

01177  
1



# UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA DE MEXICO

DIVISION DE ESTUDIOS DE POSGRADO  
FACULTAD DE INGENIERIA

“EL FUNCIONAMIENTO DE LOS SISTEMAS DE  
FLUJO Y SU MANEJO A TRAVES DE POZOS PARA  
CONTROLAR LA CALIDAD DEL AGUA SUBTERRA-  
NEA OBTENIDA: IZTAPALAPA, CIUDAD DE  
MEXICO”

T E S I S

PARA OPTAR POR EL GRADO DE:

MAESTRA EN INGENIERIA (AMBIENTAL)

P R E S E N T A:

GABRIELA ANGELES SERRANO

294290

DIRECTOR: M. EN I. ANA ELISA SILVA MARTINEZ

CO-DIRECTOR: DR. J. JOEL CARRILLO RIVERA



CIUDAD UNIVERSITARIA D.F.

JUNIO 2001



Universidad Nacional  
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

**Biblioteca Central**



**UNAM – Dirección General de Bibliotecas**  
**Tesis Digitales**  
**Restricciones de uso**

**DERECHOS RESERVADOS ©**  
**PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL**

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

## RESUMEN

Para la ciudad de México, el agua subterránea representa la principal fuente de abasto; no obstante, su explotación está relacionada a una compleja problemática que incluye el continuo deterioro de su calidad. Las fuentes potenciales de contaminantes en Iztapalapa y Santa Catarina comprenden: 1) sitios de disposición de residuos (SDR), 2) infiltración de aguas residuales, 3) fugas de tanques de almacenamiento, 4) mezcla con agua de menor calidad del acuitardo y, 5) captación de flujos profundos con mayor contenido de minerales.

La influencia de estas fuentes en pozos de captación, se identificó con base en análisis de pruebas de bombeo, indicadores inorgánicos (Cl, Li, Sr, Na y K), y parámetros de campo (temperatura, conductividad eléctrica, pH, Eh, oxígeno disuelto y alcalinidad.).

Se determinaron cinco grupos de agua (I, II, III, IV y V), cuya calidad es resultado de la mezcla de flujos de diferente origen y tiempo de circulación en el material geológico; así como de la influencia de fuentes superficiales de contaminantes. De acuerdo a la teoría de los sistemas de flujo de agua subterránea (SFAS), se definieron flujos locales (grupo I), flujos intermedios (II y V) y flujos regionales (III y IV). De éstos, los grupos II y V presentaron más deterioro de su calidad por mezcla con agua del acuitardo, aguas residuales y SDR. El estudio de SFAS resultó en el establecimiento de criterios generales para el diseño, construcción y operación de pozos de abastecimiento con el objeto de controlar el deterioro en la calidad del agua obtenida.

## CONTENIDO

<b>I. INTRODUCCIÓN .....</b>	<b>1</b>
1.1. OBJETIVOS .....	3
1.1.1. OBJETIVO GENERAL .....	3
1.1.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	3
1.2. ALCANCES .....	4
1.3. LIMITACIONES .....	4
<b>II. PROBLEMÁTICA AMBIENTAL RELACIONADA CON EL AGUA SUBTERRÁNEA EN LA CIUDAD DE MÉXICO .....</b>	<b>5</b>
<b>III. MARCO TEÓRICO .....</b>	<b>11</b>
3.1. SISTEMAS DE FLUJO DE AGUA SUBTERRÁNEA .....	11
3.2. MECANISMOS DE ATENUACIÓN NATURAL DE PROCESOS DE CONTAMINACIÓN .....	16
3.2.1. PROCESOS DE ATENUACIÓN NATURAL .....	16
3.2.2. REACCIÓN: MATERIAL ACUÍFERO Y CONTAMINANTE .....	18
3.3. MIGRACION DE LIXIVIADO AL AGUA SUBTERRÁNEA EN SITIOS DE DISPOSICIÓN FINAL DE RESIDUOS (SD) .....	21
3.3.1. CONTAMINACIÓN POR LIXIVIADOS .....	21
3.3.2. DIAGNÓSTICO Y EVALUACIÓN .....	22
3.3.2.1. Investigación de campo a gran escala .....	26
3.3.2.2. Métodos geofísicos para diagnóstico .....	29
3.3.2.3. Composición química del agua .....	33
3.3.2.4. Campañas de monitoreo .....	36
3.3.2.5. Comportamiento de barreras naturales a procesos de migración de contaminantes .....	39
3.3.3. TECNOLOGÍAS PARA EL CONTROL DE PROCESOS DE CONTAMINACIÓN .....	40
3.3.3.1. Tratamiento de áreas contaminadas .....	42
3.3.3.2. Tratamiento de lixiviados y agua subterránea contaminada .....	42
<b>IV. CARACTERIZACIÓN DE LA ZONA DE ESTUDIO .....</b>	<b>44</b>
4.1. UBICACIÓN GEOGRÁFICA, CLIMA Y GEOLOGÍA .....	44
4.2. HIDROGEOLOGÍA DE LA CUENCA DE MÉXICO Y SU RELACIÓN CON EL ÁREA DE ESTUDIO .....	45
4.2.1. LITOESTRATIGRAFÍA GENERAL, CUENCA DE MÉXICO Y CUENCA DE CHALCO .....	45
4.2.1.1. Cuenca de México .....	45
4.2.1.2. Cuenca de Chalco .....	48
4.2.2. COMPOSICIÓN MINERALÓGICA .....	49

<b>4.3. MODELO HIDROGEOLÓGICO CONCEPTUAL DE FUNCIONAMIENTO DEL AGUA SUBTERRÁNEA.....</b>	<b>51</b>
<b>4.3.1 PARÁMETROS HIDRÁULICOS DE LAS DIFERENTES UNIDADES HIDROGEOLÓGICAS ..</b>	<b>52</b>
4.3.1.1. Acuitardo .....	53
4.3.1.2. Unidad intergranular .....	56
4.3.1.3. Unidad fisurada .....	56
<b>4.3.2. HIDROGEOQUÍMICA Y DEFINICIÓN DE GRUPOS DE AGUA SUBTERRÁNEA .....</b>	<b>57</b>
4.3.2.1. Sistema confinado, caso 1.....	59
4.3.2.2. Sistema semiconfinado, caso 2.....	60
4.3.2.3. Sistema libre, caso 3.....	60
4.3.2.4. Sistema confinado más flujo ascendente, caso 4.....	61
4.3.2.5. Sistema libre más contaminación superficial, caso 5.....	62
<b><u>V. DETERIORO DE LA CALIDAD DEL AGUA SUBTERRÁNEA, RELACION CON FUENTES POTENCIALES DE CONTAMINANTES.....</u></b>	<b><u>64</u></b>
<b>5.1. SITIO DE DISPOSICIÓN FINAL DE RESIDUOS DE SANTA CATARINA (SDSC).....</b>	<b>64</b>
5.1.1. HIDROGEOLOGÍA EN LOS ALREDEDORES DEL SDSC .....	67
5.1.2. MANIFESTACIONES DEL ÁREA DE ESTUDIO QUE INDICAN CONTAMINACIÓN.....	76
<b>5.2. MECANISMOS DE FLUJO SUBTERRÁNEO .....</b>	<b>78</b>
<b>5.2.1. GRUPOS DE AGUA SUBTERRÁNEA.....</b>	<b>79</b>
5.2.1.1. Grupo I .....	81
5.2.1.2. Grupo II .....	82
5.2.1.3. Grupo III .....	82
5.2.1.4. Grupo IV .....	86
5.2.1.5. Grupo V .....	87
<b>5.3. INFLUENCIA DE FUENTES DE CONTAMINACIÓN PRESENTES EN EL ÁREA.....</b>	<b>88</b>
<b><u>VI. MEJORAMIENTO DE LA CALIDAD DEL AGUA OBTENIDA DE POZOS DE EXTRACCIÓN ...</u></b>	<b><u>96</u></b>
<b><u>VII. CONCLUSIONES.....</u></b>	<b><u>104</u></b>
<b><u>VIII. RECOMENDACIONES .....</u></b>	<b><u>108</u></b>
<b><u>IX. LITERATURA CITADA.....</u></b>	<b><u>109</u></b>

## **LISTA DE TABLAS**

Tabla I. Parámetros químicos que indican corrosión potencial, su medición, y efectos individuales en agua subterránea (principalmente aplicable a materiales de hierro o materiales con base en hierro). Modificada de Lloyd y Heathcote, 1985.	19
Tabla II. Comparación de los estudios llevados a cabo	25
Tabla III. Secuencia de reacciones de óxido-reducción, que pueden ser identificadas en un relleno:	26
Tabla IV. Datos del censo de obras de captación en los alrededores del SDSC. Tomado de DGSU (1992) y DGCOH, (1999).	72
Tabla V. Gradientes calculados para el año 1999 para pozos ubicados en los alrededores del SDSC.	75
Tabla VI. Velocidad de movimiento calculada a partir de la ecuación de Darcy, $v = ki/\eta$ , los valores de $K$ se obtuvieron de pruebas de permeabilidad en el pozo M1. El cálculo de gradientes se presenta en la tabla V.	76
Tabla VII. Condensado de resultados de análisis fisicoquímicos de agua de pozos de la zona poniente de la delegación Ixtapalapa. En la última columna se muestra el grupo de agua que fue predominante de acuerdo a las características encontradas en las diferentes muestras tomadas para cada pozo. LR: Laguna los Reyes, LT: Laguna Tlahuac, RSB: Río San Buenaventura, RLC: Río La Compañía, SDSC: Escurrimientos del sitio de disposición de Santa Catarina. Los SDT son estimados a partir de los valores de CE medidos en campo.	84
Tabla VIII. Valores máximo y mínimo de parámetros de calidad del agua en algunos pozos de la batería de Santa Catarina-Mixquic (SC-M)	91

## ÍNDICE DE FIGURAS

- FIGURA 1. UBICACIÓN DE LA CIUDAD DE MÉXICO Y ZONA METROPOLITANA EN LA CUENCA DE MÉXICO Y EN UN CONTEXTO GEOLÓGICO REGIONAL. 8
- FIGURA 2. SECCIÓN ESQUEMÁTICA QUE MUESTRA LOS SISTEMAS DE FLUJO DE ACUERDO CON SU JERARQUÍA (LOCAL, INTERMEDIO Y REGIONAL), Y LA COMUNICACIÓN HIDRÁULICA ENTRE CUENCAS 14
- FIGURA 3. DISTRIBUCIÓN DE FLUJO. EFECTOS Y MANIFESTACIONES DEL FLUJO REGIDO POR GRAVEDAD EN UNA REGIÓN HIDROLÓGICA. 15
- FIGURA 4. A) LOCALIZACIÓN DEL ÁREA. B) VISTA EN PLANTA DE LA SECCIÓN. C) SECCIÓN GEOLÓGICA STA. FE-IXTAPALAPA- NEZAHUALCOYOTL QUE MUESTRA EL ESPESOR DEL SISTEMA ACUÍFERO DE LA CIUDAD DE MÉXICO Y LAS PRINCIPALES UNIDADES QUE LO CONSTITUYEN. MODIFICADOS DE EDMUDS, ET AL, 2001. 52
- FIGURA 5. SECCIÓN ESQUEMÁTICA QUE MUESTRA LA ESTRATIGRAFÍA GENERAL DE LA CUENCA DE CHALCO. 55
- FIGURA 6. UBICACIÓN DE POZOS EN LA ZONA DE IXTAPALPA Y ÁREAS DEL EDO. DE MÉXICO CERCANAS AL SDSC. 60
- FIGURA 7. ESQUEMA GENERAL DE CONSTRUCCIÓN DE LOS POZOS DEL RAMAL SANTA CATARINA - MIXQUIC. SE OBSERVA LA PROFUNDIDAD Y ESPESOR DE LA TUBERÍA RANURADA. 61
- FIGURA 8. SECCIÓN GEOLÓGICA ESQUEMÁTICA A-A', QUE PRESENTA LA DIRECCIÓN DE MOVIMIENTO APARENTE DEL AGUA SUBTERRÁNEA Y LOS SISTEMAS HIDROGEOLÓGICOS. 62
- FIGURA 9. RESPUESTA OBTENIDA DURANTE UNA PRUEBA DE BOMBEO A CAUDAL CONSTANTE CON MEDICIÓN DE CE, TEMPERATURA Y ABATIMIENTO DEL NIVEL ESTÁTICO PARA EL CASO DE UN ACUÍFERO CONFINADO CUYA PROFUNDIDAD ABARCA LA TOTALIDAD DEL ESPESOR PRODUCTOR. LA SECCIÓN DE ESTE SISTEMA SE REPRESENTA ESQUEMÁTICAMENTE A LA DERECHA.
- FIGURA 10. RESPUESTA DE ABATIMIENTO DEL NIVEL ESTÁTICO, CE Y TEMPERATURA DEL AGUA SUBTERRÁNEA, PARA UN SISTEMA SEMICONFINADO EN COMPARACIÓN CON UN SISTEMA CONFINADO. EN ESTE CASO, LA PROFUNDIDAD DEL BASAMENTO NO CORRESPONDE CON LA PROFUNDIDAD DEL POZO DE EXTRACCIÓN.
- FIGURA 11. ESQUEMA DE LAS CARACTERÍSTICAS DEL FLUJO QUE APORTA AGUA EN UN SISTEMA LIBRE Y LA RESPUESTA DE ABATIMIENTO, CE Y TEMPERATURA QUE SE TIENE EN UNA PRUEBA DE BOMBEO A CAUDAL CONSTANTE.
- FIGURA 12. GRÁFICOS QUE MUESTRAN LA RESPUESTA HIDRÁULICA DE UN SISTEMA CONFINADO CON FLUJO ASCENDENTE DURANTE UNA PRUEBA DE BOMBEO, LA CUAL INDICA UNA DISMINUCIÓN EN EL ABATIMIENTO QUE VA ACOMPAÑADA DE UN INCREMENTO DE TEMPERATURA Y STD DEL AGUA EXTRAÍDA. EN EL ESQUEMA SE MUESTRA QUE EL FLUJO NO ES SÓLO HORIZONTAL Y RADIAL AL POZO, SINO TAMBIÉN SE TIENE FLUJO VERTICAL ASCENDENTE.
- FIGURA 13. RESPUESTA HIDRÁULICA Y FISCOQUÍMICA DE UN SISTEMA DE EXTRACCIÓN DURANTE UNA PRUEBA DE BOMBEO, LA CUAL CORRESPONDE A UN SISTEMA LIBRE CON INFLUENCIA DE FLUJOS CONTAMINANTES DE FUENTES SUPERFICIALES.
- FIGURA 14. ESQUEMA DE LOS SISTEMAS DE SANEAMIENTO COLOCADOS EN EL SDSC, DEBE NOTARSE QUE LOS SISTEMAS DE COLECCIÓN DE LIXIVIADOS Y PROTECCIÓN DEL

SUBSUELO SE UBICAN ÚNICAMENTE EN LA ÚLTIMA SECCIÓN. TOMADO DE GDF-JICA, 1999.

FIGURA 15. FOTOGRAFÍA AÉREA DEL SDSC, DONDE SE APRECIA LA DENSIDAD DE URBANIZACIÓN HACIA EL SURESTE QUE ALCANZA LOS LÍMITES DEL SITIO.

FIGURA 16. DISMINUCIÓN DEL NIVEL ESTÁTICO DEL AGUA CON EL INCREMENTO DE LA PROFUNDIDAD DE PERFORACIÓN PARA EL POZO MI. DATOS TOMADOS DE FRISANCHO, 1996.

FIGURA 17. UBICACIÓN DE POZOS DE ABASTECIMIENTO Y MONITOREO EN LOS ALREDEDORES DEL SDSC, LAS FLECHAS INDICAN DIRECCIÓN DE ESCURRIMIENTO SUPERFICIAL. BASE CARTOGRÁFICA MODIFICADA DE DGSU, 1992.

FIGURA 17B. DISTRIBUCIÓN DE CONTAMINANTES GENERADOS EN SDSC LA CUAL FUE SUPUESTA A PARTIR DEL TRAZO DE LÍNEAS DE ISONIVEL UTILIZANDO CARGAS HIDRÁULICAS APARENTES, REPORTADAS EN 1991. LA LÍNEA RECTA INDICA UN PARTEAGUAS SUBTERRÁNEO APARENTE EN LA ZONA.

FIGURA 17C. ESCENARIO 2. EL MOVIMIENTO DEL AGUA DE ACUERDO CON EL GRADIENTE HIDRÁULICO APARENTE ES HACIA EL SURESTE DEL SDSC.

FIGURA 18. GRUPOS DE AGUA SUBTERRÁNEA DETECTADOS EN LOS POZOS DE AGUA POTABLE DE LA ZONA DE IXTAPALAPA DE ACUERDO CON LOS SISTEMAS DE FLUJO IDENTIFICADOS. GRUPO I ( ♦ ), GRUPO II ( ■ ), GRUPO III ( △ ), GRUPO IV ( ● ) Y GRUPO V ( ○ ).

FIGURA 19. FUENTES POTENCIALES DE CONTAMINACIÓN DE AGUA SUBTERRÁNEA.

FIGURA 20. INFLUENCIA DE DIFERENTES APORTES DE AGUA DE MALA CALIDAD EN LOS POZOS DE AGUA POTABLE DE LA ZONA DE IXTAPALAPA. POZOS QUE PRESENTAN CONTAMINACIÓN ( ■ ), POZOS CON AGUA DE BUENA CALIDAD ( ♦ ). FUENTES SUPERFICIALES DE CONTAMINACIÓN ( × ): LAGUNA TLÁHUAC, LT; CANAL DE CHALCO, CCH; RÍO LA COMPAÑÍA, RLC; RLC2; SITIO DE DISPOSICIÓN DE RESIDUOS SANTA CATARINA, SDSC.

FIGURA 21. ESQUEMA DE PROPUESTA DE SISTEMA DE EXTRACCIÓN DE LAS UNIDADES ACUÍFERAS A APROX. 400 M DE PROFUNDIDAD. Q1: CAUDAL CAPTADO DE FLUJOS SOMEROS, Q2, CAUDAL EXTRAÍDO DE FLUJOS PROFUNDOS.



## **ABREVIATURAS Y SÍMBOLOS**

CE	CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA
COD	CARBONO ORGÁNICO DISUELTO
COV'S	COMPUESTOS ORGÁNICOS VOLÁTILES
DGCOH	DIRECCIÓN GENERAL DE CONSTRUCCIÓN Y OPERACIÓN HIDRÁULICA
DGSU	DIRECCIÓN GENERAL DE SERVICIOS URBANOS
DRT-CNA	DIRECCIÓN REGIONAL DE TEXCOCO, COMISIÓN NACIONAL DEL AGUA
EC	ECUACIÓN
GAVM	GERENCIA DE AGUAS DEL VALLE DE MÉXICO
GDF	GOBIERNO DEL DISTRITO FEDERAL
JICA	AGENCIA DE COOPERACIÓN INTERNACIONAL DEL JAPÓN
K	CONDUCTIVIDAD HIDRÁULICA
$K_H$	CONDUCTIVIDAD HIDRÁULICA HORIZONTAL
$K_V$	CONDUCTIVIDAD HIDRÁULICA VERTICAL
SD	SITIOS DE DISPOSICIÓN FINAL DE RESIDUOS SÓLIDOS
SDSC	SITIO DE DISPOSICIÓN FINAL DE RESIDUOS DE SANTA CATARINA
SDT	SÓLIDOS DISUELTOS TOTALES

## I. INTRODUCCIÓN

La Ciudad de México (incluyendo el Distrito Federal y los 17 municipios conurbanos del estado de México), se localiza en la región sur de la Cuenca de México, a una altitud mayor a 2,200 msnm. Estas entidades abarcan una superficie de 3773 km<sup>2</sup>, la cual ha sido construida principalmente en la planicie; aunque se extiende en algunas partes sobre el pie de monte del relieve circundante. En ella se encuentran concentradas la mayoría de las actividades comerciales, industriales y culturales del país, lo cual ha propiciado fenómenos poblacionales como la migración y por consiguiente, el rápido crecimiento de la población y de sus requerimientos de agua potable (AIC, 1995).

