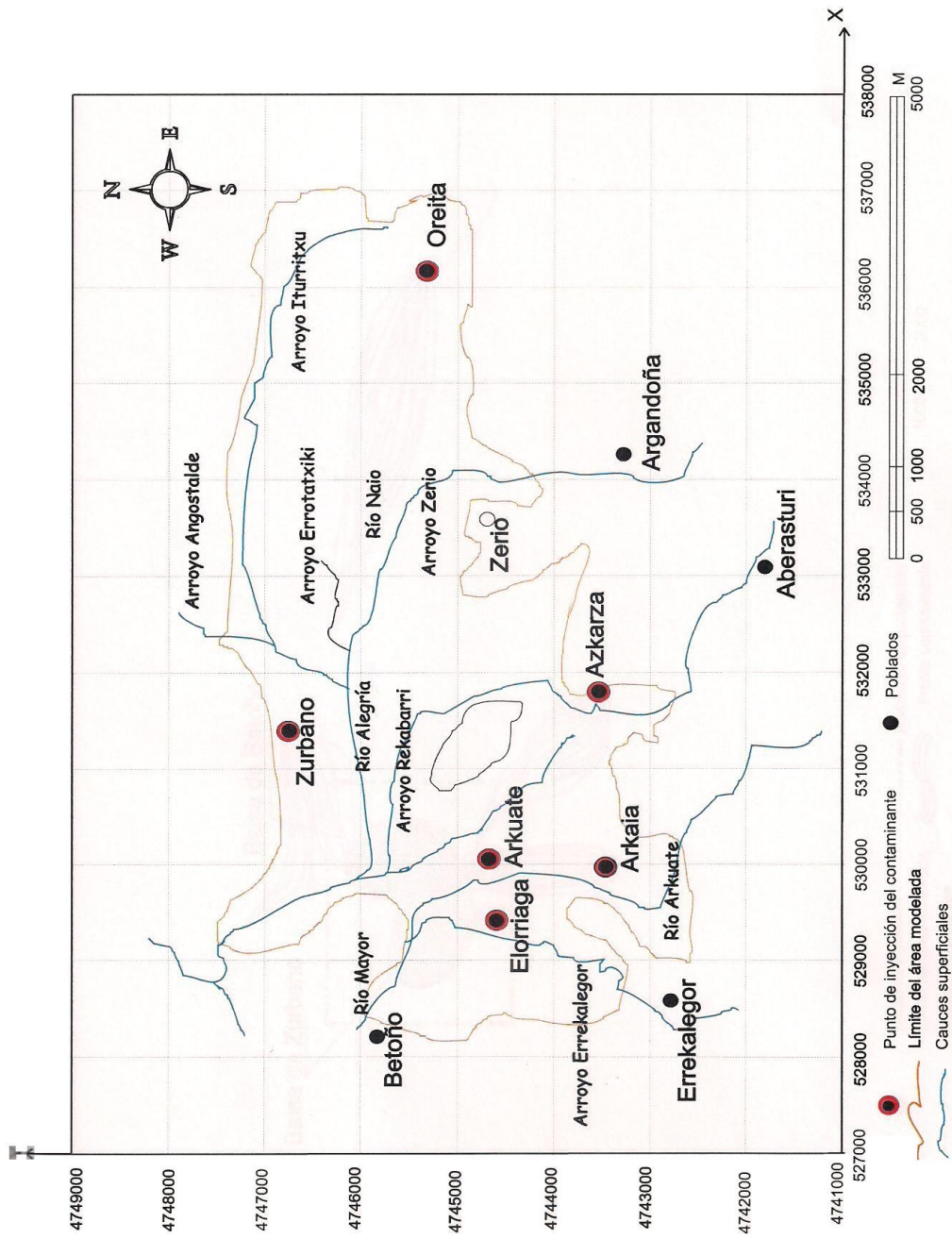


Figura 6.4. Localización de fuentes potencialmente contaminantes de origen industrial y/o doméstico, en el acuífero cuaternario de Vitoria-Gasteiz.

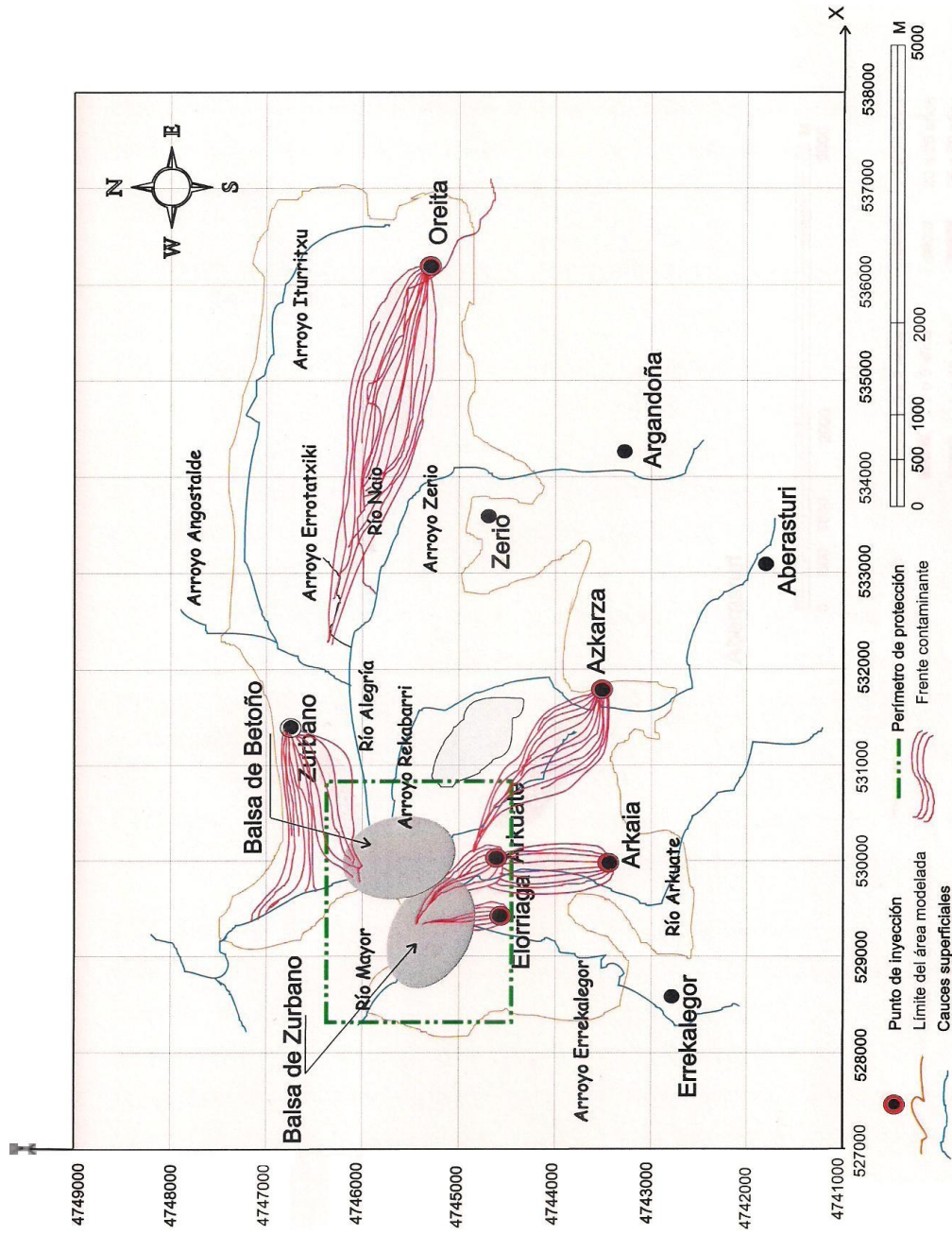


Figura 6.5a. Perímetro de protección propuesto para zonas húmedas y avance de los frentes contaminantes, en estado transitorio.

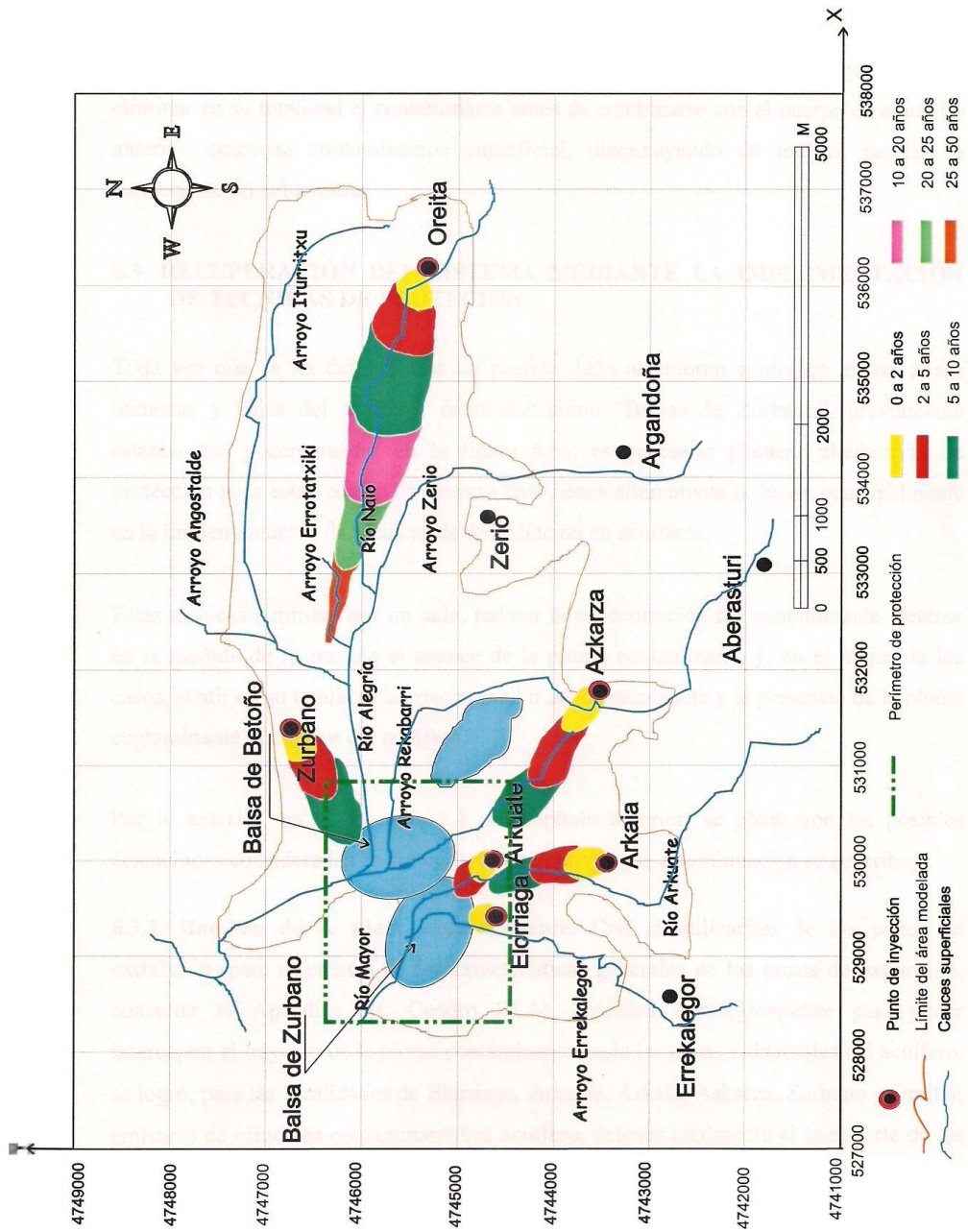


Figura 6.5b. Avance de frentes contaminantes en el área de estudio (estado transitorio).