El agua subterránea hasta el día de hoy representa la principal fuente de abasto para esta macro urbe, pues más del 70% del agua que la abastece es obtenida de la explotación de sistemas de pozos de la Cuenca de México y de cuencas vecinas, principalmente la correspondiente a la zona de Lerma (Birkle, 1998). Puesto que la mayor parte del abasto de agua en la Ciudad de México se debe a la explotación de los diferentes acuíferos, es importante conocer la problemática ambiental que se relaciona con ésta, especialmente en áreas densamente pobladas como la Ciudad de México en donde el manejo y confinamiento inadecuado de residuos de distinto origen, así como la existencia de canales no revestidos para la conducción de aguas residuales, pueden conducir al deterioro de su calidad.

Debido al complejo marco físico y social que la constituye, la Ciudad de México exhibe, además de este paulatino deterioro de calidad, debido a procesos de contaminación<sup>1</sup> de diferente índole, otros problemas ambientales relacionados con el agua subterránea que deben ser considerados como referente básico, pues en algunos casos comparten las mismas causas, como es el caso del hundimiento de tierras y algunos procesos de contaminación que contribuyen al deterioro de la calidad del agua, ya que ambos han sido asociados con las actividades de extracción de agua subterránea, como se explica más adelante.

En este trabajo se aborda el problema de disminución de la calidad del agua subterránea en la Ciudad de México desde la perspectiva del funcionamiento de los sistemas de flujo en la zona de estudio y con respecto al contexto regional (GDF, 2000, Edmunds, *et al*, 2001, Huizar-Álvarez, *et al*, 2001); debido a que este esquema conceptual resulta en un mejor entendimiento de la problemática e inclusive, puede ser clave en la definición de estrategias de solución, que puedan resultar más viables desde una perspectiva económica, ambiental y social. De la búsqueda de esta viabilidad se desprende la necesidad no sólo de conocer el funcionamiento de los sistemas de flujo, sino también de los mecanismos naturales que se llevan a cabo localmente en los medios por donde circula el agua y mitigan el impacto del proceso de contaminación independientemente de la fuente.

---

<sup>1</sup> En este trabajo, contaminación se define como la introducción al agua de cualquier sustancia que produce un cambio en su composición, que no necesariamente es dañino para la salud o el ecosistema (Zaporozec, 1994).

Las fuentes generadoras de contaminantes del agua subterránea, han sido evaluadas desde diferentes aspectos para el caso de la Ciudad de México. Entre éstos, la contaminación por lixiviados generados en sitios de disposición de residuos sólidos (SD) es motivo de análisis, pues aunque las normas para el confinamiento final de residuos han mejorado (NOM-ECOL-083), aún se tiene el problema de sitios que fueron construidos en años anteriores y que eran prácticamente tiraderos de basura, como es el caso del sitio de disposición de Santa Catarina (SDSC), por lo que es posible adelantar que la contaminación de agua subterránea por sitios de disposición activos o clausurados aún continúa; por lo que se deben proponer estrategias de control. Para esto es importante conocer las características físicas de la zona afectada (ubicación, clima, geología e hidrogeología); pues se requiere poseer un buen entendimiento de estos aspectos, a fin de predecir el destino de los contaminantes en el ambiente.

El deterioro de la calidad del agua puede estar ocasionado por más de una fuente de aporte de contaminantes, entre las que destacan: i) la presencia de canales de aguas residuales no revestidos en zonas donde el subsuelo presenta alta conductividad hidráulica ( $K$ ), ii) la infiltración de agua residual proveniente de áreas urbanizadas sin servicio de drenaje o en mal estado, iii) fugas en los tanques de almacenamiento y iv) mezcla durante la extracción, de agua de saturación del acuitardo con mayor contenido de sólidos disueltos (STD). También se han tenido evidencias de contaminación, debido a la política de extracción, al inducir la captación de flujos más profundos y con mayor contenido de STD (SMA, 1999).

Dada la existencia de múltiples fuentes de contaminación del agua subterránea en la Ciudad de México, para definir una política de diseño, construcción y operación de pozos de abastecimiento, con el fin de controlar la calidad del agua en la zona de estudio; es fundamental el conocimiento de cómo influyen estas fuentes en el deterioro de la calidad del agua extraída por pozos en una zona determinada, junto con la definición de los mecanismos de flujo presentes en la zona, esto último, desde la perspectiva que se tiene a partir del esquema conceptual de sistemas de flujo de agua subterránea.

Esta perspectiva, al ser utilizada en la definición de un proceso de contaminación, incluye además de los estudios generalmente llevados a cabo como: caracterización geológica de la zona problema con la definición de las diferentes unidades hidrogeológicas respecto a su conductividad hidráulica, nivel piezométrico, dirección aparente del flujo horizontal, ubicación de posibles fuentes de contaminación superficial y determinación de algunos parámetros fisicoquímicos para observar el deterioro en la calidad del agua subterránea; la introducción de controles de tipo hidrogeoquímico e hidráulico que permitan conocer la influencia del proceso de contaminación, de manera que sea posible establecer, la tendencia al deterioro de la calidad fisicoquímica del agua extraída por pozos, así como marcar criterios para la construcción y operación de pozos de abastecimiento, que se basen en el conocimiento del funcionamiento de sistemas de flujo existentes. Así, en la Delegación Ixtapalapa<sup>2</sup>, se identificó la influencia de grupos de agua de naturaleza intermedia, además de un aporte de agua

<sup>2</sup> En este trabajo se prefirió usar el nombre antiguo Ixtapalapa derivado del náhuatl *Ixtapalapan*, que significa en el agua de las lajas, o en el agua atravesada.

superficial contaminada, y la propuesta de control de su calidad, en el caso de algunos pozos, se presentó con base en esta definición inicial de su problemática.

## **1.1. OBJETIVOS**

### **1.1.1. Objetivo General**

Establecer esquemas generales de manejo de los sistemas de pozos de abastecimiento para el control de la calidad del agua subterránea sometida a diversos procesos de contaminación, con base en el conocimiento del funcionamiento de sistemas de flujo subterráneo en la Delegación Ixtapalapa y la zona de Santa Catarina.

### **1.1.2. Objetivos Específicos**

Establecer aspectos relevantes de la problemática ambiental del agua subterránea en la Ciudad de México mediante investigación bibliográfica.

Establecer el marco teórico conceptual respecto a los sistemas de agua subterránea, sus procesos de contaminación y el control de los mismos, mediante revisión bibliográfica de los últimos quince años.

Caracterizar el proceso de contaminación del agua subterránea con base en el análisis de información de campo asequible sobre las características estatigráficas, hidrológicas, geofísicas, geoquímicas, de hidráulica subterránea y de aspectos ambientales relacionados con la zona de estudio.

Identificar aspectos del funcionamiento de los sistemas de flujo en el área de estudio mediante análisis de pruebas de bombeo con medición paralela de temperatura y conductividad eléctrica, e información de laboratorio de composición química de muestras de agua.

Determinar la influencia de canales de aguas negras y sitios de disposición final, sobre el deterioro de la calidad del agua subterránea en el área de estudio, mediante análisis de pares de elementos y compuestos químicos inorgánicos (elementos mayores, menores y traza) característicos, e identificación de velocidad y dirección de flujo horizontal.

Definir mecanismos de ingreso de contaminantes mediante el análisis de pruebas de bombeo y resultados de calidad de agua respecto a elementos y compuestos químicos inorgánicos (elementos mayores, menores y traza).

Proponer esquemas generales para el manejo de los sistemas de extracción como alternativa para el control de la calidad del agua extraída de pozos de abastecimiento, resultado de la migración de agua de menor calidad, en los alrededores del sitio de disposición final de Santa Catarina.

## **1.2. ALCANCES**

Este trabajo plantea esquemas generales de manejo de los sistemas de extracción para el mejoramiento de la calidad del agua subterránea que se obtiene en el área de estudio, a partir del conocimiento de los mecanismos de flujo subterráneo, los cuales fueron determinados a partir de información histórica y datos de análisis químicos de muestreos de pozos llevados a cabo en el periodo 1999-2000 en Ixtapalapa; y la influencia de posibles fuentes de contaminación.

Dado que el agua con calidad no deseada puede proceder de diversas fuentes como son: (1) lixiviados generados por SD, (2) filtraciones de agua de canales que transportan aguas residuales, (3) agua del acuitardo y (4) entrada de agua de flujos profundos, se proponen esquemas conceptuales que pueden ser usados para mejorar la calidad del agua que se extrae en la zona de Santa Catarina, con base en una recopilación y análisis de información asequible (las instituciones que han publicado datos al respecto son: UNAM, DGCOH, SMA y DGSU), y con verificaciones de campo.

## **1.3. LIMITACIONES**

Dados los alcances de este trabajo, únicamente se plantearon condiciones y criterios generales para el manejo de los sistemas de abastecimiento en la zona de Santa Catarina-Mixquic, que requieren ser llevadas al campo para evaluar su efectividad como alternativas para el control de la calidad del agua.

## II. PROBLEMÁTICA AMBIENTAL RELACIONADA CON EL AGUA SUBTERRÁNEA EN LA CIUDAD DE MÉXICO

En la actualidad, el 71% del abastecimiento total de agua a la Ciudad De México, estimado en  $60.3\text{m}^3\text{ s}^{-1}$ , se obtiene del agua subterránea extraída en el lugar (Birkle *et al*, 1998) el resto proviene de fuentes externas a la Cuenca entre las que destacan la fuente de agua superficial del sistema Cutzamala ( $10.6\text{ m}^3\text{ s}^{-1}$ ), y aprovechamiento de pozos de extracción de la zona de Lerma ( $5.3\text{ m}^3\text{ s}^{-1}$ ) (AIC, *et al*, 1995).

El abastecimiento de agua a la Ciudad de México se realiza, preferentemente, a partir del aprovechamiento de más de 3,500 pozos de extracción de agua subterránea, de distintas profundidades, localizados dentro de la misma y en los alrededores, tanto en la zona plana como en el pie de monte; los cuáles extraen agua de unidades volcánicas fracturadas, depósitos granulares (Huizar y Carrillo–Rivera, 1998) y parcialmente del acuitardo lacustre sobre el que se encuentra construida la ciudad (Herrera, *et al.*, 1982). Dada la importancia que reviste para el presente estudio, el llamado acuitardo lacustre será ampliamente descrito en el capítulo IV.

En general, los problemas de la Ciudad de México relacionados con el agua, pueden incluirse en dos temas principales: i) la cantidad de agua asequible<sup>3</sup> para los diferentes usos y ii) la calidad que presenta la misma. De acuerdo con Huizar y Carrillo–Rivera (1998), la cantidad y calidad del agua que puede ser conseguida por la Ciudad de México se ve disminuida debido a los siguientes factores: i) carencia de autosuficiencia en su suministro, ii) la gran cantidad de fugas en la red de distribución, iii) el alto consumo y dispendio que se supone por usuario, iv) la distribución inequitativa del recurso, v) la baja eficiencia en la extracción y manejo del agua subterránea, vi) el bajo porcentaje de tratamiento de aguas negras, vii) la contaminación de las corrientes de agua superficial, viii) carencia de aprovechamiento de aguas pluviales y, ix) el alto riesgo de contaminación del agua. Todos los cuales condicionan la existencia de una problemática que abarca aspectos sociales, jurídico–administrativos y ambientales.

Desde el punto de vista ambiental, se ha identificado que algunas acciones encaminadas a resolver el abastecimiento de agua para la ciudad han ocasionado también un importante deterioro en los ecosistemas. Por ejemplo, se puede observar, en algunos cuerpos de agua superficial utilizados para el abasto, disminuciones importantes del nivel de agua los cuales reflejan un agotamiento constante de las fuentes superficiales; asimismo, respecto al agua subterránea, se observa un aumento constante en la profundidad de extracción así como el deterioro paulatino de su calidad físico–química. Lo anterior da como resultado la desecación y desertificación de aquellas zonas donde se obtiene el agua de abastecimiento y, por otro

---

<sup>3</sup> En este trabajo se prefirió omitir el término "disponible" pues de acuerdo con su definición disponible es "todo aquello de que se puede disponer libremente" (Diccionario Porrúa, 1991) y este significado va en contra de la necesidad de tener un manejo y uso racional y controlado del recurso.

lado, el incremento de la contaminación orgánica e inorgánica del agua superficial y subterránea, afecta las comunidades de los alrededores.

En las cuencas de las que se importa agua, se puede también observar una destrucción del suelo y de su cubierta vegetal, lo cual puede ser atribuido a la disminución de los niveles del agua subterránea, dado que muchas de las especies vegetales requieren introducir sus raíces en la zona saturada. Junto a esto el manejo inadecuado de la extracción por pozos en la Ciudad de México presenta una respuesta de hundimiento del suelo que ocasiona daños en la infraestructura urbana.

Por otra parte, el manejo actual de las aguas residuales consiste en conducir la mayor parte de las mismas a las afueras de la Ciudad de México y usarlas para riego; sin que hayan recibido algún tipo de tratamiento; tal práctica ha ocasionado no sólo la recuperación imprevista de los niveles de saturación, sino la inundación de las cuencas hidrológicas vecinas como es el caso del Valle del Mezquital, donde todavía se pueden observar ejemplares de vegetación xerófila, propia de lugares desérticos, los cuales evidencian el drástico cambio en las condiciones ambientales del lugar. Lo anterior pone en riesgo la supervivencia de especies nativas con baja capacidad de adaptación.

Se considera que el manejo del agua para la Ciudad de México desde mediados del siglo XIX, ha ocasionado cambios graduales en el régimen de flujo subterráneo y superficial de la Cuenca de México; los cuales implican una evolución gradual de lo que, hasta hace 100 años era una cuenca artesiana y surgente completamente saturada y provista de un sistema de lagos. Ahora se tiene una cuenca con características no surgentes, lagos desecados y niveles de agua subterránea que han declinado alrededor de 80m (Edmunds *et al*, 2001). Asimismo, la profundidad a la que se encuentra la zona saturada continua aumentando alrededor de 1m-año<sup>-1</sup> (Birkle *et al.*, 1998) y durante mediados del siglo XX, se han secado los manantiales que abundaban en la parte baja de la Cuenca de México (Durazo y Farvolden, 1989).

La parte del acuífero que abastece la Ciudad de México ha sido reconocida como un sistema acuífero constituido por la relación hidráulica estrecha entre el acuitardo y la parte del acuífero que le subyace (Edmunds, *et al*, 2001). Las unidades geológicas que incluye el acuífero, se distribuyen de forma continua y regional; por lo que se encuentran en otras partes de la Cuenca de México, extendiéndose hasta numerosas cuencas vecinas. Estas unidades pertenecen al Cinturón Volcánico Trans-Mexicano, cuyas dimensiones son 950 km de longitud por 110 km de ancho (Mooser *et al.*, 1997) (Figura 1). Dada la continuidad y extensión de las unidades geológicas que conforman el sistema acuífero que abastece a la ciudad, es justificado pensar que existe también una comunicación hidráulica a nivel regional, lo cual ha sido establecido por la teoría de sistemas de flujo que será descrita en el siguiente capítulo.

Los estudios realizados desde 1966 respecto al sistema acuífero, han demostrado el enlace que existe entre la extracción de agua subterránea y el hundimiento del suelo (CAVM, 1966, Marsal y Graue 1969, ). Posteriormente se han realizado investigaciones a detalle sobre el hundimiento de la ciudad debido a la extracción (Herrera *et al*, 1982, Rivera y Ledoux 1991) ya que tal actividad ha conducido a un progresivo avance en el proceso de consolidación, con el

consecuente daño a la estructura de las construcciones, el cuál desde 1900, ha sido de 9 m en el centro de la ciudad y, en los años 1950's, se ha extendido hacia otras partes bajas de la cuenca (AIC 1995, Ortega-Guerrero, *et al*, 1999). El proceso de consolidación del acuitardo adquiere relevancia puesto que aunado a él se generan fracturas en el mismo, aumentando su conductividad hidráulica ( $K$ ) y por consiguiente, el riesgo de contaminación del acuífero subyacente.



Figura 1. Ubicación de la Ciudad de México y Zona Metropolitana dentro de la cuenca de México y en un contexto geológico regional.

Como se apuntó anteriormente, además del hundimiento asociado a la extracción de agua subterránea, existen también evidencias de la posible entrada de contaminantes al acuífero, desde fuentes superficiales, inclusive a través del acuitardo<sup>4</sup>. Así, investigaciones hidrogeoquímicas, a escala local, se han llevado a cabo con el fin de describir el transporte de solutos en el acuitardo y su migración hacia el acuífero subyacente (Rudolph *et al*, 1989 y Pitre, 1994). En tales estudios se concluyó en forma indirecta que las fracturas en el acuitardo pueden condicionar la migración de contaminantes orgánicos e inorgánicos hacia el acuífero. Por su parte, Marisa Masari (1992) determinó que las fracturas permiten el transporte vertical de algunos compuestos orgánicos bajo el Gran Canal y Río de los Remedios al norte del lago de Texcoco, a pesar de que es baja la  $K$  del acuitardo de la Ciudad de México (del orden de  $10^{-9} \text{ m s}^{-1}$ ). En el mismo sitio Pitre (1994) determinó que la distancia a la cual algunos iones

<sup>4</sup> Con anterioridad a las investigaciones aquí citadas, era común pensar que el acuitardo funcionaba como una barrera natural que impedía la llegada de contaminantes a la parte del acuífero en explotación.



habían migrado a través del acuitardo era sólo de 10 m en lugares cercanos a canales no revestidos de aguas residuales.

En conjunto, estos estudios atribuyen la disminución en la calidad del agua, a procesos de contaminación debido a infiltraciones al subsuelo de aguas residuales. En la Ciudad de México y zonas adyacentes, cerca del 20% de las aguas residuales producidas es vertido directamente al suelo, además de que existen canales abiertos que transportan aguas residuales y que se concentran principalmente en la zona oriente (Huizar-Álvarez, *et al*, 2001).

El detrimento en la calidad del agua extraída del sistema acuífero de la Ciudad de México, también ha sido asociado con la mezcla de agua del acuitardo, la cual es inducida hacia el sistema de captación del pozo junto con el agua proveniente del acuífero. Esto es debido a las altas concentraciones de sólidos disueltos que puede presentar el agua de saturación del acuitardo. Por ejemplo, de acuerdo con la DGCOH (1996) en el área del lago de Texcoco, la concentración de sólidos totales disueltos (STD) en el agua de la parte superior del acuitardo varía de 37,000-53,000 mg/l. En Sosa Texcoco se han encontrado concentraciones de 195,000 mg/l (Rudolph, 1989). En el área de Chalco se han reportado concentraciones de Na<sup>+</sup> y Cl<sup>-</sup> de 4,000 y 4,500 mg/l respectivamente (Ortega-Guerrero, *et al*. 1993). El estudio de la salinidad del acuitardo llevado a cabo por la DGCOH (1996), registró variaciones en la cantidad de STD que van desde 110mg/l a 11,400 mg/l, las cuales dependen del sitio y profundidad de la medición.