Por lo que se debe de tomarse con mucha cautela y analizar en esos puntos, el grado de contaminación que presentan los cauces, proponiendo medidas preventivas que permitan eliminar en su totalidad el contaminante antes de combinarse con el cuerpo de agua. Lo anterior, ocasiona contaminación superficial, disminuyendo de manera parcial, la contaminación subterránea.

6.3. RECUPERACIÓN DEL SISTEMA MEDIANTE LA IMPLEMENTACIÓN DE TÉCNICAS DE PROTECCIÓN

Toda vez que se ha determinado un posible daño al entorno ecológico en las zonas húmedas y bajas del acuífero, conocidas como “Balsas de Zurbano”, previamente establecidas y demarcadas en la figura 6.5a; es necesario plantear alternativas de protección para estas zonas. En nuestro caso, estas alternativas se basan principalmente en la implementación de técnicas de remediación en acuíferos.

Estas técnicas permiten por un lado, reducir la concentración del contaminante, detener en la medida de lo posible el avance de la pluma contaminante y, en el mejor de los casos, abatir en su totalidad la concentración del contaminante y la presencia de la pluma contaminante al interior del acuífero.

Por lo anterior, en el apartado 5.8 del capítulo anterior, se plantearon las posibles actuaciones consideradas en el acuífero; alternativas que a continuación se describen.

6.3.1. Bombeo de la pluma contaminante. Con la utilización de los pozos de extracción (para referencia de las características generales de los pozos de extracción, consultar el Apéndice III, Cuadro III.A), ubicados estratégicamente para poder interceptar el trayecto de la pluma contaminante hacia las zonas vulnerables del acuífero, se logró, para las localidades de Elorriaga, Arkuate, Arkaia, Askarza, Zurbano y Oreitia; emisoras de efluentes contaminantes al acuífero, detener totalmente el transporte de las partículas hacia las denominadas “Balsas de Zurbano” (figuras 6.6a y b).

Sin embargo, para las localidades de Elorriaga y Arkuate, la influencia potencial del contaminante, afecta todavía a los humedales existentes en la región; ya que para un

periodo de 1 a 2 años, y debido a la cercanía de las poblaciones a la zona mencionada, no es posible evitar el daño al entorno ecológico (figuras 6.6a y b).

Para las localidades de Arkaia, Askarza, Zurbano y Oreitia, es posible detener en su totalidad e interceptar el transporte de la pluma contaminante hacia regiones más vulnerables (“Balsas de Zurbano”).

Cabe mencionar, que la zona de captura de cada pozo en particular, presenta características propias; por lo que cada zona tendrá influencia de las características de los pozos de extracción que fueron implementados para poder extraer el contaminante, o en su defecto, atenuar la concentración del mismo. La zona de captura de todos los pozos implementados en el modelo, va más allá de la zona en donde el contaminante es inyectado, por lo que el área de protección alcanza a cubrir las posibles contingencias que se pudieran presentar en el derrame de algún otro contaminante y del posible crecimiento urbano que tengan las localidades a corto y mediano plazo.

Una vez que fueron implementados en el modelo los 6 pozos de extracción para lograr la remediación en el acuífero (un pozo por cada localidad contaminante), se procedió también a verificar la variación entre los resultados de las cargas que calculó el modelo y los resultados de las cargas observadas, para un estado transitorio y para diferentes periodos de tiempo (de 1 día hasta 52 años). Se verificó que para un estado de simulación transitorio, se presentan variaciones entre los valores observados y calculados del sistema acuífero, además de quedar fuera de control variables como la recarga superficial, conductancia de ríos, etc.

Debido a la pequeña cantidad de pozos de extracción implementados en este escenario (apéndice III, cuadro III.A), para lograr la protección del acuífero cuaternario de Vitoria-Gasteiz, se prevee que no habrá modificación en la dinámica actual del flujo en el acuífero, ya que los gastos de extracción que maneja cada pozo en particular, se propusieron de manera tal, que no se presentaran grandes variaciones en el balance hídrico total del sistema; garantizando una equidad entre los caudales de entrada al sistema y las salidas de caudal.

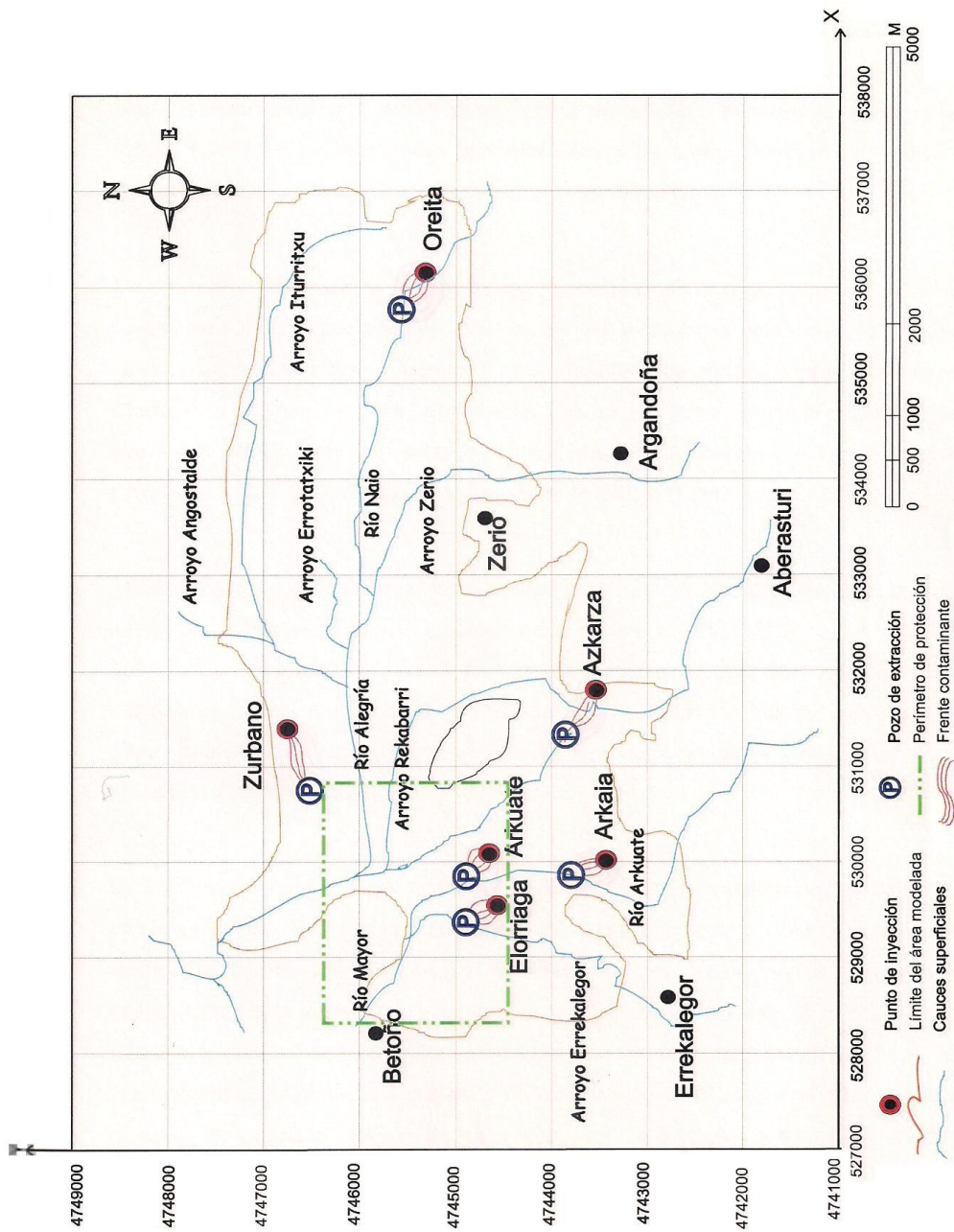


Figura 6.6a. Actuación de pozos de extracción para contención de la pluma contaminante (365 días).

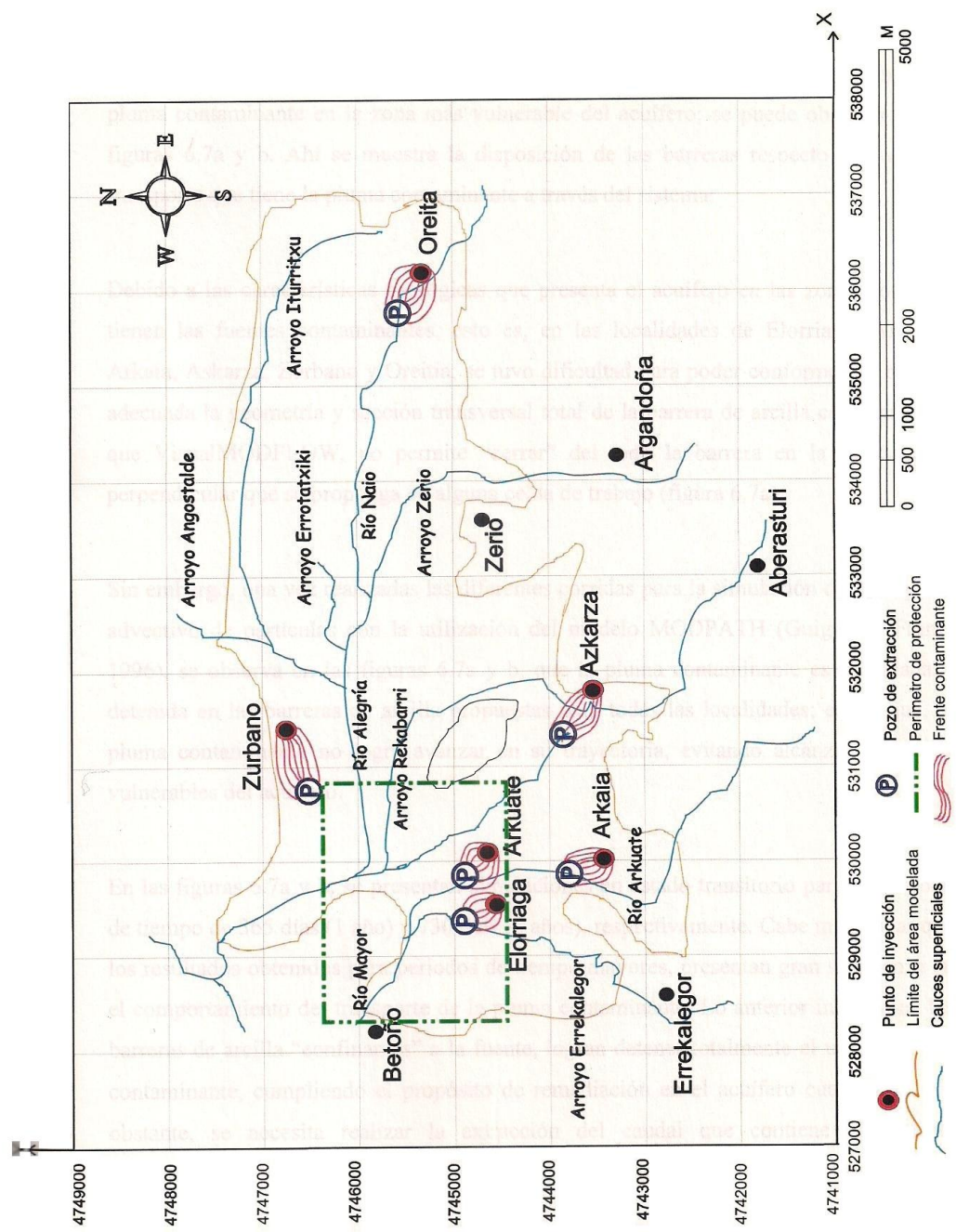


Figura 6.6b. Actuación de pozos de extracción para contención de la pluma contaminante (730 días).