Se considera que conforme ha ido en aumento la extracción de agua subterránea con el tiempo; agua con mayor salinidad del acuitardo, fluye hacia el sistema acuífero y contribuye a cambios en niveles de calidad del agua obtenida en pozos de extracción (Cardona y Hernandez, 1995). También ha sido reconocida, aunque no evaluada, la mezcla agua del acuitardo-acuífero en Chalco, al sudeste de la ciudad, cuyo aprovechamiento por pozos ha sido intenso en los últimos 20 años (Ortega-Guerrero, *et al*, 1993).

Variaciones en la calidad del agua con el tiempo de extracción en el sistema acuífero de la Ciudad de México, también pueden deberse a que el sistema de extracción capta flujos de extensión regional que circulan a mayor profundidad que los niveles de extracción del pozo y que presentan distinta calidad de agua. Este efecto puede ser atribuido a la relación que existe entre el espesor del sistema acuífero (aproximadamente 2,000 m) y la profundidad de los pozos (200-400m). Dada estas dimensiones, se puede afirmar que existe posibilidad de modificación de las características químicas del agua que es extraída, por la mezcla con flujos adicionales verticales o laterales de mayor profundidad y extensión regional (Edmunds, *et al.*, 2001).

De manera adicional a las causas antes indicadas, el cambio en la calidad de agua que se da durante el tiempo de operación de los pozos de extracción, puede ocurrir por procesos debidos a la recarga artificial de cerca de 0.05 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup> (AIC, 1995) de aguas residuales tratadas (tratamiento terciario y secundario). Sin embargo se sabe que al presente ya no son inyectadas directamente al sistema acuífero (DGCOH, Comunicación Personal).

Es ampliamente reconocido que los sitios de disposición de residuos sólidos no peligrosos (SD); también llamados municipales por su origen, generan lixiviados que potencialmente pueden contaminar el agua subterránea. La composición de los mismos se analizó para determinar su toxicidad y encontrar que, tanto los lixiviados como las aguas subterráneas contaminadas por éstos, exhiben un nivel de riesgo de producir cáncer (toxicidad aguda o crónica), similar al encontrado en lixiviados generados en sitios de co-disposición (donde se permite disposición de residuos peligrosos), o SD peligrosos (Scharab, *et al* 1993).

Debido al riesgo a la salud que poseen los lixiviados, resulta de particular importancia entender el proceso y los posibles controles de migración al agua subterránea desde estos sitios. En algunas zonas de la Ciudad de México, los mismos se caracterizan por presentar un pobre manejo y disposición (Mazari y Mackay, 1993). Para calificar de inadecuada la disposición final de residuos en un sitio determinado, se necesita considerar un conjunto de aspectos, dentro de los cuales resulta fundamental el conocimiento de las características del sitio que no concuerdan con las normas vigentes al respecto (GDF-JICA, 1999); sin embargo, también se debe considerar que manifestaciones ambientales de la migración de contaminantes podrían quedar al margen de los límites, previsiones y acciones marcados en la norma y si éste es el caso, podría subestimarse el riesgo potencial de un determinado SD. Lo anterior será explicado respecto al caso del SDSC en el capítulo V.

Los procesos antes mencionados: infiltración de aguas residuales crudas y tratadas, extracción de flujos subterráneos adicionales, extracción de agua del acuitardo e infiltración de lixiviados de SD se caracterizan por aportar agua cuya composición química particular altera la calidad del agua subterránea que se obtiene. El cambio en la calidad del agua puede poner en riesgo la salud de los habitantes la Ciudad de México. Dado lo anterior, se han realizado investigaciones encaminadas a identificar los cambios en la composición química del agua extraída que podrían constituir un riesgo potencial de deterioro de su calidad y que podrían afectar fuentes de agua asequibles al sudeste de la Cuenca de México (SMA, 1999).

La mayoría de los estudios que tienen que ver con el comportamiento hidrogeológico del sistema acuífero, se han centrado en la hidráulica del agua subterránea y el movimiento vertical del agua desde el acuitardo. Asimismo, son pocos los estudios hidrogeoquímicos del sistema acuífero de la Ciudad de México que intentan evaluar desde ésta perspectiva, aspectos ambientales como los anteriormente indicados (Edmunds, *et al*, 2001).

Edmunds, *et al*, (2001), definieron la evolución de la calidad del agua subterránea desde su característica natural base, con lo que pudieron detectar, desde una perspectiva regional, la dimensión de cualquier entrada de contaminantes al sistema acuífero y establecieron la entrada de agua de flujos regionales subyacentes mediante un flujo inverso de agua. Esta entrada a los pozos, de agua de mayor salinidad, es adicional al flujo vertical proveniente del acuitardo. Asimismo se resaltó la importancia de la toma de iniciativas desde una perspectiva integral para mejorar el manejo del recurso, de manera que pueda considerarse como una política básica para frenar el deterioro ambiental. Esta perspectiva, al ser utilizada en la definición de un proceso de contaminación, incluye además de los estudios generalmente llevados a cabo como: caracterización geológica de la zona estudiada con la definición de las

diferentes unidades hidrogeológicas respecto a su  $K$ , piezometría, dirección aparente del flujo horizontal, ubicación de posibles fuentes de contaminación superficial y determinación de algunos parámetros fisicoquímicos para observar el deterioro en la calidad del agua subterránea; la introducción de controles de tipo hidrogeoquímico e hidráulico que permitan conocer el impacto del proceso de contaminación tanto dentro de un contexto regional como local. Debido a que sólo de esta manera podrán hacerse propuestas de control de la calidad del agua.

El presente trabajo se llevó a cabo con el enfoque antes mencionado; el cual fue aplicado en un área que incluye la delegación Ixtapalapa y sus límites con municipios pertenecientes al Estado de México (Municipios de Chalco y Netzahualcoyotl), al sudeste de la Ciudad de México. Según González y Rodríguez, (1996) la zona que limita ambas entidades presenta características hidrogeológicas que incrementan potencialmente el riesgo a presentar procesos de contaminación del agua subterránea, especialmente hacia sus márgenes, pues es donde se presenta una transición de materiales geológicos, entre sedimentos de grano fino y materiales volcánicos con el consecuente incremento de conductividad hidráulica.

La hidrogeología del área de Chalco ha sido extensamente estudiada (Niedzielski, 1991, Huizar, 1993; Ortega-Guerrero y Farvolden, 1989), y en lo relativo a estudios de hidrogeoquímica y consolidación destacan los trabajos de Ortega-Guerrero, *et al.* (1993, 1999). Esta área es una planicie cortada en su porción central por la batería de pozos de extracción de agua potable denominada Santa-Catarina Mixquic, al norte de estos pozos se encuentra ubicado uno de los mayores sitios de disposición de residuos municipales de la Ciudad de México, conocido como el basurero de Santa Catarina. Esta fuente potencial de contaminación se encuentra en las faldas de una prominente estructura volcánica denominada la Caldera. En esa zona se tomaron muestras de agua y se llevaron a cabo los análisis fisicoquímicos correspondientes, en pozos circunvecinos al basurero y en la batería de Santa Catarina. Los resultados obtenidos evidencian la presencia de altas concentraciones de  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{Fe}_{\text{total}}$ ,  $\text{NO}_3^-$ , y  $\text{NH}_4^+$  (Becerril, 1991). La interpretación de sondeos eléctricos verticales (SEV's) ha sugerido la presencia del basurero de Santa Catarina como responsable de la calidad del agua obtenida en estos pozos (González-Morán y Rodríguez, 1996).

Existe evidencia (Becerril, 1991) del detrimento en la calidad del agua de los pozos de extracción de la zona de Santa Catarina, sin embargo, no es posible atribuirlo a una sola fuente contaminante ya que adicionalmente a la presencia de ese basurero, existen en la zona canales de aguas negras (Río la Compañía y canales de riego con aguas negras tratadas), otros sitios de disposición final de residuos sólidos (deshuesaderos, basureros industriales), además de evidencias de la inducción de flujos verticales descendentes proveniente del acuitardo (Ortega-Guerrero, *et al.* 1993). Aunado a ello, debe también considerarse la entrada de agua de flujos más profundos y con diferente calidad provocada por la política de extracción. Dado lo anterior, se plantea la necesidad de definir la naturaleza del problema de manera que puedan recomendarse medidas para el control de la contaminación del agua subterránea extraída por pozos, y de ser posible mejorar la calidad del agua en la parte afectada del sistema acuífero.

### **III. MARCO TEÓRICO**

Debido a que existen diferentes marcos conceptuales que respaldan la administración y manejo del agua subterránea; en este capítulo se presenta una síntesis conceptual de los principios, teorías y modelos existentes tanto para la evaluación de un proceso de contaminación de agua subterránea como para la implantación de tecnologías para el control del mismo.

#### **3.1. SISTEMAS DE FLUJO DE AGUA SUBTERRÁNEA**

El agua subterránea es un elemento de la hidrósfera cuya influencia geológica ha sido ampliamente reconocida (Tóth, 1999). En el ámbito global, la fuente de agua subterránea representa el 99% de la cantidad total del agua continental asequible para la humanidad y los ecosistemas, de ahí la importancia que se debe dar a su estudio y administración (Carrillo-Rivera y Cardona, 1998).

El agua subterránea puede circular a través del subsuelo en cuatro tipos de medio: granular, fracturado, doble porosidad o cavidades de disolución (cavidades formadas por la disolución de  $\text{CaCO}_3$ ); estos medios están incluidos en formaciones (o unidades) geológicas las cuales pueden ser o formar parte de la unidad hidrogeológica que es denominada acuífero. Es decir, no todas las formaciones geológicas por donde fluye el agua pueden considerarse formadoras o pertenecientes a acuíferos. Así, de acuerdo con Freeze y Cherry (1979) un acuífero es sólo aquella formación o conjunto de formaciones geológicas que retienen y permiten el movimiento del agua en cantidad económicamente asequible. Sin embargo, como se apunta si existen formaciones geológicas cuyas propiedades hidráulicas no cumplen con las características necesarias para que la extracción de agua sea económicamente posible, y cabría añadir que también existen formaciones con agua cuya calidad no es adecuada para el uso previsto.

La dirección del flujo de agua subterránea es consecuencia de la gravedad y de gradientes de densidad. Sin embargo, existen flujos de agua subterránea generados por otras fuentes de energía tales como: compactación de sedimentos, compresión tectónica, convección térmica y flotación; cuya influencia sobre el ambiente también se pueden advertir, de manera similar a los flujos por gravedad. En general, la superficie potenciométrica (superficie formada por el valor del potencial hídrico) sigue la topografía del terreno, el agua subterránea presenta un componente vertical hacia abajo en regiones topográficamente altas, hacia arriba en las depresiones topográficas tales como valles o lagos de cuenca y de forma paralela a la superficie del terreno por debajo de elevaciones medias, entre montañas y valles. De acuerdo con sus distintas funciones en la hidrología del subsuelo, las tres diferentes regiones son denominadas zonas de recarga, descarga y transición, respectivamente. (Tóth, 1962).

En virtud de los problemas ambientales actuales, el estudio que se realiza en los denominados "acuíferos" (comprendidos por el límite de un parte aguas arbitrario y por la profundidad de los pozos, ver figura 2); junto al análisis del comportamiento hidráulico de

pozos o campos de pozos ya no es suficiente puesto que existen conceptos teóricos más incluyentes. En este sentido, Engelen (1986) indicó que comúnmente el acuífero está ocupado por varios sistemas de flujo subterráneo; es decir, el concepto de sistema de flujo subterráneo se sobrepone al de acuífero y además, presenta la cualidad de ser un concepto dinámico y no estático. Dadas estas condiciones, se justifica ampliamente la utilización del concepto de sistemas de flujo subterráneo como la unidad básica de conocimiento del agua subterránea.

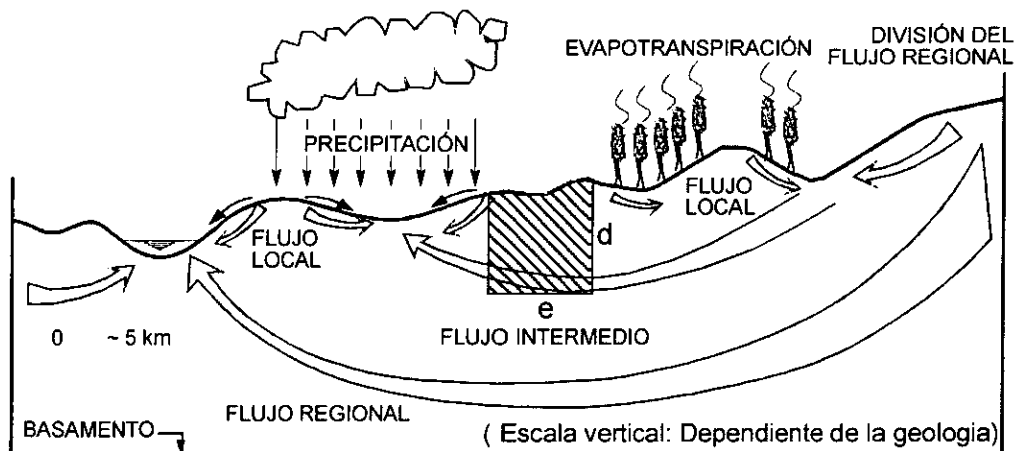
El sistema de flujo subterráneo, se define como una unidad natural y coherente, en el espacio y tiempo, de agua subterránea y materiales geológicos (Cardona y Carrillo-Rivera, 1998).

Los sistemas de flujo de agua subterránea se constituyen por una familia de líneas de flujo que se originan en una zona de recarga específica, algunas veces se extienden a través de un área superficial considerable, y terminan en una zona de descarga determinada, ésta última generalmente se encuentra dentro de un área más puntual y con menor extensión que la anterior. Existen sistemas de flujo regionales, intermedios o locales que se diferencian por las distancias que recorren y la profundidad que alcanzan. Asimismo, en las cuencas con topografía abrupta, pueden existir patrones de flujo complejos, en los cuales coincidan diferentes regiones de recarga, descarga, tránsito, de sistemas de flujo locales y más profundos. Cabe destacar que en estas cuencas, los sistemas regionales, que se desarrollan a más profundidad, se originan en las partes más altas y recorren mayores extensiones hasta las zonas de descarga que se localizan en las partes más bajas de la cuenca. Todos estos flujos en un ambiente natural, mantienen un recorrido separado (Carrillo-Rivera y Cardona, 1998), (Figura 2).

Los sistemas de flujo del agua subterránea se caracterizan por poseer complejas relaciones entre patrones de descarga, recarga y tránsito de agua subterránea. La identificación de la naturaleza de tales sistemas, en un espectro amplio de espacio y tiempo, que incluyen las interacciones que existen entre el agua subterránea y el ambiente. Esto ha proporcionado un respaldo teórico unificador para el estudio y entendimiento de un amplio rango de procesos y fenómenos naturales los cuales incluyen: depósitos minerales, anomalías geotécnicas, humedales y de manera secundaria: patrones especiales de vegetación, inestabilidad mecánica del sistema suelo-roca y desarrollo de hielo entre otros (Tóth, 1999).

En las cuencas donde el flujo de agua subterránea es controlado por la topografía, los patrones de distribución espacial del agua subterránea están funcionalmente relacionados a segmentos identificables y característicos del sistema de flujo; por lo que su influencia en el ambiente dentro de un marco regional, tiene mayor relevancia, dado que el movimiento del agua a través del subsuelo puede causar efectos como: i) transporte de materia y calor, ii) depósito de materia y calor, iii) lubricación de superficies discontinuas en un marco rocoso y iv) generación y modificación de presiones de poro (Tóth, 1999). En este sentido, es importante mencionar que el desarrollo de sistemas de flujo regionales, con mayor impacto desde el punto de vista ambiental, es una consecuencia natural de la existencia de continuidad hidráulica regional (Tóth, 1995), la cual implica también interdependencia hidráulica entre distintas áreas de una cuenca o cuencas determinadas. La forma básica de

los sistemas de flujo, resultado del concepto de continuidad hidráulica se denomina "cuenca unitaria". (Tóth, 1995; Cardona y Carrillo-Rivera, 1998).



#### SIMBOLOGÍA





- |   |   |   |   |
|---|---|---|---|
| d   | Profundidad de perforación =<br>Límite balance de agua subterránea                        |    | Drenaje del agua superficial                    |
| e   | Extensión lateral del área del "acuífero" donde se realiza el balance de agua subterránea |   | Escurrimiento                                   |
|  | Sección vertical del "acuífero" o del área de balance de agua subterránea                 |  | Dirección general del flujo de agua subterránea |

Figura 2. Sección esquemática que muestra los sistemas de flujo de acuerdo con su jerarquía (local, intermedio y regional), y la comunicación hidráulica entre cuencas. Adaptado de Carrillo-Rivera, 2000.

Para identificar los sistemas de flujo prevaecientes en una zona determinada, se recurre a la aplicación de una serie de técnicas que incluye la hidrogeoquímica clásica complementadas con observaciones en campo que incluyen: determinación de flujo base en ríos, presencia de zonas de surgencia de agua subterránea, análisis de vegetación, análisis potenciométrico, entre otros (Cardona y Carrillo-Rivera, 1998). Lo anterior implica que el entender los sistemas de flujo obliga a considerar todos los componentes que controlan el funcionamiento del agua subterránea.

De acuerdo con Tóth (1999), las condiciones y efectos ambientales que resultan de la acción del movimiento de agua subterránea en cuencas con sistemas de flujo por gravedad, incluyen: i) cargas hidráulicas anormales conforme aumenta la profundidad en la dirección de flujo de la zona de recarga (donde se tienen cargas por debajo de lo esperado), a la zona de descarga (donde las cargas son mayores), ii) en las áreas de recarga se presentan condiciones de humedad del suelo baja y poca agua superficial (balance de agua negativo); en zonas de descarga, se presentan manantiales y posiblemente humedales (balance de agua positivo). Estas condiciones se determinan por comparación de un balance de agua promedio en una

cuenca, lo cual se llevaría a cabo únicamente considerando precipitación y evapotranspiración, iii) cambios sistemáticos en la predominancia de aniones en el agua, de  $\text{HCO}_3^-$  a  $\text{SO}_4^{2-}$  y, posteriormente, a  $\text{Cl}^-$ , a lo largo de los sistemas de flujo, y con la profundidad, iv) disolución química de materiales de la superficie y del suelo en las áreas de entrada; pero con un incremento del contenido de sales posiblemente hasta producir suelos salinos, al término de los sistemas, v) marismas salinas que tienen lugar donde coinciden el aporte intensivo de sal y un área de humedales, vi) anomalías negativas y positivas de calor geotérmico y gradientes geotérmicos bajo áreas de flujos en ascenso y descenso, respectivamente, vii) condiciones redox (óxido/reducción), en áreas cercanas a la superficie de zonas de recarga y descarga, respectivamente, viii) respuesta identificable por el tipo y calidad de la cubierta vegetal que es acorde con las condiciones de humedad y nutrientes generadas por los flujos de entrada o salida de agua subterránea en los extremos de los sistemas de flujo, ix) incremento del riesgo del suelo, a presentar fallas mecánicas, en áreas de descarga, tales como erosión, arenas movedizas, deslizamientos de tierra y hundimientos, x) acumulación de material mineral transportado por el agua subterránea tal como iones metálicos, hidrocarburos y contaminantes antropogénicos, principalmente en regiones de convergencia de vías de flujo (trampas hidráulicas) o en regiones donde el potencial de flujo es mínimo respecto al fluido inmisible transportado (aceite, gas) (Tóth, 1999) Figura 3.

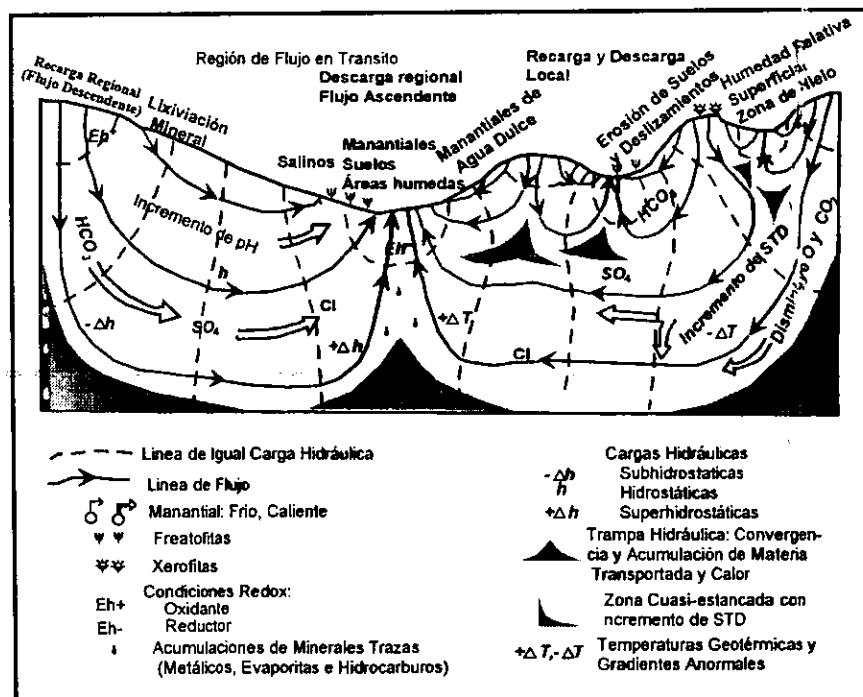


Figura 3. Distribución de flujo. Efectos y manifestaciones del flujo regido por gravedad en una región hidrológica (Tomado de Toth, 1999).

Las zonas componentes de un determinado flujo (recarga, tránsito y descarga), así como su posición relativa (flujos locales intermedios y regionales), se pueden definir en su ambiente hidrogeológico particular (fracturado, granular o de doble porosidad). Las investigaciones al respecto consideran el movimiento vertical del agua subterránea. En acuíferos como los que

existen en México, con espesores de más de 1000 metros, esta componente vertical controla el movimiento del agua subterránea y marca el comportamiento particular en las zonas de extracción por pozos (Carrillo-Rivera y Cardona, 1998).

En México el concepto de sistemas de flujo de agua subterránea no se usa comúnmente en trabajos en los que se debería conocer el funcionamiento del agua subterránea para poder plantear adecuadamente la naturaleza del problema a tratar. En este sentido, no se considera la presencia y desarrollo de sistemas de flujo regionales, puesto que, para la mayoría de los estudios realizados en México, la existencia de continuidad hidráulica entre cuencas superficiales adyacentes, se considera muy limitada o se niega que exista, ya que por lo común se argumenta la presencia de unidades geológicas impermeables que limitan lateralmente el flujo subterráneo entre cuencas superficiales (Cardona y Carrillo-Rivera, 1998).

La comunicación lateral de flujo subterráneo entre cuencas superficiales ha sido probada en casos específicos en México (Carrillo-Rivera 2000) esto con base en la identificación de sistemas de flujo existentes, específicamente la presencia de flujos regionales. El manejo de este último esquema es ventajoso; pues por lo general es considerado que la calidad del agua extraída por un pozo, para fines prácticos, no cambia con el tiempo de extracción. Es decir, la calidad química del agua no se relaciona con el funcionamiento natural de los sistemas de flujo de agua subterránea. Por consiguiente, los métodos estipulados para la realización de pruebas de bombeo y aforo al inicio de operación de un pozo, no precisan de un monitoreo<sup>5</sup> constante de la calidad química y física del agua

Se han llevado a cabo estudios con el objetivo de definir los sistemas de flujo y sus impactos ambientales; éstos han encontrado que la calidad del agua subterránea puede deteriorarse, o presentar una mejora, debido a condiciones naturales (interacción agua-roca), que se presentan como resultado del manejo de los sistemas de extracción. En la cuenca de San Luis Potosí, se ha encontrado que la concentración de fluoruro, en el agua extraída por pozos, presenta un aumento debido a la inducción por extracción de agua que corresponde a flujos más profundos con alto contenido en este elemento, esto fue calificado como un efecto indeseable producto de un determinado manejo de la extracción (Carrillo-Rivera, *et al.* 1996). Asimismo, dentro de las Cuencas de México (Pachuca y Aguascalientes), se detectaron relaciones entre los cambios de temperatura y salinidad del agua con cambios en el caudal, durante el aforo de pozos (Carrillo-Rivera y Cardona, 1997).

El establecer y aplicar los principios de la teoría de los sistemas de flujo puede, por lo tanto, ser clave en la definición de estrategias para mejorar la calidad del agua subterránea extraída por pozos, a escala local. Incluso para casos en los que se presenten procesos de contaminación del agua subterránea, el poseer amplio conocimiento acerca del

---

<sup>5</sup> Desde el punto de vista ambiental, el monitoreo es la actividad de obtener registros por largo tiempo en locaciones fijas, y que son utilizados para tener escenarios de los valores naturales así como un punto de comparación para verificar el progreso de un contaminante en varios sitios de observación y durante *periodos prolongados*.



funcionamiento de la misma, establecería elementos suficientes para llevar a cabo propuestas de esquemas de extracción que disminuyan el impacto de la calidad del agua que se extrae por pozos.

## **3.2. MECANISMOS DE ATENUACIÓN NATURAL DE PROCESOS DE CONTAMINACIÓN**

### **3.2.1. Procesos de atenuación natural**

Los procesos que intrínsecamente ejercen los materiales geológicos actúan como mecanismos de atenuación de la concentración de contaminantes, por lo que disminuye el peligro potencial de deterioro de la calidad del agua subterránea. Por consiguiente, el entendimiento de cómo se llevan a cabo los mismos en una zona hidrogeológica particular podría resultar en un manejo más eficiente de los sistemas de extracción respecto al control de flujos de agua contaminada presentes.

Evidencias de esto han sido ampliamente reportadas por diversos investigadores. Por ejemplo Micak, *et al.*, (1998) trabajaron una parte del acuífero cercano al relleno sanitario de Zagreb, Croacia y encontraron que la concentración de metales pesados (Cd, Pb, Cu, Zn) resultó ser cien veces más baja en el agua subterránea que en el lixiviado. Esto a pesar de que la zona saturada se ubicó a menos de 7 m del fondo del SD, el cual cabe destacar, no cuenta con tipo alguno de barrera impermeable. En este caso, además, la *K* de las formaciones por debajo del relleno resultó alta. Tales respuestas indican una fuerte interacción de los contaminantes con el medio, la cual, conduce a una disminución de la concentración de los mismos. Incluso pueden resultar en el mejor de los casos, en la remoción completa del contaminante del sistema de agua subterránea

No obstante la existencia de estos mecanismos de atenuación, es importante reconocer que la efectividad de los mismos depende de diversos factores, algunos de los cuales son: i) tiempo de contacto entre el contaminante y el material que compone el subsuelo, ii) características de las partículas que componen dicho material (físicas, químicas, biológicas), iii) distancia que han migrado los contaminantes desde su fuente de origen; en este caso, entre mayor sea la distancia recorrida, mayor será la atenuación producida en la concentración original del contaminante (GDF, 2000). De esta manera, el potencial a la contaminación del agua subterránea de una región específica depende de la atenuación natural que pudiera presentarse durante el trayecto recorrido por el contaminante de interés, desde su origen (fuente contaminante) hasta que llega a la zona saturada y por consiguiente se incorpora a un sistema de flujo específico.

La atenuación de un contaminante orgánico susceptible de ser degradado, el cual ha sido originalmente dispuesto en el sitio, en algunos casos puede indicar el aumento de uno o varios de sus productos de degradación (Williams e Higgs, 1994). Son muchos los procesos de atenuación que afectan el destino, transporte y transformación de un contaminante, ya sea en la zona no-saturada o en la zona saturada. Bajo esta perspectiva se reconoce la existencia de procesos de naturaleza física, química y biológica.

Entre los procesos físicos que condicionan el transporte, fraccionamiento o atenuación de contaminantes en el subsuelo se encuentran: i) *advección*, ii) *dispersión*, iii) *difusión*, iv) *volatilización*, y v) *filtración*. Los procesos químico-biológicos que modifican la composición de los contaminantes disueltos en el agua subterránea son muy variados y complejos, entre los que se tiene: i) *disolución/precipitación*, ii) *hidrólisis*, iii) *reacciones redox* iv) *complejación*, v) *degradación termal*, vi) *reacciones fotoquímicas*, viii) *intercambio iónico*, ix) *sorción* y x) *reacciones bioquímicas*. Los procesos biológicos que ocurren en el subsuelo son ocasionados por la presencia de organismos microscópicos (hongos, bacterias). Algunos de los cuales tienen mayor interés pues determinan la movilización, o atenuación, de contaminantes en el subsuelo: i) *biodegradación*, ii) *bioasimilación*, iii) *biovolatilización*, iv) *bioacumulación* y v) *biomineralización* (Testa, 1993; citado en GDF, 2000). Hay que añadir que los procesos biológicos que dependen del establecimiento de microorganismos, ocurrirán únicamente después de que una población microbiana adecuada, haya sido desarrollada como respuesta a la carga contaminante (Williams e Higgo, 1994).

Debido a que los procesos anteriormente mencionados son altamente variables, también lo será la capacidad de atenuación de una zona específica por donde circula el agua subterránea. El grado o intensidad de atenuación que eventualmente modifica la concentración original de un contaminante específico para una carga contaminante dada depende de: i) distancia entre la superficie del terreno y el nivel freático local, ii) la composición química y/o mineralógica de los materiales geológicos que componen la matriz acuífera<sup>6</sup>, iii) mecanismos de flujo en la zona no saturada, iv) tipo y concentración del contaminante o contaminantes participantes v) distancia entre la zona de entrada del contaminante y donde se obtendrá en agua, y vi) procesos biológicos.

La evaluación de los diferentes procesos que contribuyen a la atenuación natural de la contaminación, constituye la base de los métodos para determinar la vulnerabilidad del agua subterránea a la contaminación (Zaporazec, 1994). Sin embargo, para llevar a cabo esta evaluación en tiempo y espacio es imprescindible considerar no sólo las propiedades del medio, sino también las características y la carga del o los contaminantes. Una manera de llevar a cabo esta evaluación es mediante pruebas en el sitio.

Los experimentos de degradación *in situ* consisten normalmente en la inyección de trazadores conservativos y no conservativos en un sistema natural con condiciones de flujo conocidas, para observar la atenuación, en el tiempo y espacio, del contaminante no conservativo por medio de la comparación de su curva de rompimiento respecto al contaminante conservativo. Este método sin embargo no es del todo adecuado en los casos que se requiere inyectar una gran cantidad de contaminante, pues produce en el ambiente el efecto de un "shock" en la población microbiana lo cual disminuye la efectividad de degradación y por lo tanto es poco efectivo para simular el efecto de una liberación prolongada donde la población microbiana tiene tiempo suficiente para aclimatarse (Williams e Higgo, 1994).

---

<sup>6</sup> Medio geológico de determinada composición de minerales por el cual circula el agua subterránea.

Para la evaluación cuantitativa y cualitativa de un proceso de atenuación natural también son llevadas a cabo campañas de monitoreo, las cuales pueden constar de un número variable de muestreos por un periodo prolongado (desde algunos meses a varios años), pues entre sus objetivos están, además de determinar la evolución de la calidad del agua en tiempo y espacio, con la finalidad de establecer acciones correctivas, la integración de la información para así comprender más sobre el proceso de atenuación natural de los contaminantes ya que esto último resulta básico para determinar apropiadamente el riesgo ambiental

### **3.2.2. Reacción: material acuífero y contaminante**

A continuación, de acuerdo con Custodio y Llamas (1983), se explican los mecanismos que pueden afectar la migración de los contaminantes y por tanto ofrecer resistencia a la misma. Cabe señalar sin embargo, que en todos ellos juegan un papel muy importante el ambiente físico y la estructura, mineralogía y características hidráulicas del material acuífero.

**Acción de filtración mecánica.-** Existe una acción de filtración mecánica que se ejerce sobre el material en suspensión (arenas, arcillas, limos, microorganismos, etc), la cual es mayor entre más pequeño sea el tamaño medio de los poros y menor sea su distribución y mayor su espesor. Como es el caso de las formaciones geológicas compuestas por sedimentos de grano fino. Esta acción se reduce drásticamente debido a la existencia de grandes grietas.

**Procesos biológicos de oxidación-reducción.-** Los procesos de oxidación atenúan la contaminación por productos orgánicos o nitrogenados; se realizan principalmente durante la infiltración en la zona vadosa, aunque pueden producirse en el medio saturado en presencia de oxígeno disuelto. Cuando se producen condiciones anóxicas, la materia orgánica se consume a expensas de la reducción de nitratos y de sulfatos y en condiciones anaerobias, posiblemente a partir de compuestos de hierro y manganeso del terreno. Estos procesos son llevados a cabo por organismos especializados.

Muchas de las bacterias comúnmente presentes en agua subterránea tales como *Aerobacter aerogenes*, *Escherichia coli*, la familia *Pseudomonas*, y *Proteus vulgaris*, contribuyen al consumo de iones hidrógeno en el medio en presencia de oxígeno, lo cual forma parte de los procesos de corrosión de metales. Estos procesos pueden convertirse en un problema en los sitios donde se tienen sistemas de extracción. Asimismo, en un medio oxidante, bacterias de los géneros *Crenothrix*, *Leptothrix* y *Gallionella* precipitan el  $Fe^{++}$  en forma de  $Fe(OH)_3$  originando lodos que rodean las partículas de terreno de forma voluminosa, si el aporte de nutrientes es abundante. Esto ocurre a pH entre 6 y 8. Bajo las mismas condiciones, mientras se lleva a cabo este proceso de incrustación de hidróxidos de hierro, este proceso es excesivo únicamente si las concentraciones de hierro están incrementadas como resultado de un ataque extensivo a los metales más vulnerables en la serie galvánica a procesos de corrosión (Lloyd y Heathcote, 1985). Los procesos aquí indicados, repercuten desfavorablemente durante el funcionamiento y operación de los pozos de extracción, y pueden contribuir en última instancia al deterioro de la calidad del agua por la manera como son diagnosticados en campo, es a partir de la determinación de parámetros químicos indicadores de las reacciones de oxidación-reducción que se llevan a cabo. Ver tabla I.

Parámetro	Método de medición	Comentario
pH	Potenciómetro con sonda para pH	Cuando el pH está por debajo de 7, la corrosión se incrementa
OD	Sonda para oxígeno disuelto	La presencia de OD acelera la corrosión en aguas ácidas, neutras o ligeramente alcalinas
H <sub>2</sub> S	Sonda para medición de azufre	Cuando se incrementa se presenta mayor corrosión
STD	Método estandar por evaporación en laboratorio	El incremento de salinidad por encima de 1000 mg/l aumenta la corrosión
CO <sub>2</sub>	Titulación en campo o cálculos.	Acelera la corrosión particularmente si la concentración es más grande que 50 mg/l.
Cl <sup>-</sup> /CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup>	Ion específico / titulación en campo	La corrosión es mayor si el logaritmo de esta razón aumenta
E <sub>H</sub>	Sonda con electrodo para E <sub>H</sub> ,	Indicador de condiciones reductoras y un parámetro importante en determinar la estabilidad de especies metálicas

Tabla I. Parámetros químicos que indican corrosión potencial, su medición, y efectos individuales en agua subterránea (principalmente aplicable a materiales de hierro o materiales con base en hierro). Modificada de Lloyd y Heathcote, 1985.

**Procesos de sorción por el terreno.**- El proceso de sorción está gobernado por dos tipos de interacciones, la adsorción y la absorción, La adsorción se entiende como un cambio en la concentración de un constituyente disuelto y será proporcional a la masa de dicho constituyente que ha sido añadida a un medio poroso. Aún para pequeños cambios de concentración esta masa retenida implica que el tiempo de llegada al acuífero es mayor respecto a la velocidad del agua subterránea, a tal fenómeno se denomina retardo. Los procesos de sorción que pueden influir en la retención temporal o permanente de contaminantes son: interacciones entre iones y la doble capa eléctrica, intercambio catiónico, coordinación en la superficie de cationes metálicos, interacción ión-dipolo, puentes de hidrógeno, fuerzas de Van der Waals-London, interacciones hidrofóbicas (Mackay y Vogel, 1995, citados por Leal, 1997). La capacidad de retardo supone un mayor tiempo de permanencia del contaminante y ello permite que los procesos de oxidación química o bioquímica se lleven a cabo con mayor intensidad.

En el caso de la precipitación de hidróxidos férricos y mangánicos mencionada en el inciso anterior, los lodos bacterianos formados contribuyen a mantener la capacidad sorbente del terreno, esto también conlleva una reducción de la  $K$ .

**Procesos de precipitación y coprecipitación.-** Durante la precipitación de  $Fe^{++}$  y  $Mn^{++}$  disueltos, fácilmente se arrastran por coprecipitación muchos iones metálicos pesados, tales como los de Cu, Pb, Zn, As, W y V y aniones como el fluoruro y el fosfato. En zona reductora o poco oxidante, la generación de  $SH_2$  y  $S^{=}$ , puede eliminar incluso totalmente los iones  $Fe^{++}$  precipitándolos como  $SFe$ , además de precipitar otros iones metálicos pesados, que en general tienen sulfuros muy insolubles (Custodio y Llamas, 1983).

La eliminación de  $Ca^{++}$  por precipitación en forma de  $CaCO_3$  es relativamente poco importante, aunque puede afectar mucho la  $K$ . En cuanto a la autodepuración por el medio de contaminantes metálicos pesados y de elementos menores, la forma química del contaminante es relevante ya que ciertos complejos son muy estables a la precipitación o cambio de valencia química (Custodio y Llamas, 1983).

**Intercambio de gases.-** Durante los procesos bioquímicos llevados a cabo en el terreno a partir de contaminantes biodegradables, se producen gases que pueden escapar hacia la atmósfera ( $CH_4$ ,  $SH_2$ ,  $CO_2$ ), lo cual es una forma de descontaminación, y al mismo tiempo se difunde oxígeno que mantiene los procesos aerobios. El intercambio de gases puede anularse si existe una cobertura con baja  $K$ , con lo cual se retardan o inhiben algunos procesos bioquímicos (Custodio y Llamas, 1983).

**Desintegración radioactiva.-** En los materiales que constituyen acuíferos se presenta un largo tiempo de permanencia en el terreno de las sustancias radioactivas; lo cual favorece su descontaminación (Custodio y Llamas, 1983).

**Procesos de dilución.-** Un agua contaminada que es dispersada en el acuífero, supone cierto grado de mezcla. Si existen pozos de extracción activos, las captaciones afectan el proceso de mezcla al tomar simultáneamente agua de diferentes niveles y condicionar en cierto modo el movimiento del agua. Los procesos de dilución son en general de impacto reducido si se trata de una contaminación localizada tal como la producida por un SD. En general, los acuíferos caracterizados por un elevado tiempo de residencia, se regeneran más lentamente que aquellos con menor tiempo de residencia (Custodio y Llamas, 1983).