6.3.2. Uso de barreras de arcilla. El uso de las barreras de arcilla con características particulares, de espesor y tipo de material, para el confinamiento y detención de la pluma contaminante en la zona más vulnerable del acuífero; se puede observar en las figuras 6.7a y b. Ahí se muestra la disposición de las barreras respecto al avance y transporte que tiene la pluma contaminante a través del sistema.

Debido a las características geológicas que presenta el acuífero en las zonas donde se tienen las fuentes contaminantes, esto es, en las localidades de Elorriaga, Arkuate, Arkaia, Askarza, Zurbano y Oreitia; se tuvo dificultad para poder conformar de manera adecuada la geometría y sección transversal total de la barrera de arcilla confinante, ya que VisualMODFLOW, no permite “cerrar” del todo la barrera en la intersección perpendicular que se proponga en alguna celda de trabajo (figura 6.7a).

Sin embargo, una vez realizadas las diferentes corridas para la simulación del transporte advectivo de partículas con la utilización del modelo MODPATH (Guiguer y Franz, 1996), se observa en las figuras 6.7a y b, que la pluma contaminante es confinada y detenida en las barreras de arcilla propuestas para todas las localidades; es así que, la pluma contaminante no logra avanzar en su trayectoria, evitando alcanzar las zonas vulnerables del acuífero.

En las figuras 6.7a y b, se presentan simulaciones en estado transitorio para un periodo de tiempo de 365 días (1 año) y 730 días (2 años), respectivamente. Cabe mencionar que los resultados obtenidos para periodos de tiempo mayores, presentan gran semejanza en el comportamiento del transporte de la pluma contaminante. Lo anterior indica que, las barreras de arcilla “confinantes” a la fuente, logran detener totalmente el transporte del contaminante, cumpliendo el propósito de remediación en el acuífero cuaternario. No obstante, se necesita realizar la extracción del caudal que contiene el efluente contaminado, para posteriormente, implementar algún tratamiento a dicho efluente.

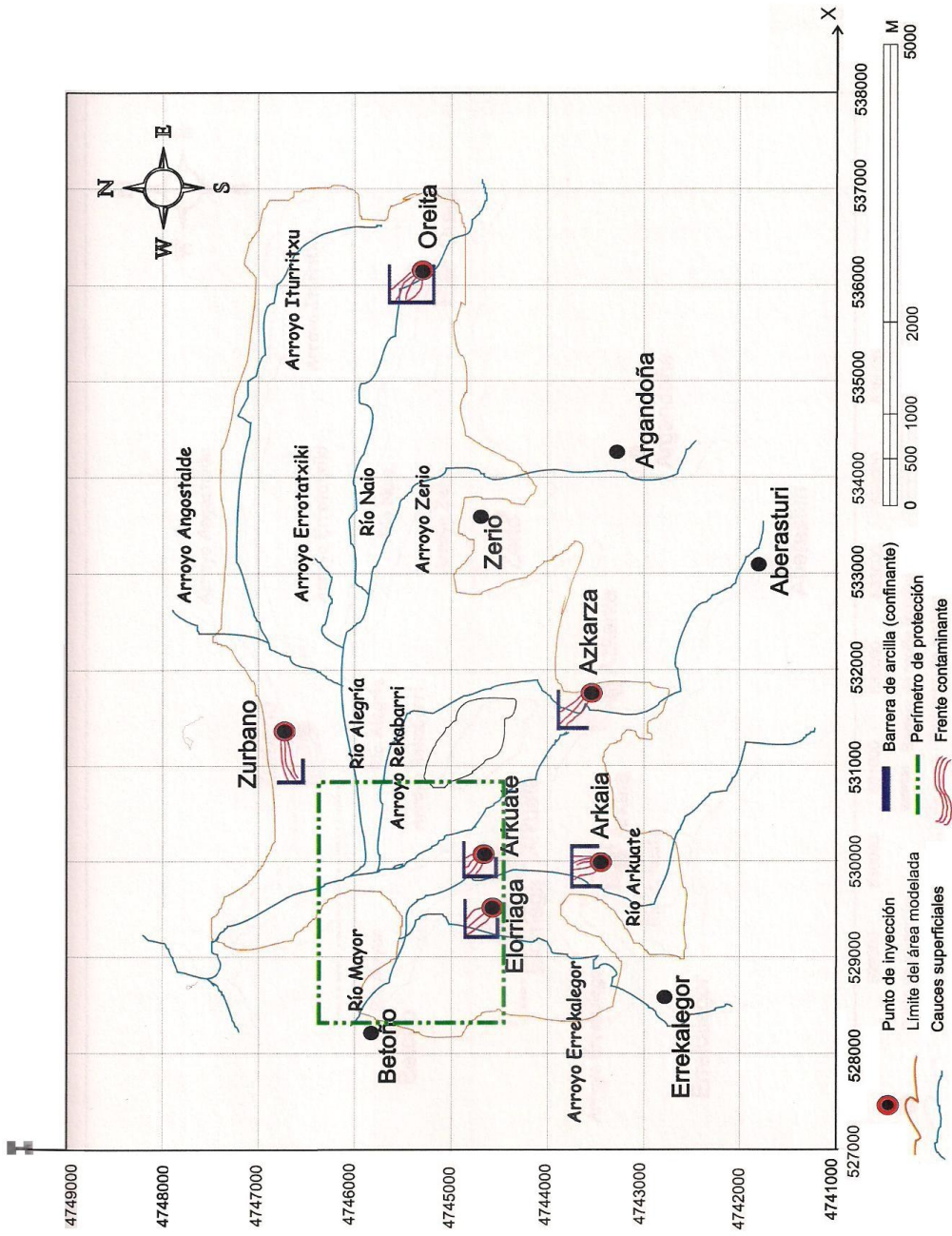


Figura 6.7a. Actuación de barreras de arcilla para contención de la pluma contaminante (365 días).

Debido a la composición del material que conforma la estructura de las barreras de arcilla, es de suponer, que no se presentaran variaciones considerables en el comportamiento del nivel de aguas del flujo en el sistema.

6.3.3. Recarga artificial por medio de pozos de inyección, utilizando efluentes residuales tratados. La técnica de recarga artificial para infiltrar efluentes residuales tratados a través de pozos de inyección, y que se aplicó en el presente estudio para la recuperación y protección del acuífero contaminado de Vitoria-Gasteiz, es la que aportó los resultados más interesantes, al final de la modelación de flujo y transporte advectivo en la zona de estudio. La ubicación y disposición de los diferentes pozos de inyección que se utilizaron en esta simulación, se observa en la figura 6.8a. Referente a las características particulares que dispone cada pozo, se puede consultar el Apéndice II (cuadro II.B), donde se detalla características físicas e hidrológicas de estas estructuras, así como los caudales de inyección adoptados para esta alternativa.

Los pozos de recarga inyectando efluentes residuales tratados del tipo doméstico, con una concentración inicial máxima de (DBO_5) 30 mg/l, detienen de forma satisfactoria y total el avance de la pluma contaminante hacia las zonas vulnerables del acuífero. Su implementación resulta muy satisfactoria, ya que con su uso se obtienen resultados en la detención del contaminante a muy corto plazo, esto es, una vez ocurrido algún vertido de contaminante de cualquier tipo en las localidades bajo estudio y utilizando desde el inicio los pozos de recarga, es posible que en periodos que comprenden entre 1 y 2 años, la pluma contaminante no logre avanzar más allá del sitio de vertido (figura 6.8b).

Sin embargo y debido a que se implementa la inyección de efluente residual en los pozos, se observa que el flujo proveniente de dichos pozos, genera de forma particular un frente contaminante, que en la mayoría de los casos resultaría no dañino al sistema acuífero; creando grandes zonas de recarga, adicional a la existente por medios naturales. Estos “frentes contaminantes”, siguen la trayectoria preferencial de las líneas de flujo generales del sistema, pero el tiempo de transporte de las partículas que de ellos salen es mínimo, comparado con las localidades emisoras de contaminantes potenciales (figuras 6.8a y b).

Esta aplicación presupone una eficiencia hidrogeológica de los pozos de inyección, tal que, logran establecer contacto con las capas más profundas, por lo que la dinámica del flujo en el acuífero se comporta de forma convergente en las zonas de vertido y más aún, la dinámica general del acuífero continúa con las mismas vías preferenciales que cuando el sistema se encontraba sin ningún agente externo que modifique el sistema de flujo.

Por otro lado, hay que tener en cuenta que debido al aumento de caudal al interior del sistema, la poca profundidad y la capacidad de regulación del acuífero, así como al aumento de los gradientes hidráulicos; se corre el riesgo de crear zonas de inundación en las áreas que delimitan la construcción de los pozos de inyección, por lo que es adecuado trabajar con periodos alternados de recarga y bombeo del sistema.

Es indudable que el uso de pozos de recarga inyectando efluentes residuales tratados aporta los mejores resultados, en términos de eficiencia hidrogeológica, de flujo y en la detención del transporte de contaminantes. Sin embargo, también es necesario considerar además, otros aspectos que involucren en términos generales la factibilidad total acerca de la construcción de estructuras de recarga, entre estos aspectos se mencionan los siguientes: económicos, constructivos, de tenencia de la tierra, políticos, culturales, ideológicos, legales, normativos y sociales, entre otros; además de los propios físicos, químicos, hidrogeológicos, etc. (Bouwer, 1996).

6.3.4. Uso del sistema de protección denominado “Embudos y Compuertas. La implementación de la técnica denominada “Embudos y Compuertas”, para la recuperación del acuífero contaminado de Vitoria-Gasteiz, se realizó por medio de la simulación en estado transitorio, con la colocación de barreras de arcilla de baja permeabilidad conteniendo una “compuerta” (embudo), en la zona donde converge de manera general el frente contaminante (figura 6.9a). En esta figura se obtienen los resultados de la simulación de flujo y transporte a 365 días (1 año), observándose el desplazamiento de las partículas hacia la zona de la compuerta.