**Procesos biológicos.-** Las bacterias nativas del terreno pueden tener cierta capacidad de depuración del medio, la cual se verá disminuida por la introducción de aguas cloradas que se da accidentalmente (fugas de redes de distribución) o mediante recarga artificial. Respecto a la contaminación del agua subterránea por bacterias patógenas, en medios granulares finos, su movimiento es predominantemente con escasa dispersión lateral, con recorridos mucho mayores en la zona saturada que en la zona vadosa; aunque esos recorridos rara vez superan los 200m. Si el agua ha llegado por infiltración desde la superficie, la contaminación se limita a las proximidades del nivel freático y zona capilar, con una extensión vertical que depende de las oscilaciones del nivel del agua. La eliminación de gérmenes patógenos es mayor en aguas

con importante contaminación orgánica, que permiten mantener una notable concentración de bacterias bacteriófagas y la formación de un filtro bacteriano, lo cual no ocurre en aguas más limpias. De no existir el filtro bacteriano, las bacterias pueden recorrer mayores distancias en aguas con nutrientes y pueden sobrevivir hasta 5 años. Para los virus, en principio, pueden ser aplicadas distancias similares de migración bajo las mismas condiciones que para las bacterias (Custodio y Llamas, 1983).

### **3.3. MIGRACION DE LIXIVIADO AL AGUA SUBTERRÁNEA EN SITIOS DE DISPOSICIÓN FINAL DE RESIDUOS (SD)**

#### **3.3.1. Contaminación por lixiviados**

La contaminación del agua subterránea por la presencia de sitios de disposición final de residuos (SD) se puede clasificar como contaminación indirecta, puesto que se produce principalmente porque el agua de las precipitaciones que infiltra al subsuelo se contaminó primeramente, al pasar a través de los residuos sólidos y formar el líquido conocido como lixiviado.

Cualquier proceso de contaminación al agua subterránea puede incrementarse debido a la alteración de las condiciones hidrodinámicas preexistentes, como las producidas a causa de extracción e inyección de agua, fuga de drenaje, filtración de canales de aguas negras, fuga de tanques de almacenamiento, entre otras.

Los lixiviados se generan cuando la materia orgánica e inorgánica que se encuentra en constante transformación dentro del cuerpo del SD es movilizada por la infiltración de agua (generalmente de lluvia). Si este líquido es liberado a las unidades geológicas saturadas subyacentes, se dice que se ha dado un proceso de contaminación del agua subterránea. Aunque no existe una composición de lixiviado típica, sí existen evidencias que sugieren que un porcentaje de los constituyentes del lixiviado, son resultado de la composición de los diferentes tipos de residuos que son comunes a un SD y asimismo, en la mayoría de SD se tiene relativamente consistente un rango de concentración para los mismos (Barker, *et al*, 1989).

Ahora se sabe que los SD contienen una cantidad relativamente pequeña de material que lixivía (aproximadamente 2% del volumen total de residuos), la cual disminuye conforme el contaminante es liberado en forma de lixiviado (Rowe, 1988). También puede observarse una reducción posterior en la composición del lixiviado si ocurren procesos de biodegradación de forma significativa. Como apunta Farqahar (1989), los principales cationes ( $\text{Ca}^{+2}$ ,  $\text{Mg}^{+2}$ ,  $\text{Na}^+$  y  $\text{K}^+$ ) y los principales aniones ( $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{-2}$  y  $\text{HCO}_3^-$ ), constituyen el lixiviado más reciente y a diferencia de otros contaminantes, alcanzan primero su concentración pico, la cual reducirá lentamente con el tiempo. Los contaminantes orgánicos rápidamente biodegradables aparecen posteriormente en la carga de lixiviados y alcanzan concentraciones picos las cuales disminuyen también. Los últimos contaminantes en aparecer son aquellos que tienen baja solubilidad y resistencia a la degradación biológica. Tales compuestos retardan aún más su fuga hacia el exterior del SD.

Se considera que la contaminación por lixiviados ocurre fácilmente cuando se trata de sistemas libres donde la migración del contaminante no se encuentra limitada por la presencia de materiales geológicos impermeables o de muy baja  $K$ . La contaminación del agua subterránea por vertido de basuras presenta su máximo desarrollo cuando la basura se entierra en forma inadecuada en lugares tales como excavaciones de material permeable, cuando éste se encuentra mal protegido o peor aún si los residuos entran en contacto con la zona saturada.

Muchos sitios han sido diseñados para que el lixiviado se filtre en el subsuelo, pues se esperaba que los sedimentos subyacentes proporcionaran una zona de atenuación natural química y biológica. Además, pocos registros de las prácticas de disposición han sido mantenidos, con el resultado que ahora se cuentan con poco conocimiento acerca del inicio de las operaciones, volumen y tipo de residuo. No obstante, es justificado pensar que un volumen importante de residuos líquidos de toxicidad desconocida ha sido vertido en los SD junto con residuos domésticos y comerciales (Ken *et al*, 1996).

El movimiento general de agua contaminada es de acuerdo con el gradiente hidráulico, pero el movimiento local, y en particular aquél que ocurre en las zonas donde se ubican SD y/o otras fuentes de agua de mala calidad, se encuentra también influenciado por otras características particulares del lugar, entre las que se encuentra la disposición de formaciones permeables e impermeables. Es así como la característica, llamada anisotropía, influye tanto en la forma del movimiento del agua contaminada como de los contaminantes (Custodio y Llamas, 1983).

### **3.3.2. Diagnóstico y evaluación**

En esta sección se presenta un panorama general del desarrollo teórico y técnico que se ha logrado respecto a la evaluación y diagnóstico de la contaminación de la zona vadosa y de la zona saturada por procesos tales como el transporte de lixiviados generados en los sitios de disposición de residuos sólidos (SD), asimismo se analizarán y discutirán casos que presentan resultados importantes para la solución de la problemática objeto del presente trabajo.

En las décadas de los sesentas y setentas, en algunos países desarrollados, la legislación ambiental respecto a la disposición final de residuos sólidos no presentaba restricciones respecto al tipo de desechos que podían ser vertidos en el sitio. Asimismo, para la construcción o para disponer residuos en un sitio como relleno sanitario, no se tenía la obligación de instalar sistemas de protección ambiental, tales como: geomembranas o capas impermeables en la base del mismo y sistemas de control de lixiviados y biogás (Mirecki y Parks, 1994, Blengino, *et al* 1996). Por tal motivo, los SD que fueron construidos representaban un peligro potencial de contaminación al agua subterránea y a la atmósfera. Esto trajo consigo la realización de numerosas investigaciones encaminadas a evaluar el impacto ambiental que habían producido estos sitios con el fin de planear las acciones necesarias para la rehabilitación de los mismos, así como mitigar el proceso de contaminación.

Predecir la extensión de la contaminación del agua subterránea requiere un entendimiento detallado de los procesos físicos, químicos y microbiológicos que controlan el movimiento de

contaminantes en medios geológicos. En un intento por entender estos procesos se han llevado a cabo estudios de campo alrededor de la fuente contaminante. Sin embargo, Williams e Higgo (1994), sostienen que en la mayoría de los casos es difícil obtener resultados cuantitativos debido a que se deben hacer numerosas suposiciones acerca del régimen de flujo o el término fuente que ha dado lugar a la contaminación.

Para evaluar el comportamiento de contaminantes en agua subterránea, una aproximación ha sido investigar en sitios controlados, la contaminación del agua subterránea, para ver si estos pueden ser explicados en términos de lo que se conoce en hidrogeología, y procesos químicos, físicos y biológicos. Sin embargo, en el caso de los rellenos sanitarios la contaminación de agua subterránea es difícil de caracterizar, en términos de cantidad, localización y tiempo transcurrido desde la liberación. En el caso de los SD, dependiendo de las propiedades del medio, los contaminantes pueden ser liberados progresivamente en una gran área (Williams e Higgo, 1994).

En la mayoría de los rellenos sanitarios, las características de la liberación de contaminantes no se encuentran suficientemente determinadas o no son conocidas del todo, puesto que no fueron establecidas medidas para su cuantificación al inicio de su operación como lo es la instalación de piezómetros. Asimismo, existe incertidumbre acerca de la magnitud de los procesos de atenuación, los cuales aparecen cuando el lixiviado fuertemente reductor entra al medio hidrogeológico.

En las situaciones de campo, no sólo es compleja la evaluación del término fuente, sino también del medio hidrogeológico en el cual se liberan los contaminantes. Para este último, se puede presentar una amplia variabilidad en términos de sus propiedades físicas, mineralógicas e hidrogeoquímicas. La velocidad de flujo del agua subterránea y su dirección varían con el estado del tiempo y también en respuesta a los eventos de infiltración y al bombeo. Respecto al SD o, el término fuente, es compleja la evaluación tanto de la tasa de flujo de lixiviados como de su dirección de movimiento, puesto que varían temporalmente y en respuesta a los eventos de infiltración (precipitación ó escurrimientos). Por consiguiente, es difícil predecir el destino de un contaminante, aún con la mejor información, *a priori*, sobre la naturaleza del medio hidrogeológico y el contaminante (lixiviado); es esencial estudiar a detalle la distribución<sup>7</sup> de la contaminación para entender los mecanismos que están ocurriendo, e identificar los acercamientos de simulación más satisfactorios.

Dado lo anterior, investigar sobre incidentes de contaminación del agua subterránea por migración de lixiviados de SD es costoso ya que se requieren una alta densidad de piezómetros de observación y extracción, para caracterizar el patrón de contaminación. Aún así, los datos para la simulación en modelos computacionales son generalmente escasos debido a que los modelos asequibles requieren de valores comúnmente no evaluados en

---

<sup>7</sup>En este caso, evaluar la distribución de contaminantes se refiere no sólo a la actividad de monitoreo antes explicada, sino también a la actividad de establecer, con pocos o ningún registro previo, el nivel y la extensión espacial de una contaminación que ya existe en un tiempo dado, también se puede llamar cartografía del proceso de contaminación.



campo. Por consiguiente, estos estudios son poco asequibles para ser desarrollados por dependencias de gobierno encargadas de identificar, plantear y buscar soluciones a problemas de contaminación del agua subterránea; que disponen de presupuestos limitados y de escaso personal calificado.

Aunque puede parecer que es demasiada la incertidumbre, mucho puede aprenderse y entenderse del estudio de los incidentes de contaminación existentes. Asimismo, para algunos casos de contaminación, el contexto en el que se presentan posibilita, y hace necesario, el establecimiento de medidas físicas para el control del proceso de contaminación con base en información hidrogeológica y de caracterización preliminar del sitio, que pueda ser asequible. Esto debido a que puede presentarse un aumento de la problemática, una vez identificada, durante el tiempo que transcurriría para la realización de estudios detallados de diagnóstico y evaluación.

Con el delineando de la distribución de contaminantes (*mapping*) y la observación de su comportamiento migratorio posterior (*monitoring*), en tres dimensiones se consigue una base para evaluar la importancia de procesos particulares. Asimismo, para algunos ejemplos de contaminación, el contexto en el que se presentan posibilita la obtención de material del acuífero contaminado para estudios de laboratorio y también llevar a cabo experimentos controlados, *in situ*, para investigar procesos específicos (Williams e Higgs, 1994).

Durante algunos estudios de transporte de contaminantes, se ha acotado el problema en tres escalas: gran escala (investigaciones en campo de ejemplos de la migración de contaminantes), escala media (experimentos de campo controlados) y micro-escala (investigaciones de laboratorio). De acuerdo con Williams e Higgs, (1994), la información integrada de cada una de estas escalas provee una evaluación integrada del comportamiento migratorio. Ver Tabla II.

Tabla II. Comparación de los estudios llevados a cabo

<b>Ventajas</b>	<b>Desventajas</b>
<b>Laboratorio</b>	
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Existe control adecuado de variables</li> <li>• Económico</li> <li>• Repetible</li> <li>• Proporciona información básica: termodinámica, cinética.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Dificultad para tomar muestras representativas</li> <li>• Las muestras son susceptibles de alteraciones de tipo químico, físico y microbiológico.</li> <li>• No incluye funcionamiento sistémico</li> <li>• Parámetros indirectos de medición de la actividad microbiana: consumo de oxígeno y población; fallan en determinar la vida media del contaminante en ambientes más complejos.</li> </ul>
<b>Pruebas de campo a escala intermedia</b>	
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Existe control sobre el posible flujo de agua subterránea</li> <li>• Control sobre el término fuente</li> <li>• Condiciones reales (químicas, físicas, biológicas)</li> <li>• Posibilidad de automatización</li> <li>• Proporciona el funcionamiento hidrológico del sistema</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• La instalación del equipo puede alterar las condiciones originales del sitio</li> <li>• Los efectos cinéticos pueden predominar en el resultado</li> <li>• Los efectos por heterogeneidad pueden predominar</li> <li>• Puede no ser representativo tomar muestras a escala intermedia</li> </ul>
<b>Investigaciones de campo a gran escala</b>	
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Realista</li> <li>• Puede proporcionar las condiciones para la experimentación a escala intermedia</li> <li>• Proporciona una importante visión global del proceso de migración</li> <li>• Posibilidad de observar el proceso a través de un largo periodo.</li> <li>• Proporciona el funcionamiento hidrogeológico del sistema</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Costoso</li> <li>• Dificultad para definir la heterogeneidad</li> <li>• Requiere programas de monitoreo de largo plazo</li> </ul>

Modificada de Williams e Higgo, 1994.

Existen ejemplos de la necesidad que se tiene de llevar a cabo investigaciones a diferentes escalas de un proceso de contaminación del agua subterránea, en especial en cuanto a los

estudios de evaluación de la biodegradación de compuestos. Williams e Higgo (1994) reportaron que observaciones realizadas indican que la tasa de degradación de un sustrato específico puede no estar directamente relacionada con las medidas indirectas de actividad microbiana como son, cuantificación de biomasa o entrada de oxígeno. Esta última es probable que se altere por la oxidación de compuestos inorgánicos ( $\text{Fe}^{2+}$  y  $\text{Mn}^{2+}$ ); pues de acuerdo con estudios realizados, al parecer, ni el número total de microorganismos, ni las mediciones de la respiración, son de valor para la predicción de la probable vida-media biológica de un contaminante en un ambiente natural, el cual es por lo general complejo.

### 3.3.2.1. Investigación de campo a gran escala

La mayoría de los estudios de evaluación y diagnóstico del comportamiento migratorio de contaminantes, desde una fuente puntual tal como un SD, se enfocan a la perforación de pozos de observación, por medio de los cuales determinan las características hidrogeológicas de la zona afectada, básicamente en términos del agua de saturación a poca profundidad, tomando muestras de agua de poro para analizar el perfil de calidad química del subsuelo.

A partir de los perfiles verticales de calidad química del agua de poro, es posible apreciar un cambio gradual en las condiciones químicas, físicas y bioquímicas del medio afectado. Por ejemplo, Williams e Higgo (1994), encontraron que el perfil de migración del fenol, y otros compuestos orgánicos, desde una laguna de confinamiento de residuos líquidos, era fuertemente atenuado dentro de una zona reductora y altamente contaminada que se encontró cerca de la laguna; tal zona recobraba sus condiciones oxidantes conforme la distancia hacia la fuente se incrementaba. Esta variación en las condiciones se atribuye a las reacciones de óxido-reducción que tienen lugar, la mayoría de tipo bioquímico (Tabla III), las cuáles cabe destacar, se presentan en estricto orden referido por leyes termodinámicas; de tal manera que puede establecerse su zona de predominancia a partir de perfiles geoquímicos típicos (Deutsch, 1997).

Tabla III. Secuencia de reacciones de óxido-reducción, que pueden ser identificadas en un relleno:

No.	Reacción	$\Delta G^\circ$ (W) (kJ) a pH 7
1	Respiración aeróbica $\text{CH}_2\text{O} + \text{O}_2 \rightarrow \text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O}$	-502
2	Desnitrificación $\text{CH}_2\text{O} + 0.8\text{NO}_3^- + 0.8\text{H}^+ \rightarrow \text{CO}_2 + 0.4\text{N}_2 + 1.4\text{H}_2\text{O}$	-477
3	Reducción Mn (IV) $\text{CH}_2\text{O} + 2\text{MnO}_2 + 4\text{H}^+ \rightarrow 2\text{Mn}^{2+} + 3\text{H}_2\text{O} + \text{CO}_2$	-340
4	Reducción de nitratos $\text{CH}_2\text{O} + 0.5\text{NO}_3^- + \text{H}^+ \rightarrow \text{CO}_2 + 0.5\text{NH}_4^+ + 0.5\text{H}_2\text{O}$	-327
5	Reducción Fe (III) $\text{CH}_2\text{O} + 4\text{Fe}(\text{OH})_3 + 8\text{H}^+ \rightarrow 4\text{Fe}^{2+} + 11\text{H}_2\text{O} + \text{CO}_2$	-116
6	Reducción de sulfato $\text{CH}_2\text{O} + 0.5\text{SO}_4^{2-} + 0.5\text{H}^+ \rightarrow 0.5\text{HS}^- + \text{H}_2\text{O} + \text{CO}_2$	-105
7	Metanogénesis $\text{CH}_2\text{O} + 0.5\text{CO}_2 \rightarrow 0.5\text{CH}_4 + \text{CO}_2$	-92.9

Fuente: Williams e Higgo, 1994.

El cambio en la energía libre de Gibbs ( $\Delta G^\circ$ ), de la Tabla III indica la secuencia de reacciones jerarquizadas desde las que se obtiene mayor cantidad energía, hasta las que se llevan a cabo en condiciones reductoras. De acuerdo con estas reacciones, es posible predecir las diferentes condiciones fisicoquímicas que se presentarán a partir de la presencia de los diferentes tipos de sustratos:  $O_2$ ,  $NO_3$ ,  $MnO_2$ ,  $Fe(OH)_3$ , etcétera.

La infiltración de lixiviado producido en el relleno, que es por lo general fuertemente reductor, hace posible el desarrollo de diferentes zonas o ambientes redox en toda la extensión de la parte del acuífero contaminada. La presencia de estas zonas redox depende de la capacidad reactiva de los compuestos que se encuentran en los estados oxidados o reducidos tanto en el lixiviado como en la parte del acuífero involucrada (Mikac, *et al*, 1998).

La identificación o caracterización de zonas donde predominan cierto tipo de reacciones redox o al menos de las condiciones en las que se presentan, es importante puesto que se ha visto que la atenuación del transporte de metales pesados, compuestos clorados y otros contaminantes, depende en gran medida del tipo de ambiente o zona (oxidante o reductora) que se tenga (Williams e Higgo, 1994, Deusch, 1997)).

Es por esto que resulta importante contar con esquemas que permitan caracterizar y diferenciar estos ambientes. Al respecto, se ha propuesto un esquema basado en las concentraciones de nueve compuestos, los cuales son sensibles y a su vez determinan las condiciones redox:  $OD$ ,  $NO_3^-$ ,  $NO_2^-$ ,  $NH_4^+$ ,  $Mn(II)$ ,  $Fe(II)$ ,  $SO_4^{2-}$ ,  $SO_3^{2-}$ , y  $CH_4$ . (Mikac, *et al*, 1998).

La determinación del nivel de degradación de contaminantes en campo, requiere de una integración adecuada entre experimentos de laboratorio y observaciones en campo a diferente escala, donde la heterogeneidad del sitio debe ser considerada siempre en términos de su efecto sobre la dispersión y la interacción geoquímica: agua subterránea-lixiviado-matriz acuífera (Williams e Higgo, 1994).

Además de determinar las características del medio expuesto a un proceso de contaminación en cuanto a su respuesta a éste proceso, otro de los aspectos importantes a evaluar es la capacidad del sitio de confinamiento (sea o no de residuos sólidos), para retener el flujo contaminante. Esta característica se encuentra directamente relacionada con el diseño inicial del mismo, y la respuesta particular del ambiente geológico en cuanto a posibles movimientos de tierra y generación de fracturas. Así, aunado al monitoreo de la calidad del agua subyacente al sitio es importante llevar a cabo un análisis de estabilidad geológica del mismo.