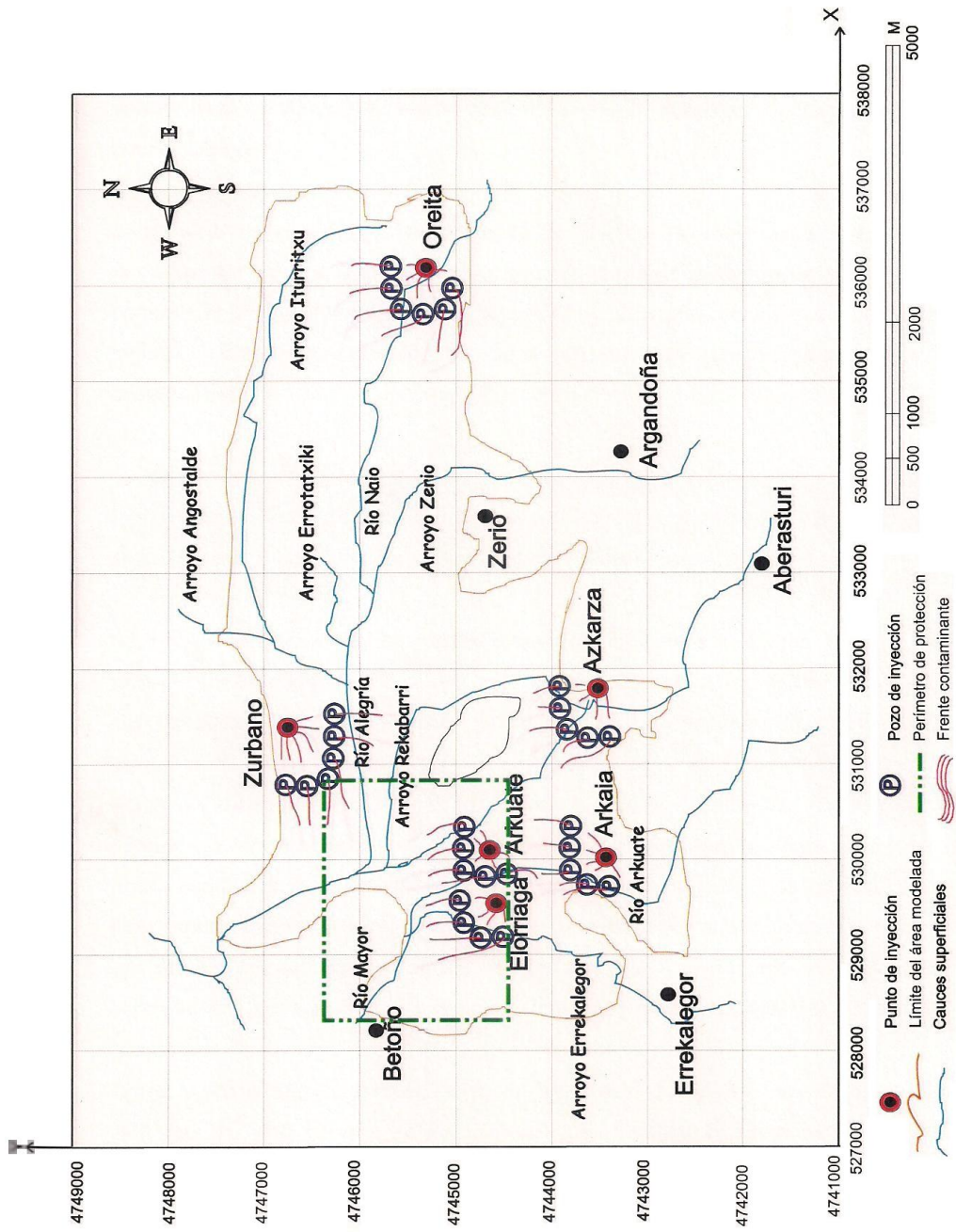


Figura 6.8a. Actuación de pozos de inyección para contención de la pluma contaminante (365 días).

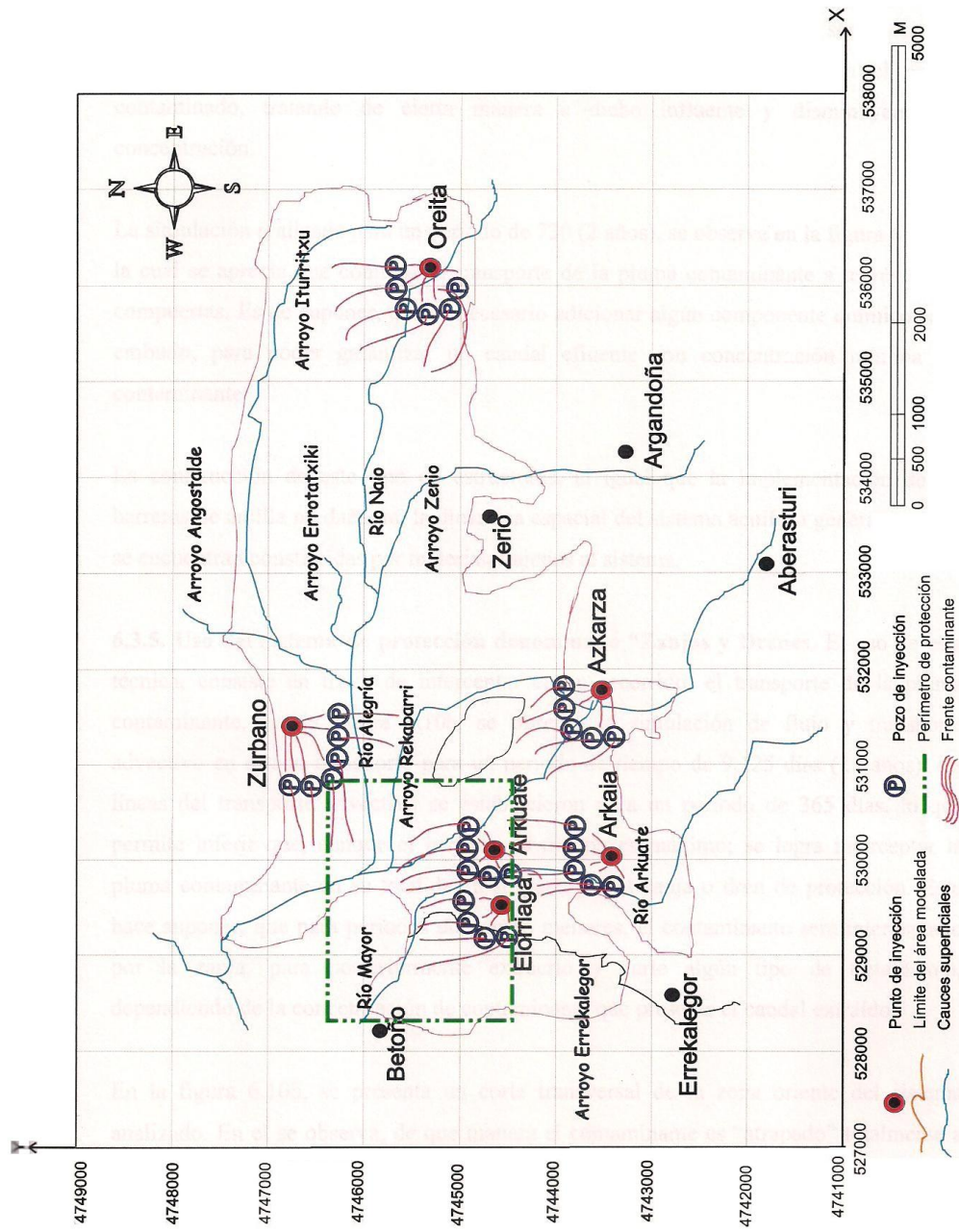


Figura 6.8b. Actuación de pozos de inyección para contención de la pluma contaminante (730 días).

Una vez que el frente contaminante logra cruzar por la compuerta, será necesario implementar la adición de algún agente químico que se mezcle con el caudal contaminado, tratando de cierta manera a dicho influente y disminuyendo su concentración.

La simulación realizada para un periodo de 730 (2 años), se observa en la figura 6.9b, en la cual se aprecia que continúa el transporte de la pluma contaminante a través de las compuertas. Es de suponer, que es necesario adicionar algún componente químico en el embudo, para poder garantizar un caudal efluente con concentración mínima del contaminante.

La construcción de este tipo de estructuras, al igual que la implementación de las barreras de arcilla no dañarán, la dinámica espacial del sistema acuífero general, aunque se encuentran constituidas por materiales ajenos al sistema.

6.3.5. Uso del sistema de protección denominado “Zanjas y Drenes. El uso de esta técnica, consiste en tratar de interceptar en su recorrido, el transporte de la pluma contaminante. En la figura 6.10a, se observa la simulación de flujo y transporte advectivo en estado transitorio para un periodo de tiempo de 9,125 días (25 años); las líneas del transporte advectivo se establecieron para un periodo de 365 días, lo que permite inferir que, aunque el periodo de tiempo es máximo; se logra interceptar la pluma contaminante en su totalidad a su paso por la zanja o dren de protección. Esto hace suponer, que para periodos de tiempo menores, el contaminante será interceptado por la zanja, para posteriormente extraerlo y darle algún tipo de tratamiento, dependiendo de la concentración de contaminante que presente el caudal extraído.

En la figura 6.10b, se presenta un corte transversal de la zona oriente del sistema analizado. En el se observa, de que manera el contaminante es “atrapado” totalmente a su paso por la zanja. Esto implica, que el objetivo que se plantea para la utilización de las zanjas y drenes en busca de la protección de la zona vulnerable, se logra en su totalidad.

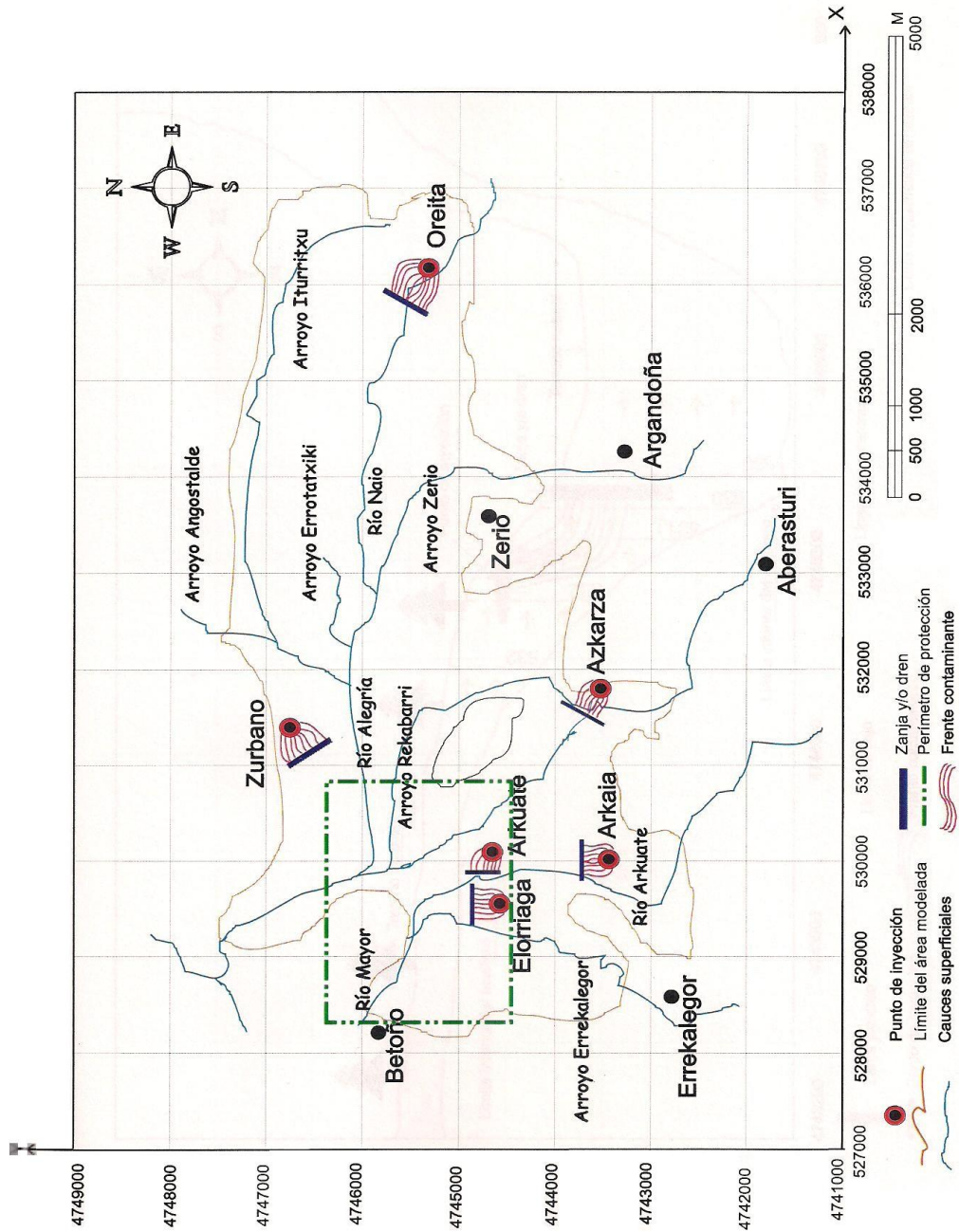


Figura 6.10a. Actuación de la zanja y/o dren para extracción de la pluma contaminante (9,125 días).