De acuerdo con Blengino, *et al*, (1996) el relleno sanitario de la ciudad de Génova (Norte de Italia), comenzó a operar en 1969 sin protección entre los desechos y el subsuelo, los sistemas de colección de lixiviados y biogás eran inexistentes, ya que el establecimiento de estos dispositivos no era obligada por las normas promulgadas. El sitio se ubicó en una zona donde la baja  $K$  del suelo que subyace el SD se consideró adecuada respecto a las normas de esa época. Posteriormente, con la puesta en marcha de las nuevas regulaciones, se realizó

una primera y segunda ampliación cuyo diseño y construcción sí contempló el nuevo esquema de protección ambiental.

Dado que la parte más vieja del relleno no se diseñó con sistema de drenaje durante la mayor parte de su operación y asimismo careció de barreras de protección a la migración de lixiviados, resultó interesante analizar los métodos inicialmente planteados para la evaluación del nivel de afectación y las estrategias para su recuperación. Estos métodos tuvieron como finalidad obtener información, establecer las condiciones de estabilidad de la parte más vieja del relleno, así como planear correctamente los sistemas de drenaje. En este caso, el sistema de drenaje inicialmente construido consistió en una tubería de acero perforada de 1.5m de diámetro y cerca de 100m de longitud, y dos pozos de extracción (Blengino, *et al*, 1996).

Este sistema se colocó con anterioridad a los trabajos reportados por Blengino, *et al* (1996), a raíz de estudios de monitoreo previos en el relleno, que consistieron en colocar 11 pozos de observación en el interior del desecho y doce inclinómetros, además de realizar periódicamente mediciones topográficas. A este sistema de monitoreo los autores incluyeron la instalación de 16 piezómetros colocados en 6 pozos de observación, de los cuales 4 alcanzaron el suelo natural, cabe destacar que en el trabajo no se resaltó la importancia del criterio utilizado para la ubicación de los pozos de observación. De éstos se obtuvieron muestras para observar la estratigrafía del desecho y determinar su permeabilidad. Asimismo, se encontraron algunos niveles de lixiviados; pero la medición de éstos se realizó después de la instalación de piezómetros; por medio de los cuales también fue posible obtener muestras para determinar las características del lixiviado (pH, temperatura, potencial redox) así como la composición relativa de biogás (O<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>S en %v/v).

Las características de los lixiviados y biogás medidas, variaron respecto con la ubicación de los pozos de observación; para las zonas más recientes se encontró que se tenía una producción de metano mayor al 50% y temperaturas del lixiviado de 30 a 45°C; en cambio la concentración disminuyó hasta casi cero en las muestras de las zonas más viejas. Blengino, *et al*, (1996), no discuten al respecto; sin embargo, es claro que después de aproximadamente 20 años, los desechos más antiguos hayan alcanzado su fase de estabilización, en la cual se presentan los valores más bajos de carbono orgánico total (Lema *et al*, 1988).

Debido a las condiciones presentes al interior del relleno, los piezómetros instalados fueron diseñados para ser resistentes a las altas temperaturas esperadas (40 a 60°C) y al contacto con el lixiviado y el biogás. Por lo que respecta a los resultados obtenidos de éstos, se encontró que prevalece un nivel de lixiviado mínimo o base, y un nivel de lixiviado temporal cuya carga hidráulica varía con las condiciones climáticas. La presencia del nivel base de lixiviados que se mantiene a través del tiempo, independientemente de las condiciones climáticas, se atribuyó a la disminución de la K de los desechos más viejos. Pruebas de permeabilidad realizadas en el interior del desecho dieron valores del orden de 10<sup>-7</sup> m s<sup>-1</sup>. Esta

conductividad se detectó sólo en los estratos más profundos en los cuales se ha dado una densificación importante de los desechos y el material de cubierta (Blengino, *et al*, 1996).

Otros autores también han reportado una variación significativa de  $K$  con la profundidad del SD. Así, Rowe y Nadarajah (1996) presentaron un gráfico en el cual se aprecia claramente que la  $K$  no sólo varía con la profundidad, sino que las variaciones pueden ser de varios órdenes de magnitud de un punto a otro del relleno, dada la heterogeneidad del desecho. También apuntan que con el tiempo, la consolidación de los residuos dentro del relleno implica una disminución en los valores de  $K$  vertical y horizontal (Rowe y Nadarajah, 1996).

Los datos del nivel de lixiviados fueron particularmente importantes para determinar el factor de seguridad de este relleno, debido a ello resultó importante tener un sistema de monitoreo eficiente para el control del nivel máximo admitido y así mantener la estabilidad en condiciones de seguridad satisfactorias. Otros parámetros que influyen en la estabilidad son: la fuerza de cohesión del desecho, la cantidad de éste que resta por almacenar, las condiciones hidrogeológicas particulares y las variaciones climáticas. Por ejemplo: altos valores de precipitación pluvial en corto tiempo. Por lo anterior, a pesar de determinar que el relleno presenta una estabilidad cuyos factores de seguridad satisfacen en su mayoría los requerimientos establecidos, éstos se encuentran muy cercanos a los valores límites, por lo que se anticipó que serán necesarios trabajos de drenaje adicionales con el fin de limitar el incremento de la carga de lixiviados en el interior del relleno sanitario (Blengino, *et al*, 1996).

### **3.3.2.2. Métodos geofísicos para diagnóstico**

Dentro de los métodos que existen para detectar la distribución del lixiviado en el medio geológico comúnmente se reporta la realización de mediciones geofísicas de resistividad del subsuelo. De acuerdo con Russell y Higer (1988), un medidor de resistividad de corriente directa consiste en dos electrodos que introducen corriente directa de baja frecuencia en el medio, la cual genera una diferencia de potencial que es detectada entre un segundo par de electrodos. Esta diferencia resulta ser una medida de la resistividad de la tierra desde la superficie hasta una profundidad proporcional a la distancia de espaciamiento entre ambos pares de electrodos.

La resistividad eléctrica es un parámetro que depende de la porosidad, la composición mineral de las unidades litológicas, la calidad del agua subterránea y otras características físicas del medio geológico (espesor, estratigrafía, topografía). En cuanto a las unidades litológicas se sabe que aquéllas que exhiben alta porosidad, de manera general, presentarán baja resistividad, asimismo las unidades con alto contenido de arcillas minerales tendrán más baja resistividad pues las arcillas son activas desde el punto de vista electroquímico (Russell y Higger, 1988). En este sentido, también el agua subterránea tendrá menor resistividad entre mayor sea su mineralización y por tanto, su actividad electroquímica.

Dado lo anterior, es posible atribuir cambios abruptos en la resistividad vertical de un medio geológico a cambios en la calidad química del agua subterránea que puedan a su vez estar relacionados con la presencia de alguna fuente de contaminación superficial. No obstante, la confiabilidad de este método para determinar y delimitar la migración de contaminantes en el subsuelo dependerá del conocimiento base que se tenga del medio geológico y las características naturales del agua subterránea y de su funcionamiento en el esqueleto del acuífero.

Como fue reportado por Russell y Higger (1988) el reconocimiento geofísico llevado a cabo en las afueras del perímetro este del relleno sanitario de Lantana, Florida, con el fin de definir el área y la distribución vertical del agua contaminada con lixiviados, estuvo supeditado a las siguientes consideraciones: 1) el tamaño del área de estudio se consideró relativamente pequeño (aproximadamente 440 000 m<sup>2</sup>), 2) la litología se consideró suficientemente uniforme y, 3) los registros de la calidad química del agua subterránea en el área de estudio incluyen puntos de muestreo los cuales se considera que presentan la calidad química base o natural del agua subterránea. A partir de las mismas, el reconocimiento geofísico del subsuelo reveló áreas de baja resistividad (>30ohm) cuyo contorno fue definido y usado para delimitar la extensión vertical y horizontal del agua subterránea aparentemente contaminada.

Es importante mencionar que los puntos para el reconocimiento geofísico de la zona, llamados comúnmente sondeos eléctricos verticales (SEV), sumaron 13 y fueron colocados en línea a 50, 100 y 300m del límite este del relleno. La carencia de vegetación así como de algunos factores culturales, fueron los criterios utilizados para la selección de los sitios donde ubicar los mismos. Por otra parte el estudio reporta, y en algunos casos, detalla la construcción de pozos de observación para muestrear el agua subterránea y dada la importancia que tiene la definición adecuada de la estratigrafía, uno de los pozos perforó completamente el acuífero hasta encontrar la formación geológica impermeable (72.6 m) y se tomaron muestras del mismo, cuyo análisis dio como resultado un perfil litológico que muestra en la superficie arena no consolidada hasta cerca de 21.8 m y a mayor profundidad se reconoció un acuífero constituido por arena interdigitada con arenisca y caliza, principalmente. Asimismo, no fueron encontradas capas confinantes durante toda la perforación.

Los registros del nivel estático para diferentes pozos agrupados por su profundidad en someros (6.5 – 10 m), intermedios (17.6 m), y profundos (38.4 - 59.2 m), indicaron que los pozos someros presentan cargas hidráulicas mayores que los más profundos. Esta respuesta fue interpretada por los autores del estudio como una restricción del movimiento del agua hacia zonas más profundas. No obstante, bajo el marco teórico que se está manejando en el presente trabajo, esta respuesta puede ser indicio de que el área afectada es zona de recarga, y bajo este último esquema se propicia la movilidad vertical de los contaminantes hacia zona más profundas. Por otro lado, los autores manejaron el nivel estático de los pozos someros en el área de estudio para calcular un gradiente hidráulico aparente y determinar asimismo, la dirección de flujo.

En el estudio llevado a cabo por Russell y Higger (1988), los resultados de los estudios geofísicos fueron correlacionados con análisis de la calidad química del agua subterránea. Esto se llevó a cabo mediante la comparación de sendos gráficos de distribución tridimensional de los valores de resistividad, de las concentraciones de  $\text{Cl}^-$  y de los niveles de conductividad específica. Para esto, concentraciones de  $\text{Cl}^-$  más grandes que 20 mg/l y niveles de conductancia específica de  $1000 \mu\text{S cm}^{-1}$  indicaron el lixiviado. Otros parámetros de calidad química del agua subterránea analizados: fósforo y nitrógeno en sus varias formas y mediciones de carga orgánica, propiedades físicas (color, turbidez, sólidos disueltos) y metales traza (incluyendo hierro y manganeso), también fueron analizados y, de acuerdo con los autores, también mostraron una distribución similar. Sin embargo, por los resultados de calidad química del agua subterránea presentados, los autores no confirmaron su afirmación de la restricción al movimiento vertical del flujo, puesto que en los pozos más profundos también fueron detectados niveles altos de conductividad eléctrica ( $< 1000 \mu\text{S}$ ) y concentración de  $\text{Cl}^-$  ( $< 20 \text{ mg/l}$ ).

En el estudio anteriormente discutido, se expuso de manera general, la utilización de los métodos geofísicos para realizar la delimitación de la migración de contaminantes al agua subterránea, sin embargo, debido al considerable grado de incertidumbre que representa este método, es necesario plantear adecuadamente cuáles son las limitaciones que deben ser consideradas y bajo qué términos debe plantearse su uso para el diagnóstico de un proceso de contaminación como el que se presenta en Santa Catarina. Dado lo anterior, se consideró que el trabajo de Greenhouse y Slaine (1986), es más adecuado para discutir ampliamente sobre estos aspectos, puesto que estos autores presentan pruebas de la utilización, en tres diferentes casos, de métodos geofísicos electromagnéticos para delinear la contaminación del agua subterránea atribuible a la presencia de sitios de disposición de desechos.

Asimismo, cabe destacar que la investigación que se discute más adelante, estuvo enfocada en comparar resultados geofísicos y geoquímicos con predicciones realizadas con el fin de determinar la factibilidad técnica de llevar a cabo un reconocimiento geofísico previo, para delimitar en tiempo y espacio, y de manera general, un proceso de contaminación del agua subterránea debido a migración de lixiviados o materia líquida. Esto como alternativa a la perforación de pozos de monitoreo en la primera etapa de un trabajo de diagnóstico. Más específicamente, se evalúa cuál es la respuesta de un determinado equipo a la contaminación de una unidad dada, dentro de la sección geológica.

Como se explicó en párrafos anteriores, la respuesta a la contaminación puede estar enmascarada, por lo que es necesario estimar el "ruido" inherente al proceso de medición.

Greenhouse y Slaine (1986), separan el ruido inherente a los métodos de medición en dos tipos: "error de medición" y "dispersión natural". El primero incluye tanto la variabilidad en las lecturas repetidas en un mismo punto de muestreo, como los efectos de interferencia que pueden ser atribuidos a líneas de conducción eléctrica, tuberías de drenaje, radio transmisores, etc. El segundo se atribuye en particular, a los efectos de variaciones laterales en la estratigrafía. Estos efectos son evaluados comparando la respuesta geofísica contra la conductividad eléctrica del agua subterránea medida en pozos de muestreo.



La aplicación de geofísica a los estudios de migración de agua subterránea contaminada, se clasifica en dos tipos: monitoreo y distribución cartográfica<sup>8</sup>. Para ambos casos sin embargo, es necesario contar con registros geofísicos que indiquen el "nivel base". Pues en especial para este último tipo, los niveles de conductividad aparentemente normales sólo pueden ser estimados a *grosso modo* por lo que la respuesta geofísica a la contaminación debe encontrarse muy por encima de los errores de medición, así como de la dispersión natural de los datos. Así, en el caso que se realice una carta o mapa de la distribución espacial, será considerado: i) a partir de aquellos registros que se refieren a los puntos de muestreo que se encuentran lo suficientemente alejados para no ser afectados por el proceso contaminante estudiado o, ii) un programa de monitoreo, corresponderá a aquellas lecturas tomadas al tiempo cero.

Por lo tanto, para diagnosticar un problema de contaminación de agua subterránea, en el caso de no tener un sistema de monitoreo, la cartografía de los niveles de contaminación será el primer paso a realizar. Para esta aplicación, los efectos causados por errores de lecturas son menos importantes que aquellos debidos a la dispersión natural.

La dispersión natural debida principalmente a heterogeneidad geológica lateral y a condiciones topográficas, rara vez puede ser estimada exactamente, por lo que Greenhouse y Slaine (1986) adoptaron una aproximación estadística. Para lo cual, los autores construyeron el modelo de una sección geológica y geoeléctrica estándar, a partir del promedio de los mejores datos aseguibles (en algunos casos supuestos únicamente), asimismo, para cada estrato geológico o geoeléctrico determinado, se especificó la variación en el grosor y la desviación en la conductividad eléctrica (CE). El estrato cuya CE iba a ser incrementada a partir del proceso de contaminación, fue identificado plenamente. Posteriormente, la respuesta de tres diferentes equipos de medición de resistividad, fue simulada con base en variaciones en el grosor y la conductividad, dentro de los límites establecidos y fue normalizada a partir de los registros que representaron el nivel base.

Las diferentes respuestas generadas por cada uno de los instrumentos de medición evaluados se utilizaron para construir "curvas de predicción" las cuales son función de la conductividad esperada en el estrato supuestamente afectado por el proceso de contaminación. Los autores antes citados usaron estas curvas para estimar si el registro puntual es indicador de contaminación. Sin embargo, también enfatizaron la necesidad de contar con una malla con registros para identificar zonas anómalas. La distancia a la que se colocaron los puntos de registro para dicha malla, en los casos reportados por Greenhouse y Slaine (1986), varió de 25 a 100 m dependiendo del tamaño del área de estudio y la posibilidad que se tenía de ubicarlos en sitios libres de vegetación y factores culturales.

La sensibilidad a la contaminación de éste método de modelación de la respuesta geofísica, brevemente descrito, se determinó mediante el reconocimiento, en campo, de un proceso de contaminación que ocurre en un acuífero particular, en un sitio determinado, y su comparación

---

<sup>8</sup> Debido a que no existe en español una palabra equivalente al verbo inglés *mapping*, se prefirió describir la actividad para tener mayor claridad.

posterior con la sensibilidad del método a la variabilidad lateral de la geología y de la topografía sobre el sitio.

La correlación entre lo observado y la respuesta geofísica pronosticada como una función de la CE del agua subterránea para tres casos de contaminación estudiados, estuvo afectada por tres factores: i) la topografía accidentada en las cercanías a los SD producto de la extracción rutinaria de material para cubrir el relleno, ii) la heterogeneidad lateral de los estratos más profundos y, iii) la variación en el nivel estático. Un factor adicional que se identificó, es la capacidad de penetración del efecto de los electrodos en los estratos más profundos y la sensibilidad del instrumento de medición de resistividad. Sin embargo, en los tres casos de estudio fue posible construir mapas geofísicos que representen, de forma preliminar, el perfil de migración de contaminantes. Cabe resaltar que durante los estudios de reconocimiento geofísico mencionados, sí se observó, en algunos puntos, baja correlación entre la CE del agua subterránea y el registro geofísico correspondiente; tal efecto sin embargo, se atribuyó a una deficiente selección del valor del nivel base para la normalización de los registros o a la presencia de zonas del subsuelo con alto contenido de arcillas.

De acuerdo con Greenhouse y Slaine (1986), el establecimiento de la malla de puntos de medición en los sitios requirió como máximo 100h-hombre y 36h-hombre como máximo para mediciones con uno o más de los instrumentos; Estos datos ratifican la afirmación hecha de que las mediciones geofísicas ofrecen un complemento, efectivo en costo, a la perforación de pozos de observación, y es mejor alternativa de reconocimiento, para delinear mapas de la distribución general de la contaminación, previo a la definición del programa de muestreo. Esto sin embargo, para cualquier sitio estará supeditado al manejo efectivo de los controles antes mencionados.

### **3.3.2.3. Composición química del agua**

Mirecki y Parks (1994), definieron la distribución del lixiviado emitido del relleno sanitario de Shelby County localizado en Memphis, Tennessee, Estados Unidos; dentro de los resultados y conclusiones más relevantes que obtuvieron, se señala que existía mayor concentración de contaminantes donde la capa confinante que se encuentra sobre el acuífero principal era discontinua, asimismo dadas las anomalías observadas durante la medición de la superficie potenciométrica, se estableció el fenómeno de flujo vertical desde la unidad aluvial (acuífero) hacia el acuífero principal. El descubrimiento de estas características propició el diseño de un programa de muestreo de la calidad química del agua en los alrededores del relleno sanitario. Así, se determinó la concentración de varios constituyentes orgánicos e inorgánicos del agua subterránea presente tanto en el acuífero somero como en el acuífero profundo.

Posteriormente, se comparó la calidad química de muestras de agua de varios pozos, los cuales fueron identificados por su posición relativa respecto al gradiente hidráulico. En este caso los grupos de pozos para el monitoreo fueron tres; los cuales se denominaron como pozos *gradiente arriba* o pozos ubicados a mayor gradiente en las proximidades al basurero, en contraposición, los pozos *gradiente abajo* son aquellos donde se tiene un gradiente hidráulico menor y se considera que el flujo ya ha atravesado el medio geológico que subyace el SD. Un tercer grupo que, hasta donde la presente revisión alcanza a observar, no es

comúnmente definido en los programas de monitoreo, es el de pozos cuya distancia al relleno es tal que no serán impactados por la migración de lixiviados y con mayor seguridad se puede afirmar que la calidad de su agua se manifiesta un nivel de fondo. Por ejemplo, Lachance y Stolone (1995) proponen estas características para los pozos de monitoreo gradiente arriba.

Se tomaron registros de conductividad específica y de las concentraciones de  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{Ba}^+$ ,  $\text{B}^+$ ,  $\text{Ca}^{+2}$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SDT}$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Na}^+$  y  $\text{Sr}^+$ , además de algunos contaminantes orgánicos como el benceno, en muestras de agua de los pozos someros y profundos. A partir de estos registros se determinó que las concentraciones de algunos contaminantes son significativamente más altas en los pozos ubicados gradiente abajo, respecto a la ubicación del relleno sanitario.