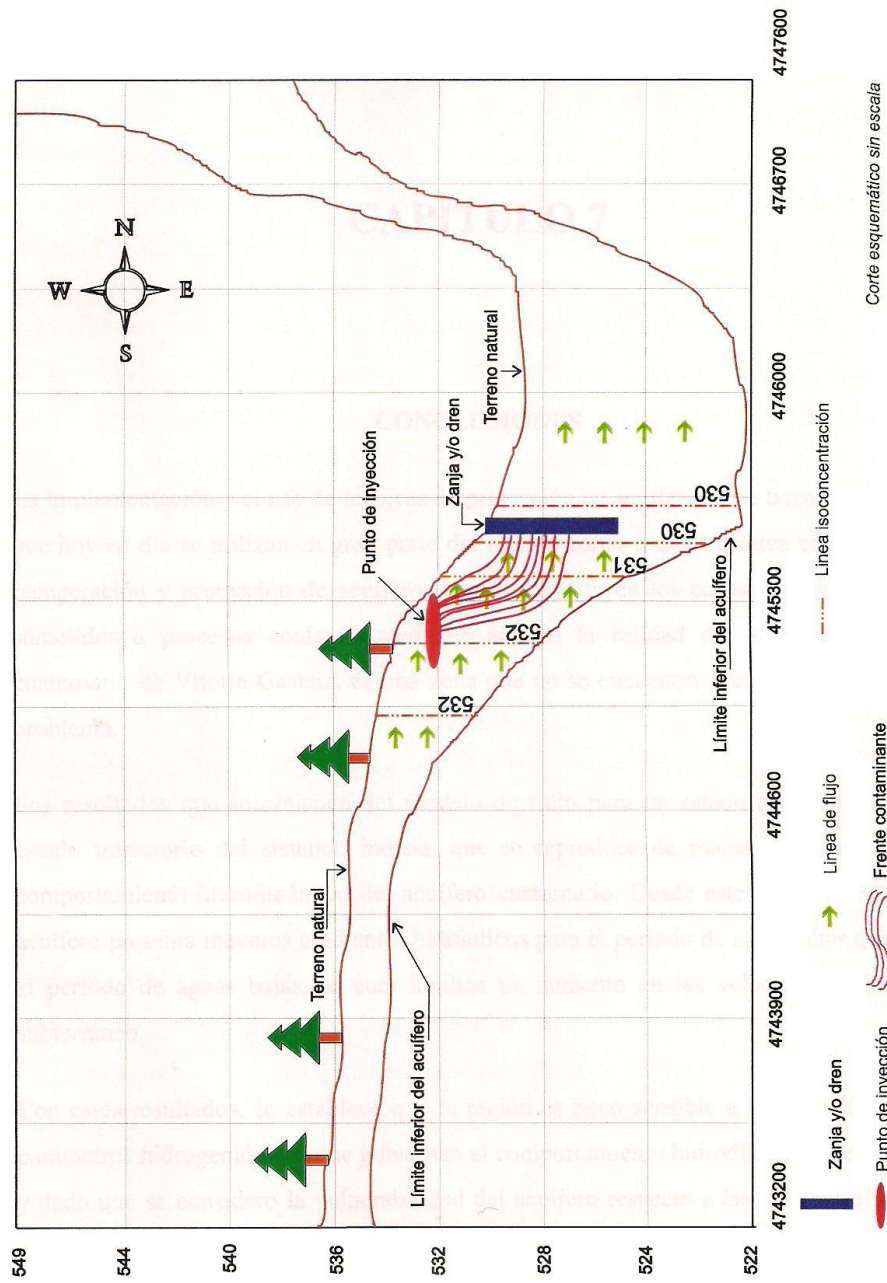


Figura 6.10b. Corte esquemático de la actuación de zanjas y/o drenes para detención de la pluma contaminante.

CAPÍTULO 7

CONCLUSIONES

La implementación y el uso de técnicas de protección en acuíferos, son tareas novedosas que hoy en día se utilizan en gran parte del mundo como una alternativa eficaz para la recuperación y protección de acuíferos. En la mayoría de los casos, los sistemas son sometidos a procesos contaminantes que afectan la calidad del agua. El acuífero cuaternario de Vitoria-Gasteiz, es una zona que no se encuentra exenta de este tipo de problema.

Los resultados que se obtienen del modelo de flujo para un estado estacionario y un estado transitorio del sistema; indican que se reproduce de manera satisfactoria, el comportamiento hidrodinámico del acuífero cuaternario. Desde este punto de vista, el acuífero presenta mayores gradientes hidráulicos para el periodo de aguas altas que para el periodo de aguas bajas, lo cual implica un aumento en las velocidades del flujo subterráneo.

Con estos resultados, se establece que la región es poco sensible a la variación de los parámetros hidrogeológicos que gobiernan el comportamiento hidrodinámico del sistema y dado que se considero la vulnerabilidad del acuífero respecto a las diferentes fuentes contaminantes en un estado transitorio (de aguas altas o lluvia, hacia aguas bajas o estiaje), el transporte de las partículas contaminantes tendrá un tiempo de recorrido más corto, que para un periodo inverso.

Dada la gran vulnerabilidad del acuífero frente a fuentes puntuales contaminantes, se implementaron alternativas de protección para la atenuación de las plumas contaminantes; las cuales en la mayoría de los casos, tienen su origen en las comunidades existentes en la región. Las localidades de mayor potencial contaminante son Elorriaga, Arkuate y Arriaga, debido a la cercanía de las mismas con las zonas más vulnerables del acuífero.

Con el uso de pozos de bombeo, se obtienen resultados aceptables respecto al transporte de partículas, ya que las plumas contaminantes que se originan en las localidades, se extraen en su totalidad. Sin embargo y debido a que en la zona de estudio existe una gran cantidad de pozos de extracción, se estima que esta alternativa pueda generar, a corto y mediano plazo, cambios en el régimen de explotación del acuífero.

Respecto a la implementación de barreras de arcilla, se observa que esta alternativa produce resultados satisfactorios para la captura del transporte de partículas en un estado transitorio. Debido a la conformación de la barrera de arcilla y de la estructura global en la zona de estudio (escaso espesor del acuífero, constitución granulométrica del terreno, cuaternario), así como la hidrología del lugar; hace que se cumplan con las expectativas planteadas respecto al “saneamiento” y recuperación del entorno.

Con la utilización de pozos de inyección incorporando efluentes residuales tratados, los resultados que se obtienen son inmediatos y a corto plazo, ya que los frentes contaminantes son retenidos en periodos de tiempo cortos (un año) después de realizar el vertido del contaminante. Con esta opción se tiene la ventaja de poder recargar las reservas de agua totales del acuífero, generando recursos hídricos a mediano plazo. Para esta alternativa, se recomienda establecer periodos de trabajo de recarga y bombeo.

Con los sistemas de “Embudos y Compuertas”, se encausa a través del embudo por medio de las compuertas, el flujo de la pluma contaminante; lo que indica que se puede lograr una rehabilitación del sistema, si una vez que el flujo cruza por el embudo el caudal contaminado, se adiciona algún componente químico o sustancia que permita, por







un lado, reducir la concentración del contaminante y, por otro lado, obtener un agua de mejor calidad, para poder ser utilizada en actividades complementarias.










La utilización de “Zanjas y Drenes”, hace suponer que es el sistema más económico. Su implementación resulta adecuada, ya que se cumple con el objetivo de detener e interceptar totalmente la pluma contaminante, a corto y mediano plazo. Aunque presenta el inconveniente de que una vez que el caudal contaminado ingresa al dren, se necesitara extraer; para posteriormente realizar un tratamiento adicional al agua.

Con la simulación de las actuaciones de flujo y transporte advectivo de contaminantes, se logra conocer de forma global, la disposición de los frentes contaminantes; posibilitando el planteamiento de zonificar las áreas sensibles a la contaminación, así como el conocer totalmente la dinámica del comportamiento del flujo en el sistema.


Aún con el planteamiento de alternativas de protección para el mejoramiento del recurso hídrico en el acuífero de Vitoria-Gasteiz, es necesario establecer programas y campañas de saneamiento, en donde se involucre a las autoridades competentes y a los habitantes de la región; pues aunque se cuente con proyectos para la buena gestión de los recursos hídricos, si no se tiene el apoyo económico, social y cultural de estas entidades, no se podrán alcanzar las metas que permitan contribuir a resguardar y conservar las fuentes subterráneas de esta unidad.


BIBLIOGRAFÍA


-  Ábalos, B. 1989a. Estudio hidrogeológico preliminar del acuífero cuaternario de Vitoria. Boletín Geológico y Minero. Vol. 100-2, pp: 227-247.
-  Ábalos, B. 1989b. Geología estructural del sinclinal de Gopegi (Álava). Boletín Geológico y Minero. Vol. 100-4, pp: 623-637.
-  Anderson, M. P. and Woessner, W. W. 1992. Applied Groundwater Modeling, Simulation of Flow and Advective Transport. Academy Press Inc. San Diego, CA. 381 pp.
-  Arrate, I. Antigüedad, I. Iribar, V. and J. M. Sánchez Pérez. 1993a. Problems of Managing Water Resources in the Quaternary Aquifer of Vitoria-Gasteiz (Basque Country). Memories of International Conference on Environmental Pollution (ICEP-2), Vol. 1. Barcelona, España. pp: 95-103.
-  Asano, T. 1985. Artificial Recharge of Groundwater. Butterworth Publishers. Boston, MA. 767 pp.
-  Bachmat, Y. and Bear, J. 1986. Macroscopic modelling of transport phenomena in porous media. 1: The continuum approach, Transport in Porous Media 1, pp:213-240.


-  Bear, J. 1972. Dynamics of Fluids in Porous Media. American Elsevier, New York.
-  Bear, J. and Verruijt, A. 1987. Modeling Groundwater Flow and Pollution. D. Reidel Publishing Company. 414 pp.
-  Bedient, P. B. 1997. Subsurface Restoration, Chapter 4: Hydrology a Transport Processes. Ann Arbor Press, Inc. Chelsea, Michigan, USA. 491 pp.
-  Bouwer, H. 1996. Issues in artificial Recharge, Journal of Water Science Technological. 33 (10): pp: 381-390.
-  Bryant, J. L. and Wilburn, N. P. 1987. Handbook of Software Quality Assurance Techniques Applicable to the Nuclear Industry. NUREG/CR-4640, Office of Nuclear Regulation, U.S. Nuclear regulatory Commission, Washington, D. C.
-  Burris, D. R. and Cherry, J. A. 1992. Emerging Plume management technologies: In situ treatment zones. Paper presented at Subsurface Restoration Conference, 3rd International Conference on Groundwater Quality research, Dallas, Texas, June 21-24.
-  Cherkauer, D. and Mc Bride, J. 1988. A remotely-operated seepage meter for use in large lakes and rivers. Ground Water 26(29): pp:165-177.
-  Cherry. J. A. 1984. Contaminant migration in groundwater: Processes and problems. In: proceedings of the Second National Water Conference – The Fate of Toxics in Surface and Groundwater, January 24-25.
-  Cherry, J. A., Feenstra. S. and Mackay, D. M. 1993. Developing a conceptual framework and rational goals for groundwater remediation at DNAPL sites.


Subsurface Restoration Conference. Third International conference on Ground Water Quality Research, Dallas, Texas, June 21-24.


-  Darcy, H. 1856. Les Fontaines Publiques de la Ville de Dijon, Dalmont, Paris.


-  Davis, S. N. 1969. Porosity and permeability of natural materials. Flow through porous media, ed. R. J. M. De Wiest. Academy Press, New York, pp: 54-89.


-  Feenstra, S. 1984. Groundwater contamination from dense non-aqueous phase liquids (DNAPL) chemicals. Paper presented at the Geological Association of Canada Annual meeting, May 14-16, London, Ontario (published abstract and distributed paper).









-  Franke, O. L. and Reilly, T. E. 1987. The effects of boundary conditions on the steady-state response of three hypothetical ground-water systems; results and implications of numerical experiments. USGS. Water Supply Paper 2315, 19 pp.

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








-  Freeze, R. A. and Witherspoon, P. A. 1967. Theoretical analysis of regional groundwater flow: 2. Effect of water-table configuration and subsurface permeability variation. Water Resources Research, 3, pp: 623-634.









-  García de Cortazar, J. A. 1983. Álava en la alta edad media. Álava en sus manos. Vol. III, Ed. Caja Provincial de Álava, pp: 73-104.









-  Gárfias, J. M. 1997. Apuntes de hidrología subterránea. Centro Interamericano de Recursos del Agua (CIRA). Universidad Autónoma del Estado de México. Toluca, México. Apuntes inéditos.








-  Gárñas, J. M., Llanos, H. and Rudolph, D. 1998. Evaluación del desplazamiento de frentes puntuales de contaminación en el acuífero de Vitoria-Gasteiz (País Vasco). Proyecto: UPV-EHU 001.154 Ea 061-95. Universidad del País Vasco, España y proyecto: 0390P-T95056, CONACYT, México. Toluca, México. 17 pp.
-  Gómez, D. 1998. Curso de modelación matemática de flujo y transporte de aguas subterráneas. Waterloo Hidrogeologic, Inc. Apuntes del curso. Inéditos. Toluca, México. 1998.
-  González, J. A. 1990. Evaluación de impactos generados por actividades agrarias en el municipio de Vitoria-Gasteiz. Evolución de los usos del suelo en los periodos 1933-1968, 1968-1989. Cartografía de síntesis a escala 1:20,000. Centro de Estudios Ambientales Argilan. Ayuntamiento de Vitoria-Gasteiz. Memoria inédita.
-  Guiguer, N. y Franz, T. 1996. VisualMODFLOW User's Manual. Waterloo Hidrogeologic, Inc. Waterloo, Ontario, Canada. 315 pp.
-  Guswa, J. H. and Le Blanc, D. R. 1985. Digital models of ground water flow in the Cape Cod aquifer System, Massachusetts, USGS, Water Supply Paper 2209, 64 pp.
-  Hadzel, 1996. Análisis de problemas de cantidad y calidad del agua mediante un método novedoso. Propuesta Premio Nacional Banobras 1996. México.
-  Hamilton, D. A. and Larson, J. D. 1988. Hydrogeology and analysis of the groundwater flow system in the coastal plain of southeastern Virginia, USGS, Water-Resources Investigations Report 87-4240, 175 pp.
-  Hern, S. C., Melancon, S. M., and Pollard, J. E. 1985. Generic steps in the field validation of Vadose Zone fate and transport models. In Vadose Zone Modeling of

Organic Pollutants, S. C. Hern and S. M. Melancom, eds. Lewis publishers; Chelsea, Mich. pp: 61-80.

-  Hubbert, M. K. 1940. The theory of groundwater motion. J. Geol., 48, pp: 785-944.
-  Instituto Geológico y Minero Español (IGME). 1971. Estudio hidrogeológico del cuaternario de Vitoria. Memoria inédita.
-  Jorgensen, D. G. 1989a. Accounting for intracell flow in models with emphasis on water-table recharge and stream-aquifer interaction-part 1, problems and concepts, Water Resources Research 25 (4), pp: 669-676.
-  Kendy, E. and Bradbury, K. R. 1988. Hydrogeology of the Wisconsin River Valley in Marathon County, Wisconsin, Wisconsin. Geological a Natural History Survey, Information Circular, pp: 64-66.
-  Konikow, L. F. and Bredehoeft, J. D. 1978. Computer Model of Two-dimensional Solute Transport and Dispersion in Groundwater, Automated Data Processing and Computations. Tech. of water res. Investigations of the USGS, Book 7, Chapter C2, Washington, D. C.
-  Latasa, I. 1993. Depósitos detríticos Cuaternarios de la Llanada Alavesa(Cuenca del Río Zadorra). The Late Quaternary in the Western Pyrenean Region. Ed. A. Cearreta y F. M. Ugarte. Servicio editorial de la Universidad del País Vasco/Euskal Herriko Unibertsitatea. pp: 361-372.
-  Lehr, J. H. 1979. Editorial: Mathematical Ground-Water Models May Be Intellectual Toys, but They Should be Useful Tools Tomorrow. Ground Water 17(5): pp: 418-422.

-  Loza, R. 1983. Incorporación de Álava al mundo romano. Álava en sus manos. Ed. Caja Provincial de Álava. Vol. III. pp: 41-69.
-  Luengo, C. 1990. Implicaciones hidrogeológicas de la fracturación presente en diversos sectores de las calizas de Orduña-Subijana (Álava-Burgos). Memoria programa doctoral. Departamento de Geodinámica. Universidad del País Vasco/Euskal Herriko Unibertsitatea. Memoria inédita.
-  Mc Donald, M. G. and Harbaugh, A. W. 1988. A Modular Three Dimensional Finite-Difference Groundwater Flow Model, U. S. Geological Survey Techniques of water Resources Investigations, Book 6, 586 pp.
-  Mercer, J. W. and Cohen, R. M. 1990. A Review of immiscible Fluids in the Subsurface: Properties, Models, Characterization and Remediation. J. Cont. Hydrology, 6: pp: 107-163.
-  Mercer, J. W. and Faust, C. R. 1981. Groundwater modeling. National Water Well Association and National Groundwater Association.
-  Ocio, J. A. 1994. Contaminación agraria difusa del agua de consumo humano en Álava. I. K. T. Vitoria-Gasteiz. Memoria inédita.
-  Ortiz de Lazcano, R. M., I. Urrutia e I. Laburu. 1993. Estudio de caracterización hidrológica y evaluación de la calidad de las aguas de las cuencas sur de Vitoria-Gasteiz. Centro de Estudios Ambientales Argilan. Ayuntamiento de Vitoria-Gasteiz. Memoria inédita. 163 pp.
-  Pankow, J. F. and Cherry, J. A. 1996. Dense Chlorinated Solvents and other DNAPL's in Groundwater, Waterloo Press, Portland, OR, 522 pp.

-  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 Groundwater Model, U. S. Geological Survey Open-File Report, pp: 89-381.
-  Prickett, T. A. 1975. Modeling Techniques for groundwater Evaluation. In Advances in hydroscience, Vol. 10 New York: Academic Press, pp: 1-43.
-  Reeves, M., D. S. Ward, N. D. Johns and R. M. Cranwell. 1986. Theory and Implementation for SWIFT II, The Sandra Waste Isolation Flow and Transport Model for Fractured Media, Release 4.84, NUREG/CR-3328 and SAND83-1159, Sandra National Laboratories, Albuquerque, N. M.
-  Risser, D. W. 1988. Simulated water-level and water-quality changes in the Bolson-Fill aquifer, post Headquarters area, White Sands Missile Range, New Mexico, U. S. Geological Survey, Water Resources Investigation Report 87-4152, 71 pp.
-  Salazar, A. y Vegas, J. I. 1983. El Agro y la Industria en Álava. Álava en sus manos. Ed. Caja Provincial de Álava. Vol. II, pp: 265-296.
-  Spits & Moreno. 1996. Curso de Modelación Matemática de Flujo y Transporte de Aguas Subterráneas. Waterloo Hidrogeologic, Inc. Toluca, México. 1998. Apuntes del Curso. Inéditos.
-  Stackelberg, V. 1960. Der Diapir von Murgia (Nordspanien). Beivh. Geol. Jb. Canadian Journal of earth Sciences. Vol. 23, pp: 15-33.
-  Starr, R. C. and Cherry, J. A. 1993. In situ remediation of contaminated groundwater: The funnel and gate system. Groun Water (submitted May).

-  Vera, V. 1980. Descripción de la provincia de Álava. Geografía general de Álava. Vol. IV. (Reproducción en facsimil de la 1ª edición).
-  Voss, C. I. 1984. SUTRA: A Finite Element Simulation Model for Saturated-Unsaturated, Fluid-Density Dependent Groundwater Flow with energy Transport of Chemical Reactive Single-Species Solute Transport, U. S. Geological Survey Water Resources Investigations Report 84-4369.
-  Wang, F. H. and Anderson, P. M. 1989. Introduction to Groundwater Modeling. National Academy Press, USA, 237 pp.
-  Ward, D. S. 1991. Data input guide for SWIFT/386, Version 2.50. Geo Trans, Inc. Sterling, VA.
-  Zheng, C. 1990. MT3D: A Modular Three-Dimensional Transport Model for Simulation of Advection, Dispersion and Chemical Reactions of Contaminants in Groundwater Systems, Report to the U. S. Environmental Protection Agency, Ada, OK, 170 pp.
-  Zheng, C. 1992. MT3D Version 1.8 Documentation and User's Guide, S. S. Papadopoulos & Associates, Inc., Bethesda, MD.
-  Zheng, C. and Bennett, G. D. 1995. Applied Contaminant Transport Modeling: Theory and Practice, Van Nostrand Reinhold Publishing Co. New York, NY, 440 pp.

APÉNDICE I

Cuadro I.A. Inventario de pozos existentes en la zona del acuífero cuaternario de Vitoria-Gasteiz, según Arrate (1994).