En este sitio, los trazadores inorgánicos más confiables que permanecían en solución, por su baja capacidad de precipitación, bajo las condiciones presentes en los distintos medios geológicos fueron  $\text{Ba}^+$ ,  $\text{B}^+$ ,  $\text{Cl}^-$ , y  $\text{Sr}^+$ . Tales constituyentes fueron usados en el modelo de código geoquímico PHREEQE para estimar el porcentaje de agua contaminada del acuífero superior que estaba presente en las muestras elegidas del acuífero de Memphis. Las estimaciones del componente de agua contaminada en las muestras de los pozos afectados del acuífero Memphis, tuvo variaciones de 5 a 37%. Estas estimaciones se realizaron respecto a las curvas de dilución (agua somera contaminada vs. profunda) hechas para  $\text{Ba}^+$  y  $\text{Sr}^+$ . Puesto que estos últimos resultaron ser los mejores trazadores del proceso de contaminación por lixiviados pues permanecen solubles a la fuerza iónica presente en el medio, su precipitación resultó mínima, su concentración es significativamente más alta gradiente abajo del relleno sanitario y ambos son susceptibles de análisis con el modelo utilizado.

A diferencia del estudio anterior, otros autores consideran como parámetro para determinar si el agua ha sido sujeta a contaminación cuando se exceden los niveles de referencia de los estándares de calidad del agua potable. Lo anterior da lugar a conclusiones erróneas pues estos estándares son recomendación del límite (mayor) que deben tener las concentraciones de ciertos elementos y compuestos para evitar que la ingesta sea nociva para la salud de la población y siendo así, valores por debajo de este límite pueden llegar a enmascarar un proceso de contaminación.

Samarin y col. (1996) llevaron a cabo una evaluación preliminar del impacto negativo al ambiente del SD de Zhdamirovski, en la ciudad de Kaluga (Rusia). En primer lugar, hicieron el diagnóstico de las condiciones actuales del sitio, enfocándose, principalmente, hacia la ubicación de corrientes superficiales, obras realizadas para controlar la cantidad de agua que infiltra a los residuos, dimensiones del sitio y relieve característico del mismo. Paralelamente, se determinó la composición química del lixiviado colectado así como la calidad química del agua superficial y subterránea en las cercanías al sitio.

El resultado más relevante de este estudio, lo constituyó la descripción de la estructura geológica y condiciones hidrogeológicas del área, puesto que fueron determinadas las zonas cuya geología permite el libre acceso de contaminantes hacia la zona de saturación. Por ejemplo, la caracterización de un relleno en sedimentos permeables, y la ubicación de fracturas del Pleistoceno; junto a la determinación por medio de sondas, de la composición

química del lixiviado y del agua subterránea colectada de los pozos adyacentes, permitieron la identificación preliminar de las vías para contaminación del agua subterránea.

Las muestras para los análisis del lixiviado fueron tomadas de colectores superficiales durante las épocas de secas y de lluvia. Esto es importante para determinar el grado de dilución (si se presenta) en la composición tanto de los lixiviados colectados como de las muestras de agua superficial contaminada. En este caso los autores apuntan que algunos elementos indicadores de contaminación permanecen constantes ( $Mg^{2+}$ ,  $SO_4^{2-}$ ,  $NO_2^-$ ) y otros disminuyen su concentración a menos de cinco veces la concentración registrada en periodo de secas. Sin embargo, la alta precipitación condiciona la migración de contaminantes solubles hacia corrientes superficiales

Kuajara *et al* (1997), evaluaron por tres años los resultados de la técnica denominada estabilización acelerada de desechos sólidos, la cual se aplicó para lograr la recuperación de un SD en el norte de Porto Alegre en Brasil. Esta técnica es interesante pues, de manera similar al SDSC, el SD de Brasil comenzó como un tiradero a cielo abierto al cual eran arrojados tanto residuos domésticos como hospitalarios e industriales. Además, posteriormente se estuvo operando como un relleno sanitario sin sistema de drenaje y tratamiento de lixiviados. Junto a esto también debe considerarse el dato que reportan sobre el porcentaje de materia orgánica de los residuos brasileños típicos (60%), pues puede ser más parecido al encontrado en los residuos de la Ciudad de México, a diferencia del 10% máximo registrado en países del primer mundo.

Básicamente se buscó reducir las emisiones contaminantes colocando los residuos recientes sobre los más viejos, aumentando el grado de compactación hasta  $750 \text{ kg m}^{-3}$ , pues esta acción, además de disminuir el volumen de los residuos, contribuye a disminuir la cantidad de material que deba ser utilizado para cubrir los residuos (Kuajara *et al* 1997) también es posible utilizar la fracción orgánica de los residuos estabilizados para mejorar el suelo.

Paralelamente, se realizó la instalación de un drenaje interno para coleccionar el lixiviado generado y se colocó sistema de recirculación interna por medio del cual se introdujeron microorganismos al interior del residuo. La estabilización acelerada se llevó a cabo por medio de microorganismos durante diferentes etapas de descomposición. Debido a la cantidad de materia orgánica contenida en los residuos, es posible que se realice adecuadamente su proceso de descomposición.

En agua superficial, agua subterránea y lixiviados se realizaron análisis de los siguientes parámetros:  $DBO_{(5)}$ , DQO, pH, OD,  $N_x$ ,  $PO_4^{2-}$ , CE y metales pesados,. Además se analizaron muestras de biogás tomadas directamente de respiraderos instalados en las celdas, para cuantificar  $CH_4$ ,  $CO_2$ , CO,  $H_2$ ,  $O_2$  y  $N_2$ . Dentro de las conclusiones que fueron obtenidas, destaca que el método aplicado contribuyó a la disminución significativa de parámetros como DQO y  $DBO_{(5)}$ , y a tener un incremento del gas metano producido. Lo anterior evidencia una rápida estabilización del sitio de disposición (Lema *et al*, 1988). Es importante también señalar que durante tres años de operación, el sistema de drenaje de lixiviados (canales) construido sufrió un deterioro por el crecimiento excesivo de vegetación. Asimismo, se concluyó que el

deterioro a la calidad del agua subterránea en la zona era, en principio, debido a la infiltración de agua residual doméstica más que a los lixiviados producidos. Aunque esto último también pudo ser debido a que el SD está construido en una zona relativamente impermeable ( $K = 10^{-8} \text{ m s}^{-1}$ ), sin embargo, los autores no discuten al respecto.

#### 3.3.2.4. Campañas de monitoreo

La evaluación del deterioro ambiental producido por un SD inadecuadamente confinado, básicamente se realiza mediante campañas de monitoreo. Tales campañas pueden constar de un número de muestreos variable a efectuarse por un periodo prolongado (desde algunos meses a varios años), entre sus objetivos están además de determinar la evolución de la calidad del agua en tiempo y espacio, con la finalidad de implementar acciones correctivas; la integración de la información para así comprender más sobre el proceso de atenuación natural de contaminantes. Esto último resulta básico para determinar apropiadamente el riesgo ambiental. Mikac *et al* (1998), estudiaron el impacto al agua subterránea adyacente, del principal relleno de la ciudad de Zagreb (Croacia), que contiene cerca de 5 millones de toneladas de desechos. El desecho fue dispuesto directamente sobre sedimentos aluviales altamente permeables, a pocos kilómetros gradiente hidráulico arriba de una gran zona de agua subterránea protegida. El monitoreo sistemático se ejecutó en el marco de un proyecto eje llevado a cabo para evaluar las estrategias para la remediación del relleno. Los resultados obtenidos en 6 campañas de muestreo (1995-1996), se usaron para determinar las zonas redox en el frente de lixiviado y describir las distribuciones horizontales y verticales de los contaminantes elegidos. Se encontró una zona reductora de hierro relativamente estrecha y discontinua a lo largo del final del relleno en la dirección prevaleciente del flujo de agua subterránea. Aun después de una distancia de 1200m, las condiciones redox del acuífero permanecieron anaerobias (reducción de nitrato), mientras una zona permanentemente aeróbica solamente se presentó gradiente hidráulico arriba del relleno. La distribución horizontal de los contaminantes fue altamente dependiente del régimen hidrológico; pero la dirección preferente de diseminación fue hacia la zona de agua subterránea protegida. Además fue mostrado que esta sección del acuífero está contaminada no solamente en la capa superficial sino a través de su perfil vertical completo (tan profundo como 60m).

Ahel *et al*, (1998) realizaron, en el mismo relleno de Zagreb en Croacia, un estudio para determinar el impacto de la contaminación del relleno sobre el suelo subyacente que incluye la determinación de un espectro amplio de constituyentes orgánicos e inorgánicos en muestras de desechos sólidos (tamaño de fracción  $< 2\text{mm}$ ), suelo y sedimentos del acuífero. En las muestras se determinó tanto el contenido total de diversos contaminantes, como la fracción que lixivia fácilmente con agua. Los compuestos encontrados en el relleno fueron clasificados en dos categorías principales: i) marcadores de desechos biológicos y de su transformación microbiana ( $\text{NH}_3$ , COD, ácidos alifáticos de cadena corta, y fenoles derivados de ácidos abióticos) y ii) marcadores de desechos antropogénicos (metales tóxicos, hidrocarburos, hidrocarburos clorados, compuestos derivados de surfactantes, ftalatos y compuestos químicos farmacéuticos). Se demostró que el complejo ensamble de contaminantes cambia dramáticamente durante el transporte del lixiviado a través de la zona no saturada del suelo hacia los sedimentos subyacentes. Además, no sólo la infiltración vertical del lixiviado sino el

régimen hidrológico del agua subterránea tienen también un fuerte impacto sobre la distribución de contaminantes bajo el relleno.

Ünlü, *et al*, (1995) evaluaron el potencial de contaminación y comportamiento de varios contaminantes en el subsuelo encontrando que se requiere del conocimiento de varios parámetros ambientales, químicos e hidrogeológicos los cuales exhiben gran incertidumbre debido al limitado número de observaciones y la heterogeneidad de las formaciones geológicas subyacentes a los SD. Estos autores usaron modelos matemáticos para simular el proceso de lixiviación de STD y benceno de SD sin barrera, y la migración consiguiente de éstos a través de la zona saturada y no saturada. En este caso, no se logró simular adecuadamente la migración del benceno (contaminante orgánico no-conservativo).

En Toronto Ken *et al*, (1996) realizaron un estudio que incluyó 82 SD en un área de 700 km<sup>2</sup>. La simulación del flujo del agua subterránea reveló que para la mitad de los sitios, el tiempo que tardará el agua subterránea en alcanzar las principales corrientes superficiales es menor de 10 años; lo cual puede indicar que los solutos infiltrados tendrán un rápido impacto en la calidad del agua superficial. Dada la carencia de registros, se valieron de análisis estadísticos, para establecer la profundidad media del relleno (12m) y el área promedio del relleno (5 ha) lo cual proporciona un estimado razonable del volumen del relleno considerando una densidad promedio de 600 kg/m<sup>3</sup>. Calcularon la masa total de Cl<sup>-</sup> depositado en el área de estudio a partir del valor estimado por Reitzel (1990), de cerca de 0.2% del total de masa seca de un relleno sanitario típico, asimismo estimaron la masa de otros componentes que lixiviarán. Para esto se hizo la suposición de que la masa total lixiviable, es proporcional a la concentración pico en el lixiviado del relleno; dado esto, pudieron calcular que existe una relación proporcional entre la masa del componente lixiviable (M<sub>C</sub>), a su concentración pico en el lixiviado (L<sub>C</sub>), la cual es la misma para todos los componentes del SD lixiviables y por lo tanto, puede ser calculada mediante la siguiente ecuación:

$$M_C = L_C \left( \frac{M_{Cl}}{L_{Cl}} \right) \quad \text{Ec.1}$$

donde M<sub>Cl</sub> es la masa de Cl<sup>-</sup> presente en el relleno, y L<sub>Cl</sub> es la concentración pico de Cl<sup>-</sup> observada en el lixiviado. Para realizar los cálculos se requirió información de análisis químicos por 10 años en un sitio en particular que sugirieran qué valores representaban mejor los límites inferior y superior para el pico de concentración de Cl<sup>-</sup> en el lixiviado (Rowe, 1988) así como el promedio de las concentraciones pico de cada compuesto en los lixivios de 11 SD. Estos autores encontraron que sin embargo, se debe considerar que los valores de concentración máximos encontrados podrían no ser los valores picos dada la edad de los SD y las características de solubilidad de los compuestos. Los resultados reportados muestran que 2.9% de los residuos contenidos en el SD lixiviarán y que cerca del 99% del lixiviado se compone de Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, Na<sup>+</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, Cl<sup>-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> y HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>. Sin embargo, el daño potencial real debe ser medido por el grado de degradación ambiental que tendrá lugar si el lixiviado es liberado hacia el subsuelo.

De acuerdo con estos autores una medida del daño potencial se puede obtener si la masa de cada componente era dividida por el estándar de calidad del agua local correspondiente. Este procedimiento determina el volumen de agua que sería contaminada, al valor estándar, por la masa de contaminante existente. Sin considerar los posibles efectos de la biodegradación y la volatilización dentro del acuífero, los cálculos indicaron que 17 de los 39 componentes investigados son capaces, individualmente, de contaminar al menos  $2 \times 10^{12}$  litros de agua más allá de los límites de seguridad establecidos. De los 82 SD estudiados, sólo dos contaban con sistema de recolección de lixiviados por lo que los autores advierten que es probable que se dé aproximadamente 60-70% del impacto potencial calculado.

La calidad del agua subterránea presente en ocho distintos rellenos sanitarios fue comparada por los investigadores Lanchance y Stoline (1995); los cuales utilizaron una metodología de tipo estadístico para manejar registros de análisis de calidad del agua colectados por un periodo de 15 años. Esta comparación se realizó con el fin de evaluar cada SD respecto a su potencial relativo para producir un daño ambiental. De acuerdo con los autores, esta metodología puede ser desarrollada al grado de convertirse en una herramienta para identificar la tendencia que presente la calidad química del agua subterránea en rellenos sanitarios a escala regional. A su vez, esta información puede utilizarse para establecer las zonas que requieren saneamiento de manera prioritaria.

En efecto, estos autores introducen índices de la *tendencia a la contaminación* del agua subterránea cuyos valores son calculados usando registros del monitoreo para varios parámetros en pozos localizados gradiente hidráulico arriba y abajo de los ocho sitios de disposición estudiados. La diferencia en concentración de los parámetros medidos debido a su ubicación respecto al gradiente, proporciona un estimado del deterioro de la calidad del agua en cada sitio. Esta metodología demostró que existe tanto tendencia al deterioro como al mejoramiento de la calidad del agua y resulta una opción más efectiva para su evaluación que el simple análisis visual de los registros.

Dentro de los resultados más interesantes de este estudio, se observan estadísticas que indican que los parámetros que se obtuvieron cada tres meses: pH, CE, alcalinidad,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^-$ , COT,  $\text{Ca}^{+2}$ , Fe, Mg y Na junto con registros anuales de  $\text{NH}_4$  y  $\text{NH}_3$ , son más apropiados para construir índices de tendencia y magnitud de la contaminación, a diferencia de metales como Ni, Pb, Zn y *compuestos organoclorados*, para los cuales únicamente se tienen registros anuales. De acuerdo con estos resultados, puede apuntarse que es posible determinar el relleno sanitario que ha impactado más seriamente la calidad del agua subterránea, así como agrupar los rellenos de acuerdo con la magnitud de contaminación que exhiban.

Otro resultado interesante fue la identificación de tendencias de mejoramiento de la calidad del agua en aquellos rellenos cuya fecha de clausura y, por ende, colocación de su cubierta final, era más antigua. El cual también se logró mediante el uso de técnicas de análisis estadístico estándar que involucran análisis de regresión cuadrática. Estos métodos de

análisis además, tienen la ventaja de arrojar resultados confiables aún si se utilizan registros obtenidos a intervalos de tiempo irregulares o donde se tienen registros faltantes.

Este estudio también concluyó que, bajo la metodología propuesta, al menos el 24% de los 12 parámetros primarios analizados resultaron con una tendencia cuadrática, 21% con una tendencia lineal y 52% resultaron constantes. Esto es importante dado que, de acuerdo con los autores, hasta el momento de haberse publicado el artículo, la mayoría de modelos para estimar la tendencia a la contaminación, únicamente describen tendencias monotónicas (estrictamente incremento o estrictamente disminución).

### **3.3.2.5. Comportamiento de barreras naturales a procesos de migración de contaminantes**

Como se señaló en párrafos anteriores, se consideraba que las arcillas naturales compactadas eran un método de barrera efectivo para contener el escape de lixiviados de SD de desechos domésticos debido a que presentan un bajo valor de  $K$  que se combina con factores de tipo geoquímico y biológico que pueden causar retardo en el transporte de contaminantes; sin embargo, en la actualidad la regulación al respecto es más estricta y contempla además la utilización de barreras sintéticas junto con materiales de protección natural.

Uno de los problemas que pueden existir respecto a la utilización de arcillas naturales como método de contención a la migración de lixiviados, es precisamente la *compatibilidad arcillas-lixiviados* en el límite inferior de un SD (Quigley *et al*, 1987). La compatibilidad significa que, dependiendo de la composición del material y la mezcla de contaminantes, puede producirse una interacción de tipo físico, químico y(o) bioquímico, que dé como resultado el incremento en la  $K$ . Para verificar lo anterior, Quigley *et al*, (1987), determinaron la  $K$  de las arcillas limosas compactadas cuya composición mineralógica es:  $\approx 34\%$  carbonato,  $\approx 25\%$  illita,  $\approx 24\%$  clorita,  $\approx 15\%$  cuarzo y feldespato, y  $\approx 2\%$  smectita; las cuales constituyen el sistema de confinamiento de un SD de residuos municipales.

En este estudio se eligió establecer una *zona de contaminación* de 1.5m bajo un relleno sanitario de residuos domésticos de 15 años de edad. No obstante, los resultados del estudio indicaron que para algunos puntos de muestreo los contaminantes seleccionados habían migrado mayor distancia.

Dentro de la zona establecida, fueron tomadas muestras a diferente profundidad, en éstas se observó que contaminantes solubles al agua como Na, Cl y COD habían migrado cerca de un metro comparado con solamente 15 cm de metales como Cu, Zn, Fe, Pb y Mn.

El material arcilloso que conforma el sistema de protección se consideró adecuado para la evaluación de la *compatibilidad arcilla – lixiviado* respecto a la  $K$ . Para esto se realizaron pruebas de permeabilidad, las cuales se llevaron a cabo *in situ* y en tubos de muestra “sin perturbar”, reconstituidos a las condiciones de presión efectiva originales (presión de pre-consolidación), y utilizando agua obtenida de muestras adyacentes contaminadas. En ambos casos los autores reportan pequeñas disminuciones en  $K$  en los primeros 20 cm a partir de la



frontera superior del material arcilloso. Esta frontera es llamada por los autores *interfase desecho-arcilla*.

Para explicar la obtención de valores menores, los autores llevaron a cabo un análisis del contenido de agua desde 0 m hasta 1.5 m de profundidad a partir del límite superior de la barrera de arcilla, asimismo determinaron el diámetro de poro promedio y modal, así como la variación del diámetro modal a 10 y 165 cm a través de la capa de arcilla. Los resultados obtenidos indicaron una disminución en el volumen de vacíos. Asimismo, los perfiles de la concentración de contaminantes solubles obtenidos, evidencian que existe una retención de metales pesados en los primeros 15 cm a partir de la interfase y que otros contaminantes como  $\text{Na}^+$  y  $\text{Cl}^-$  también disminuyen su concentración con la profundidad. Una prueba para determinar la rapidez de adsorción de  $\text{Na}^+$  indicó que esta capacidad era mayor cerca de la interfase. Dados estos resultados, los autores concluyeron que tanto la precipitación de metales como la adsorción de sodio son fenómenos que al menos en parte, explican la disminución en  $K$ .