CODIGO DE POZO	COORDENADAS		USO	LOCALIDAD
	X	Y		
P47	528,994	4,744,280	AGRÍCOLA	ELORRIAGA
P48	529,064	4,744,033	AGRÍCOLA	ELORRIAGA
P49	529,082	4,744,403	AGRÍCOLA	ELORRIAGA
P52	529,188	4,744,474	AGRÍCOLA	ELORRIAGA
P57	529,417	4,744,298	AGRÍCOLA	ELORRIAGA
P65	529,858	4,744,227	AGRÍCOLA	ARKUATE
P66	529,858	4,744,756	AGRÍCOLA	ARKUATE
P67	529,929	4,743,663	AGRÍCOLA	ARKAIA
P71	529,982	4,744,033	AGRÍCOLA	ARKAIA
P72	529,982	4,744,686	AGRÍCOLA	ARKUATE
P75	530,052	4,743,327	AGRÍCOLA	ARKAIA
P76	530,052	4,744,509	AGRÍCOLA	ARKUATE
P77	530,070	4,743,504	AGRÍCOLA	ARKAIA
P78	530,070	4,744,298	AGRÍCOLA	ARKUATE
P80	530,140	4,744,209	AGRÍCOLA	ARKUATE
P81	530,140	4,744,386	AGRÍCOLA	ARKUATE
P82	530,176	4,743,275	AGRÍCOLA	ARKAIA
P83	530,211	4,742,904	AGRÍCOLA	ARKAIA
P84	530,281	4,744,333	AGRÍCOLA	ARKUATE
P85	530,299	4,744,033	AGRÍCOLA	ARKAIA
P86	530,317	4,743,839	AGRÍCOLA	ARKAIA
P87	530,370	4,744,245	AGRÍCOLA	ARKUATE
P88	530,458	4,743,557	AGRÍCOLA	ARKAIA
P89	530,528	4,716,802	AGRÍCOLA	ZURBANO
P90	530,546	4,744,015	AGRÍCOLA	ARKAIA
P92	530,652	4,744,756	AGRÍCOLA	ARKUATE
P93	530,670	4,744,968	AGRÍCOLA	ARKUATE
P94	530,687	4,743,275	AGRÍCOLA	ARKAIA
P95	530,687	4,743,486	AGRÍCOLA	ARKAIA
P96	530,811	4,743,327	AGRÍCOLA	ARKAIA
P97	530,899	4,744,545	AGRÍCOLA	ARKUATE
P98	530,899	4,744,756	AGRÍCOLA	ARKUATE
P99	530,934	4,743,539	AGRÍCOLA	ARKAIA
P100	530,934	4,743,892	AGRÍCOLA	ARKAIA

CODIGO DE POZO	COORDENADAS		USO	LOCALIDAD
	X	Y		
P103	531,075	4,743,821	AGRÍCOLA	ARKAIA
P104	531,075	4,744,386	AGRÍCOLA	ARKUATE
P105	531,110	4,745,374	AGRÍCOLA	ARKUATE
P114	531,287	4,743,627	AGRÍCOLA	AZKARTZA
P117	531,340	4,743,486	AGRÍCOLA	AZKARTZA
P120	531,375	4,743,751	AGRÍCOLA	AZKARTZA
P127	531,481	4,746,591	AGRÍCOLA	ZURBANO
P136	531,710	4,743,363	AGRÍCOLA	AZKARTZA
P137	531,728	4,745,391	AGRÍCOLA	ARKUATE
P138	531,851	4,745,938	AGRÍCOLA	ARKUATE
P139	531,922	4,746,626	AGRÍCOLA	ZURBANO
P142	532,380	4,746,467	AGRÍCOLA	JUNGITUD
P143	532,433	4,744,880	AGRÍCOLA	SERIO
P145	532,716	4,747,314	AGRÍCOLA	JUNGITUD
P149	532,892	4,746,749	AGRÍCOLA	JUNGITUD
P151	532,927	4,747,349	AGRÍCOLA	JUNGITUD
P152	532,945	4,745,885	AGRÍCOLA	ILARRATZA
P155	533,051	4,745,391	AGRÍCOLA	ILARRATZA
P157	533,091	4,746,637	AGRÍCOLA	JUNGITUD
P159	533,157	4,746,555	AGRÍCOLA	JUNGITUD
P161	533,227	4,747,296	AGRÍCOLA	JUNGITUD
P162	533,280	4,745,426	AGRÍCOLA	ILARRATZA
P163	533,315	4,745,268	AGRÍCOLA	ILARRATZA
P164	533,315	4,746,996	AGRÍCOLA	JUNGITUD
P165	533,333	4,746,520	AGRÍCOLA	JUNGITUD
P166	533,351	4,746,767	AGRÍCOLA	JUNGITUD
P168	533,386	4,747,208	AGRÍCOLA	JUNGITUD
P169	533,439	4,745,550	AGRÍCOLA	ILARRATZA
P171	533,309	4,746,009	AGRÍCOLA	ILARRATZA
P172	533,545	4,747,137	AGRÍCOLA	JUNGITUD
P173	533,598	4,746,820	AGRÍCOLA	JUNGITUD
P176	533,686	4,747,067	AGRÍCOLA	JUNGITUD
P177	533,774	4,746,432	AGRÍCOLA	JUNGITUD
P178	533,809	4,745,374	AGRÍCOLA	MATAUKO
P179	533,845	4,746,996	AGRÍCOLA	JUNGITUD
P180	533,897	4,746,344	AGRÍCOLA	JUNGITUD
P181	533,897	4,746,591	AGRÍCOLA	JUNGITUD

CODIGO DE POZO	COORDENADAS		USO	LOCALIDAD
	X	Y		
P182	533,897	4,747,120	AGRÍCOLA	JUNGITUD
P183	533,968	4,746,908	AGRÍCOLA	JUNGITUD
P184	533,986	4,745,797	AGRÍCOLA	ILARRATZA
P186	534,039	4,746,696	AGRÍCOLA	JUNGITUD
P187	534,074	4,745,338	AGRÍCOLA	ZERIO
P188	534,109	4,746,397	AGRÍCOLA	ARBULO
P189	534,180	4,746,626	AGRÍCOLA	ARBULO
P190	534,250	4,745,832	AGRÍCOLA	ILARRATZA
P191	534,268	4,745,497	AGRÍCOLA	MATAUKO
P192	534,321	4,746,961	AGRÍCOLA	ARBULO
P193	534,374	4,746,661	AGRÍCOLA	ARBULO
P194	534,391	4,747,226	AGRÍCOLA	ARBULO
P195	534,409	4,746,097	AGRÍCOLA	MATAUKO
P196	534,427	4,746,450	AGRÍCOLA	MATAUKO
P197	534,444	4,745,515	AGRÍCOLA	MATAUKO
P200	534,532	4,746,379	AGRÍCOLA	ELBURGO
P203	534,709	4,746,349	AGRÍCOLA	ARBULO
P204	534,726	4,746,802	AGRÍCOLA	ARBULO
P205	534,779	4,745,550	AGRÍCOLA	MATAUKO
P206	534,850	4,746,485	AGRÍCOLA	ARBULO
P208	534,885	4,745,285	AGRÍCOLA	MATAUKO
P209	534,991	4,745,903	AGRÍCOLA	MATAUKO
P210	535,009	4,746,900	AGRÍCOLA	ARBULO
P213	535,220	4,746,009	AGRÍCOLA	MATAUKO
P215	535,230	4,745,215	AGRÍCOLA	MATAUKO
P216	535,238	4,743,010	AGRÍCOLA	VILLAFRANCA
P217	535,238	4,743,133	AGRÍCOLA	VILLAFRANCA
P218	535,291	4,746,749	AGRÍCOLA	ARBULO
P221	535,326	4,745,426	AGRÍCOLA	MATAUKO
P223	535,361	4,745,938	AGRÍCOLA	MATAUKO
P226	535,432	4,746,926	AGRÍCOLA	ARBULO
P229	535,450	4,746,749	AGRÍCOLA	ARBULO
P230	535,573	4,746,838	AGRÍCOLA	ARBULO
P232	535,644	4,745,127	AGRÍCOLA	OREITIA
P234	535,891	4,746,379	AGRÍCOLA	ARGOMARIZ
P235	535,961	4,746,520	AGRÍCOLA	ZURBANO
P236	535,961	4,746,820	AGRÍCOLA	ARGOMARIZ

CODIGO DE POZO	COORDENADAS		USO	LOCALIDAD
	X	Y		
P237	536,102	4,746,450	AGRÍCOLA	ARGOMARIZ
P238	536,138	4,745,074	AGRÍCOLA	OREITIA
P239	536,155	4,745,744	AGRÍCOLA	OREITIA
P240	536,332	4,745,797	AGRÍCOLA	OREITIA
P241	536,604	4,745,709	AGRÍCOLA	OREITIA
P160	533,210	4,745,515	AGRÍCOLA	ILARRATZA
P158	533,157	4,745,620	AGRÍCOLA	ILARRATZA
P156	533,068	4,745,656	AGRÍCOLA	ILARRATZA
P154	533,033	4,745,779	AGRÍCOLA	ILARRATZA
P150	532,927	4,745,855	AGRÍCOLA	JUNGITUD
P153	532,980	4,745,656	AGRÍCOLA	ILARRATZA
P148	532,874	4,745,638	AGRÍCOLA	ILARRATZA
P147	532,804	4,745,797	AGRÍCOLA	ILARRATZA
P146	532,804	4,745,568	AGRÍCOLA	ILARRATZA

APÉNDICE II

Cuadro II.A. Inventario de datos piezométricos existentes en la zona del acuífero cuaternario de Vitoria-Gasteiz, según Arrate (1994).

Ref.	P-1	P-2	P-3	P-4	P-6	P-7	P-8	P-9	P-10	P-11	P-12	P-13	P-14	P-15	P-16	P-17	P-18	P-19	P-20	P-21	P-22
Media	531.24	529.53	525.97	525.40	524.28	516.27	517.59	517.65	514.32	512.85	512.52	507.89	526.94	520.54	519.58	518.17	517.74	515.56	517.55	512.69	507.81
Nuestro	534.06	529.05	521.88	521.97		518.41				512.82		519.94	520.23	517.19	517.8	515.64					
V Max	532.36	530.55	525.57	526.67	525.84	516.86	518.45	518.89	514.91	514.04	513.77	508.63	528.84	523.67	522.9	519.1	518.9	517.47	518.65	515.5	508.55
V Min	529.09	528.75	522.95	524.2	522.84	515.73	516.78	516.83	513.69	512.05	511.76	507.5	524.5	518.9	517.85	515.98	516.9	514.16	516.08	510.93	507.5
Obs.	ok	+0.30		+1.5	-1	0.35								+1.2							
Fecha	5/5/33	5/9/38	5/25/17	5/25/98	5/24/83	5/18/54	5/21/27	5/19/88	5/17/36	5/15/18	5/15/1	5/14/86	5/10	5/24	5/23/69	5/19/5	5/20/69	5/18/84	5/18/97	5/17/65	5/9/8
2/8/90	5/30/4	5/28/75	5/23/5	5/24/7	5/23/106	5/15/97	5/17	5/17	5/14	5/12/5	5/12/13	5/07/5	5/25	5/19/2	5/18/5	5/18	5/17/47	5/15/2	5/17	5/12	5/07/5
20/8/90	5/29/99	5/28/88	5/23/29	5/24/82	5/23/74	5/15/79	5/16/78	5/17/18	5/14/07	5/12/38	5/11/90	5/07/55	5/24/5	5/18/9	5/18/2	5/17/49	5/17/24	5/14/8	5/16/95	5/11/64	5/07/53
3/9/90	5/30/2	5/28/82	5/23/16	5/24/74	5/23/60	5/15/73	5/16/88	5/16/95	5/14/01	5/12/15	5/11/80	5/07/56	5/25/55	5/18/95	5/18/09	5/17/32	5/17/14	5/14/28	5/16/83	5/11/44	5/07/56
22/9/90	5/30/43	5/28/82	5/23/06	5/24/82	5/23/60	5/15/76	5/16/88	5/17/01	5/13/83	5/12/11	5/11/80	5/07/56	5/25/55	5/18/95	5/18/09	5/17/32	5/17/14	5/14/28	5/16/8	5/11/23	5/07/57
6/10/90	5/30/42	5/28/81	5/23	5/24/76	5/23/65	5/15/77	5/16/9	5/17/13	5/13/75	5/12/08	5/11/76	5/07/55	5/25/76	5/19/11	5/18/15	5/17/5	5/17/00	5/14/16	5/16/66	5/11/12	5/07/55
25/10/90	5/30/4	5/28/75	5/22/95	5/24/76	5/23/65	5/15/8	5/16/9	5/17/19	5/13/69	5/12/05	5/11/76	5/07/59	5/25/76	5/19/11	5/18/15	5/17/5	5/17/00	5/14/16	5/16/59	5/11	5/07/56
9/11/90	5/30/42	5/28/75	5/22/96	5/24/71	5/23/55	5/15/87	5/16/85	5/17/52	5/14/39	5/12/18	5/11/91	5/07/67	5/26/45	5/19/07	5/18/03	5/17/83	5/17/00	5/14/16	5/16/74	5/10/96	5/07/59
19/12/90	5/31/26	5/29/83	5/23/6	5/26/05	5/24/90	5/16/47	5/17/76	5/18/16	5/14/52	5/13/21	5/12/78	5/08/21	5/28/14	5/19/08	5/18/14	5/18/22	5/17/36	5/15/03	5/16/93	5/10/93	5/07/74
3/1/91	5/31/46	5/30/18	5/23/83	5/26	5/25/31	5/16/46	5/18/02	5/17/89	5/14/5	5/12/99	5/12/93	5/08/11	5/28/25	5/20/72	5/19/63	5/18/5	5/18/08	5/16/10	5/18/07	5/12/61	5/07/83
18/1/91	5/31/8	5/30/18	5/23/93	5/26/17	5/25/31	5/16/5	5/18/02	5/18/18	5/14/59	5/13/47	5/12/93	5/08/23	5/28/25	5/20/72	5/19/63	5/18/5	5/18/08	5/16/10	5/18/07	5/12/61	5/07/83
4/2/91	5/31/97	5/30/12	5/24/06	5/26/13	5/25/55	5/16/5	5/18/08	5/17/87	5/14/51	5/13/15	5/12/94	5/08/1	5/28/09	5/21/3	5/20/04	5/18/6	5/18/20	5/16/21	5/18/18	5/13/46	5/07/91
19/2/91	5/31/96	5/30/12	5/24/11	5/26/12	5/25/55	5/16/51	5/18/08	5/17/98	5/14/55	5/13/18	5/12/94	5/08/11	5/28/09	5/21/3	5/20/04	5/18/6	5/18/20	5/16/21	5/18/18	5/13/46	5/07/91
5/3/91	5/32/36	5/30/37	5/24/15	5/26/62	5/25/84	5/16/51	5/18/36	5/17/86	5/14/53	5/13/14	5/13/14	5/08/06	5/28/69	5/22/48	5/20/7	5/18/86	5/18/90	5/17/04	5/18/17	5/13/72	5/07/98
28/3/91	5/32/33	5/30/37	5/24/7	5/26/67	5/25/84	5/16/69	5/18/36	5/18/56	5/14/8	5/13/7	5/13/14	5/08/36	5/28/69	5/22/48	5/20/7	5/18/86	5/18/90	5/17/04	5/18/17	5/13/72	5/07/98
18/4/91	5/32/36	5/30/35	5/25/52	5/26/65	5/25/20	5/16/76	5/18/45	5/18/62	5/14/63	5/13/83	5/13/77	5/08/41	5/28/84	5/23/67	5/22/45	5/19/09	5/18/70	5/17/47	5/18/52	5/14/94	5/08/26
7/5/91	5/32/36	5/30/31	5/25/57	5/26/42	5/25/55	5/16/86	5/18/23	5/18/89	5/14/91	5/14/04	5/13/24	5/08/63	5/28/45	5/23/33	5/22/9	5/19/1	5/18/69	5/17/08	5/18/65	5/15/5	5/08/55
27/5/91	5/32/31	5/30/31	5/25/51	5/25/77	5/24/55	5/16/69	5/18/23	5/17/91	5/14/52	5/13/33	5/13/24	5/08/09	5/28/45	5/23/33	5/22/9	5/19/1	5/18/69	5/17/08	5/18/17	5/14/86	5/07/91
11/6/91	5/32/16	5/29/32	5/23/23	5/25/12	5/23/50	5/16/62	5/17/9	5/17/73	5/14/46	5/13/07	5/12/83	5/07/96	5/26/67	5/21/18	5/22/5	5/18/95	5/18/03	5/16/67	5/18/02	5/14/32	5/07/82
16/7/91	5/31/49	5/29/20	5/24/81	5/24/82	5/23/25	5/16/5	5/17/81	5/17/5	5/14/4	5/12/94	5/12/41	5/07/57	5/26/34	5/20/76	5/20/17	5/18/48	5/17/13	5/15/5	5/17/72	5/13/04	5/07/63
12/8/91	5/31/08	5/29/16	5/24/25	5/24/82	5/23/41	5/16/23	5/17/3	5/17/17	5/14/3	5/12/83	5/12/15	5/07/58	5/24/5	5/19/02	5/17/85	5/15/98	5/16/9	5/14/82	5/17/46	5/12/52	5/07/62
4/9/91	5/30/66	5/29/30	5/23/69	5/24/8	5/23/37	5/16/09	5/17/46	5/16/83	5/14/2	5/12/55	5/12/17	5/07/59	5/26/31	5/20/4	5/18/75	5/17/98	5/17/64	5/13/07	5/17/46	5/12/52	5/07/61
5/10/91	5/30/68	5/29/44	5/23/41	5/24/2	5/22/84	5/16/23	5/17/46	5/17/4	5/14/33	5/12/54	5/12/28	5/07/67	5/27/01	5/20/25	5/18/84	5/18/19	5/17/46	5/15/22	5/16/08	5/11/81	5/07/61

APÉNDICE III

**Cuadro III.A. Características generales de los pozos de extracción,
para protección de la pluma contaminante.**

CODIGO DE POZO	COORDENADAS		GASTO Q(m ³ /d)	TIEMPO DE TRABAJO(DÍAS)
	X	Y		
PE1	529,329.74	4' 744,841.33	-250	9,125
PE2	529,778.62	4' 744,841.33	-250	9,125
PE3	529,903.69	4,743,691.45	-300	9,125
PE9	531,508.11	4,743,821.03	-100	9,125
PE4	531,041.07	4,746,756.96	-180	9,125
PE6	535,858.36	4,745,458.38	-250	9,125

**Cuadro III.B. Características generales de los pozos de inyección, para
remediación de la pluma contaminante.**

A) ZONA DE ELORRIAGA

CODIGO DE POZO	COORDENADAS		GASTO Q(m ³ /d)	TIEMPO DE TRABAJO(DÍAS)
	X	Y		
PR315	529,433.33	4,744,841.67	400.00	9,125.00
PR31	529,320.67	4,744,837.20	400.00	9,125.00
PR381	529,209.98	4,744,840.80	250.00	9,125.00
PR38	529,091.00	4,744,775.43	500.00	9,125.00
PR380	529,095.89	4,744,703.52	400.00	9,125.00
PR382	529,094.10	4,744,635.78	300.00	9,125.00
PR39	529,091.35	4,744,575.54	500.00	9,125.00
PR398	529,103.17	4,744,497.51	500.00	9,125.00
PR390	529,211.36	4,744,433.01	550.00	9,125.00
PR3980	529,321.45	4,744,434.95	300.00	9,125.00

B) ZONA DE ARKUATE

CODIGO DE POZO	COORDENADAS		GASTO Q(m ³ /d)	TIEMPO DE TRABAJO(DÍAS)
	X	Y		
PR25	530,011.56	4,744,804.82	500.00	9,125.00
PR48	529,788.13	4,744,843.08	500.00	9,125.00
PR405	529,676.44	4,744,779.15	300.00	9,125.00
PR40	529,676.41	4,744,704.90	400.00	9,125.00
PR396	529,672.87	4,744,643.85	320.00	9,125.00
PR41	529,673.47	4,744,572.60	530.00	9,125.00
PR393	529,673.22	4,744,501.35	550.00	9,125.00
PR39	529,786.51	4,744,436.47	550.00	9,125.00
PR397	529,899.47	4,744,362.49	400.00	9,125.00
PR395	530,013.13	4,744,364.96	400.00	9,125.00
PR409	530,133.76	4,744,440.61	350.00	9,125.00
PR407	530,244.62	4,744,499.97	400.00	9,125.00
PR401	530,244.57	4,744,571.48	400.00	9,125.00
PR400	530,247.45	4,744,706.71	400.00	9,125.00

C) ZONA DE ARKAIA

CODIGO DE POZO	COORDENADAS		GASTO Q(m ³ /d)	TIEMPO DE TRABAJO(DÍAS)
	X	Y		
PR310	529,675.47	4,743,547.58	250.00	9,125.00
PR131	529,673.31	4,743,409.46	200.00	9,125.00
PR1330	529,787.69	4,743,275.66	300.00	9,125.00
PR132	529,903.44	4,743,207.29	450.00	9,125.00
PR1370	530,012.91	4,743,207.29	390.00	9,125.00
PR133	530,133.45	4,743,272.01	300.00	9,125.00
PR134	530,239.19	4,743,414.44	300.00	9,125.00
PR1372	530,241.63	4,743,481.84	200.00	9,125.00
PR136	530,230.34	4,743,552.46	300.00	9,125.00
PR150	530,129.91	4,743,619.14	600.00	9,125.00
PR135	530,009.56	4,743,682.95	610.00	9,125.00
PR138	529,898.47	4,743,687.57	550.00	9,125.00
PR130	529,787.38	4,743,618.14	450.00	9,125.00

D) ZONA DE ASKARZA

CODIGO DE POZO	COORDENADAS		GASTO Q(m ³ /d)	TIEMPO DE TRABAJO(DÍAS)
	X	Y		
PR600	531,738.96	4,743,816.87	500.00	9,125.00
PR600	531,506.64	4,743,819.47	250.00	9,125.00
PR700	531,408.12	4,743,688.11	250.00	9,125.00
PR701	531,408.12	4,743,486.37	250.00	9,125.00
PR701	531,408.12	4,743,486.37	250.00	9,125.00
PR702	531,626.27	4,743,347.98	250.00	9,125.00
PR703	531,858.80	4,743,347.88	250.00	9,125.00

E) ZONA DE ZURBANO

CODIGO DE POZO	COORDENADAS		GASTO Q(m ³ /d)	TIEMPO DE TRABAJO(DÍAS)
	X	Y		
PR45	531,044.78	4,746,814.99	400.00	9,125.00
PR451	531,049.00	4,746,678.00	600.00	9,125.00
PR43	531,048.52	4,746,547.48	600.00	9,125.00
PR44	531,157.03	4,746,475.70	550.00	9,125.00
PR444	531,278.53	4,746,471.78	300.00	9,125.00
PR441	531,387.65	4,746,472.51	500.00	9,125.00
PR420	531,507.54	4,746,471.61	500.00	9,125.00
PR420	531,625.21	4,746,545.67	400.00	9,125.00
PR4900	531,732.24	4,746,608.50	350.00	9,125.00
PR49	531,739.30	4,746,683.79	400.00	9,125.00
PR4800	531,738.14	4,746,748.81	250.00	9,125.00
PR46	531,742.30	4,746,824.90	300.00	9,125.00
PR490	531,628.61	4,746,892.70	200.00	9,125.00

F) ZONA DE OREITIA

CODIGO DE POZO	COORDENADAS		GASTO Q(m ³ /d)	TIEMPO DE TRABAJO(DÍAS)
	X	Y		
PR7712	536,453.33	4,745,383.10	250.00	9,125.00
PR7711	536,453.33	4,745,453.66	250.00	9,125.00
PR7710	536,333.23	4,745,522.71	250.00	9,125.00
PR771	536,223.05	4,745,591.89	250.00	9,125.00
PR770	536,108.45	4,745,593.62	250.00	9,125.00
PR776	535,988.42	4,745,591.65	300.00	9,125.00
PR73	535,869.75	4,745,520.43	400.00	9,125.00
PR775	535,764.47	4,745,455.53	350.00	9,125.00
PR731	535,760.34	4,745,382.00	350.00	9,125.00
PR711	535,762.50	4,745,248.04	350.00	9,125.00
PR7115	535,875.55	4,745,114.53	200.00	9,125.00