La disminución de  $K$  cerca de la interfase se relacionó a un incremento en la concentración de contaminantes solubles, así como también al aumento de la concentración de metales pesados total y una ligera disminución en el volumen de vacíos. Sin embargo, los cambios en  $K$  son tan pequeños, que para las pruebas de lixiviado y de suelo no perturbado en este sitio de desechos domésticos, Quigley *et al.*, (1987), consideraron que la  $K$  no había cambiado significativamente como resultado de los procesos de contaminación.

### **3.3.3. Tecnologías para el control de procesos de contaminación**

Debido a la necesidad que se tiene de aportar soluciones al problema de contaminación que representan los SD y otras fuentes puntuales de contaminación, en este trabajo se presentan de manera sucinta, algunas de las diferentes tecnologías de control y tratamiento, las cuales pueden ser empleadas de acuerdo con los objetivos buscados por las acciones de saneamiento para agua y áreas contaminadas.

En general, cuando se hace referencia al control de la contaminación del suelo o acuífero, se da preponderancia a la limpieza o saneamiento del material sólido que lo compone. Por ejemplo, para el caso de suelos (o zonas no saturadas), contaminados con hidrocarburos, será más importante la observación del cambio de concentración de hidrocarburos adsorbidos al material. Sin embargo, cuando se trata de acuíferos contaminados, el objetivo fundamental de las tecnologías de control y saneamiento, será, controlar o disminuir el deterioro de la calidad del agua subterránea, más que la limpieza de la matriz acuífera. Esto debido entre otros factores, a la dificultad técnica que implica la limpieza de grandes extensiones de material contaminado.

La restauración del área contaminada de un acuífero depende en gran medida de sus propiedades geológicas, geoquímicas biológicas e hidrológicas, además de las propiedades físicas y químicas del contaminante. Es por ello que en la mayoría de los casos, el tratamiento es costoso y debe incluir varias alternativas (Arizabalo y Díaz, 1997). Asimismo, existen casos

en los cuales, tiempo después de haber finalizado la aplicación de determinada técnica de saneamiento, vuelve a incrementarse la concentración del contaminante(s). Esto es debido a que en el subsuelo se llevan a cabo una serie de procesos que pueden limitar la remoción de contaminantes del acuífero, tales como la difusión y la rapidez de desorción (Deutsch, 1997).

Existe una gran variedad de tecnologías existentes para el control de la contaminación del agua subterránea. Tales tecnologías pueden ser clasificadas de acuerdo con el tipo de proceso que involucran (físico, químico, biológico ó cualquier combinación de éstos), o de acuerdo con el lugar dónde se aplique la tecnología de saneamiento: fuera del sitio o en el sitio; esta última modalidad se puede dividir a su vez en: el tratamiento del agua y suelo en su espacio original y la extracción de los mismos antes del tratamiento, Canter (1988).

Las tecnologías de tratamiento en el sitio "*In situ*", son métodos que generalmente requieren añadir elementos al subsuelo para ocasionar un incremento en la rapidez de reacción (química o bioquímica), y propiciar así la inmovilización o la transformación del contaminante, o facilitar la remoción del mismo. También involucran algunos procesos físicos como la inyección de surfactantes para estimular la desorción de los contaminantes y facilitar así su extracción. Las tecnologías de control físico de la contaminación, incluyen aquellas estrategias utilizadas para el control del flujo generado en la fuente contaminante, sistemas de pozos de extracción y/o inyección, sistemas de control del flujo, tanto de agua subterránea como de la fuente contaminante, por medio de zanjas, canales o drenajes, y barreras impermeables (paredes, cubiertas y fondos naturales o sintéticos).

La factibilidad en la aplicación de tecnologías para el control de la contaminación del agua subterránea, debe ser evaluada en cada caso. Por ejemplo, algunas son más factibles de ser utilizadas para revertir o evitar procesos de contaminación por fuga de lixiviados desde un SD. Canter (1988), enfatiza las ventajas de ciertos métodos para la colección de lixiviados como los sistemas de interceptación, los drenes colectores, los sistemas de barreras en combinación con un sistema de extracción y tratamiento; así como la definición de mecanismos de atenuación natural. Existen sin embargo técnicas más innovadoras con amplio potencial, como las paredes y zonas reactivas (Blowes et al, 1999, y Bianchi – Mosquera, *et al*, 1994).

Otro factor que debe considerarse para su selección, es la coexistencia de fuentes de contaminación alternas, tales como fugas de aguas negras de los sistemas de drenaje, canales no revestidos de conducción de las mismas, plantaciones con sistemas de riego de aguas residuales tratadas, así como posibles fuentes naturales de deterioro de la calidad del agua; esto es de importancia si se busca una mejoría continua de la calidad del agua subterránea extraída y no sólo controlar el aporte de agua de mala calidad desde una determinada fuente contaminante.

### 3.3.3.1. Tratamiento de áreas contaminadas

A continuación se indican los métodos de control y saneamiento más comúnmente utilizados de acuerdo con Suthersan (1996).

- ❖ *Air sparging* (inyección de aire).-
  - *air stripping*,
  - degradación aeróbica
  - volatilización
- ❖ Barreras impermeables.-
- ❖ Biorremediación.-
- ❖ Bombeo y tratamiento.-
- ❖ Estabilización y solidificación.-
  - Asfalto emulsificado
  - Bituminización
  - Cemento de azufre modificado
  - Uso de aditivos en procesos cementantes
  - Procesos cementantes inorgánicos
  - Procesos de sorción y surfactantes
  - Vitrificación
- ❖ Extracción en suelo con vapor.-
  - Bioventeo.-
- ❖ Fitorremediación.-
- ❖ Lavado de suelo.-
- ❖ Paredes (barreras) reactivas.-
- ❖ Saneamiento por inducción de vacío (*vacuum-enhanced recovery*).-
- ❖ Zonas reactivas.-

Aunque no es una técnica de saneamiento, la tendencia actual es eliminar la fuente de contaminante y permitir que la restauración continúe sólo a través de reacciones naturales (reacciones biológicas o geoquímicas) en el flujo de agua. Esto último implica únicamente el establecimiento de un sistema de monitoreo adecuado basado en el conocimiento que se tenga sobre el sitio. Aunque esta opción llamada atenuación natural, resulta viable desde el punto de vista técnico y económico, debe estar respaldada por un el conocimiento de ambos aspectos: el funcionamiento del agua subterránea en el sitio y los procesos de atenuación existentes.

### 3.3.3.2. Tratamiento de lixiviados y agua subterránea contaminada

El tratamiento de los lixiviados es mucho más difícil que el tratamiento de las aguas del drenaje; pues su DQO es cerca de 200 veces más alta que la del agua del drenaje urbano y su composición y volumen tiende a variar considerablemente ya sea por estación o anualmente. La eficacia de los tratamientos biológicos o los procesos físicos como la evaporación, es baja a las temperaturas de la época de invierno, a pesar de que puede haber un aumento de la producción de lixiviados. Una estrategia general para el tratamiento de los

lixiviados es, por lo tanto, difícil debido a su gran diversidad en composición (Lemma, *et al*, 1998).

Las siguientes son una variedad de alternativas para el tratamiento parcial o total de los lixiviados de los SD de acuerdo con Lemma, *et al*, (1988):

- ❖ Tratamiento combinado con agua residual doméstica
- ❖ Recirculación del lixiviado hacia el interior del SD para su estabilización
- ❖ Estabilización por reciclado y lagunas de evaporación
- ❖ tratamiento aerobio
- ❖ tratamiento anaerobio
- ❖ Tratamiento físico/químico
  - oxidación química
  - precipitación química
  - adsorción en carbón activado
  - ósmosis inversa
  - aspersión de amoníaco

El agua subterránea contaminada por los lixiviados producto de la descomposición de desechos sólidos, generalmente es bombeada y tratada en una planta equipada con un tren de operaciones unitarias y procesos biológicos pues su composición es similar al agua del drenaje.

## IV. CARACTERIZACIÓN DE LA ZONA DE ESTUDIO

### **4.1. UBICACIÓN GEOGRÁFICA, CLIMA Y GEOLOGÍA**

La zona de estudio se encuentra al sureste de la Cuenca de México; debido al marco conceptual aquí planteado, se consideró necesario ubicar la zona dentro del contexto regional por lo que a continuación se presentan características generales de la misma. Así, en este trabajo se resalta la importancia del marco regional para el mejor entendimiento de la problemática, lo cual dará como resultado mejores perspectivas para poder marcar propuestas viables de solución.

La Cuenca de México es una depresión cerrada de manera natural (endorreica), que se localiza en la parte central de la Faja Volcánica Transmexicana. Respecto a la localización de las montañas que circundan la Cuenca de México, La Sierra Nevada se encuentra hacia el este, la Sierra de las Cruces se localiza hacia el oeste. Hacia el noroeste y norte, las sierras que limitan la Cuenca, son la Sierra de Tepetzotlan, Sierra de Tezontlalpan y Sierra de Pachuca (AIC, 1995, Edmunds, *et al*, 2001). La Sierra Chichinautzin, en el sur, forma la cadena montañosa más reciente, ya que su erupción ocurrió hace aproximadamente 600,000 años. Tiene un área superficial de 9,600 km<sup>2</sup>, las elevaciones en las sierras antes mencionadas, suelen ser superiores a los 5,000 m, y su planicie, hacia el centro de la Cuenca, tiene una altitud entre los 2,230 a 2,390 msnm (AIC, 1995). La temperatura promedio anual es de 12 a 14°C tanto en la Sierra del Chichinautzin como en la Sierra de las Cruces; menor que 10°C en la Sierra Nevada y 15°C en la zona del Lago de Texcoco.

En la parte sur de la cuenca, la precipitación media anual es de 1,800mm para la Sierra del Chichinautzin hacia el sur; 1,100 mm al oeste (Sierra de las Cruces), y 1,200 mm en la Sierra Nevada; hacia el área donde se ubicaba el Lago de Texcoco, así como en la planicie de Chalco y la Ciudad de México la precipitación es de 600 mm en promedio. Anualmente la precipitación en la región se da en forma de tormentas intensas, las cuales se presentan por lo regular de junio a septiembre; durante el resto del año la precipitación pluvial suele ser escasa o nula (AIC, 1995; Birkle, 1998; Edmunds, *et al*, 2001).

El agua subterránea presente en la cuenca se encuentra en un sistema acuífero, cabe aclarar que en este trabajo se sigue la definición adoptada para sistema acuífero por Engelen y Jones (1986) que lo consideran representado por dos cuerpos que interactúan hidráulicamente: en este caso se trata de un acuífero de gran extensión como se define en Edmunds *et al* (2001) y un acuitardo que cubre la planicie casi en su totalidad. Administrativamente, la cuenca se encuentra dividida en subcuencas comunicadas hidráulicamente, dentro de las cuales, la subcuenca de Chalco, que para efectos de este estudio se denominará cuenca de Chalco, se ubica al sureste de la Ciudad de México, entre los paralelos 19° 15" y 19° 23" de latitud norte y los meridianos 98° 38' y 99° 01" y de longitud oeste (Mapa de localización de Lesser, 1998). La cuenca de Chalco se sitúa a una altura promedio de 2,240 msnm en la planicie aluvial de Chalco al norte y hasta 5,452m de altitud en la superficie que corresponde al relieve volcánico de montaña formado por el Cerro del Pino y la Sierra de Santa Catarina al norte y la Sierra del Chichinautzin al sur.

En la zona el clima es templado subhúmedo con lluvias en verano, aunque es el más seco de los templados  $[C(w_0)(w)b(i)g]$ ; el verano es fresco con marcha anual de la temperatura entre 5° y 7° y del tipo Ganges (Huizar-Alvarez, 1993). Cabe destacar que la precipitación sobre las rocas

## IV. CARACTERIZACIÓN DE LA ZONA DE ESTUDIO

### 4.1. UBICACIÓN GEOGRÁFICA, CLIMA Y GEOLOGÍA

La zona de estudio se encuentra al sureste de la Cuenca de México; debido al marco conceptual aquí planteado, se consideró necesario ubicar la zona dentro del contexto regional por lo que a continuación se presentan características generales de la misma. Así, en este trabajo se resalta la importancia del marco regional para el mejor entendimiento de la problemática, lo cual dará como resultado mejores perspectivas para poder marcar propuestas viables de solución.

La Cuenca de México es una depresión cerrada de manera natural (endorreica), que se localiza en la parte central de la Faja Volcánica Transmexicana. Respecto a la localización de las montañas que circundan la Cuenca de México, La Sierra Nevada se encuentra hacia el este, la Sierra de las Cruces se localiza hacia el oeste. Hacia el noroeste y norte, las sierras que limitan la Cuenca, son la Sierra de Tepetzotlan, Sierra de Tezontlalpan y Sierra de Pachuca (AIC, 1995, Edmunds, *et al*, 2001). La Sierra Chichinautzin, en el sur, forma la cadena montañosa más reciente, ya que su erupción ocurrió hace aproximadamente 600,000 años. Tiene un área superficial de 9,600 km<sup>2</sup>, las elevaciones en las sierras antes mencionadas, suelen ser superiores a los 5,000 m, y su planicie, hacia el centro de la Cuenca, tiene una altitud entre los 2,230 a 2,390 msnm (AIC, 1995). La temperatura promedio anual es de 12 a 14°C tanto en la Sierra del Chichinautzin como en la Sierra de las Cruces; menor que 10°C en la Sierra Nevada y 15°C en la zona del Lago de Texcoco.

En la parte sur de la cuenca, la precipitación media anual es de 1,800mm para la Sierra del Chichinautzin hacia el sur; 1,100 mm al oeste (Sierra de las Cruces), y 1,200 mm en la Sierra Nevada; hacia el área donde se ubicaba el Lago de Texcoco, así como en la planicie de Chalco y la Ciudad de México la precipitación es de 600 mm en promedio. Anualmente la precipitación en la región se da en forma de tormentas intensas, las cuales se presentan por un regular de junio a septiembre; durante el resto del año la precipitación pluvial suele ser escasa o nula (AIC, 1995; Birkle, 1998; Edmunds, *et al.*, 2001).

El agua subterránea presente en la cuenca se encuentra en un sistema acuífero, cabe aclarar que en este trabajo se sigue la definición adoptada para sistema acuífero por Engelen y Jones (1986) que lo consideran representado por dos cuerpos que interactúan hidráulicamente: en este caso se trata de un acuífero de gran extensión como se define en Edmunds *et al* (2001) y un acuitardo que cubre la planicie casi en su totalidad. Administrativamente, la cuenca se encuentra dividida en subcuencas comunicadas hidráulicamente, dentro de las cuales, la subcuenca de Chalco, que para efectos de este estudio se denominará cuenca de Chalco, se ubica al sureste de la Ciudad de México, entre los paralelos 19° 15" y 19° 23" de latitud norte y los meridianos 98° 38' y 99° 01" y de longitud oeste (Mapa de localización de Lesser, 1998). La cuenca de Chalco se sitúa a una altura promedio de 2,240 msnm en la planicie aluvial de Chalco al norte y hasta 5,452m de altitud en la superficie que corresponde al relieve volcánico de montaña formado por el Cerro del Pino y la Sierra de Santa Catarina al norte y la Sierra del Chichinautzin al sur.

En la zona el clima es templado subhúmedo con lluvias en verano, aunque es el más seco de los templados [C(w<sub>o</sub>)(w)b(i)g]; el verano es fresco con una temperatura entre 5° y 7° y del tipo Ganges (Huizar-Alvarez, 1993). Cabe destacar que la precipitación sobre las rocas

permeables de las Sierras de Santa Catarina y Chichinautzin, para términos prácticos, no generan escurrimiento superficial (AIC, 1995, Birkle *et al* 1998, SMA, 1999). La Sierra de Santa Catarina se reconoce actualmente como una reserva ecológica.

El sitio de disposición final de residuos de Santa Catarina (SDSC), pertenece a la Delegación Ixtapalapa, Distrito Federal y se encuentra ubicado en el kilómetro 16.5 de la autopista México Puebla a las faldas del volcán inactivo conocido como La Caldera. Dada la ubicación del mismo, se tiene que en el área de estudio convergen los municipios de Chalco, Ixtapaluca y La Paz del Estado de México, así como las delegaciones Ixtapalapa y Tláhuac del Distrito Federal.

## **4.2. HIDROGEOLOGÍA DE LA CUENCA DE MÉXICO Y SU RELACIÓN CON EL ÁREA DE ESTUDIO**

La definición y control de la contaminación del agua subterránea, requiere poseer un buen entendimiento de la hidrogeología del área en especial si se espera predecir el destino de los contaminantes en el ambiente y con ello determinar la mejor opción de solución (Cheremissinoff, 1995).

El marco hidrogeológico que caracteriza el área de estudio ha sido descrito fraccionadamente por varios autores (Niedzielski, 1991, DGSU, 1992, Huizar-Alvarez, 1993, Frisancho, 1996, González-Morán y Rodríguez, 1996, Ortega-Guerrero, *et al* 1997, Ortega-Guerrero, *et al* 1999, Vargas, 1995, SMA, 1999), quienes han abordado la caracterización del sistema acuífero de la Cuenca de Chalco marcando en forma independiente su caracterización geológica, propiedades hidráulicas, superficie potenciométrica, patrones de flujo, áreas de recarga y en menor medida sobre los sistemas de flujo (Ortega y Farvolden, 1989). Inclusive se ha tratado de establecer el efecto de fuentes de contaminación sobre el sistema acuífero en la región (Becerril, 1991; Morales, *et al*, 1996).

De manera que para los fines de este trabajo es posible, con base en las investigaciones antes realizadas y verificaciones en campo, dar un diagnóstico inicial de la dirección, velocidad y extensión de la migración de contaminantes (lixiviados) provenientes del SDSC, al suelo y agua subterránea. Así mismo, con base en el análisis de la información publicada anteriormente, es posible suponer la posición de los lixiviados y otras fuentes de contaminantes potenciales al agua con relación a los sistemas de flujo de agua subterránea, de manera que este conocimiento pueda ser de utilidad al momento de plantear alternativas para establecer medidas correctivas en la zona.

### **4.2.1. Litoestratigrafía general, Cuenca de México y cuenca de Chalco**

#### **4.2.1.1. Cuenca de México**

La Cuenca de México se localiza en una fosa tectónica formada durante el Oligoceno, en la cual se formaron depósitos potentes de material lacustre y volcánico. En esa época la cuenca drenaba hacia el sur; durante el Pleistoceno, este escurrimiento hacia el exterior fue cerrado como resultado de una serie de actividades volcánicas que dieron como resultado la formación de la Sierra del Chichinautzin al sur de la Cuenca (De Cserna *et al*, 1987). Los eventos extrusivos tuvieron una duración de 700,000 años, lo que permitió la acumulación de importantes capas de ceniza, interdigitadas con depósitos extensos de material aluvial y lacustre en los varios lagos que ahí se formaron.

El perfil hidroestratigráfico, desde la unidad más antigua hasta la más reciente, está dominado por las siguientes: i) calizas del Cretácico, ii) vulcanitas del Terciario Medio, iii) depósitos del Plioceno Inferior, iv) rocas, piroclastos y material aluvial del Plioceno y Cuaternario y v) depósitos lacustres y fluviales del Cuaternario Reciente. La sección de la Figura 4 muestra la disposición de las unidades hidrogeológicas presentes en la Cuenca de México.

i) *Calizas del Cretácico.*- Son una formación constituida por rocas carbonatadas, areniscas y tobas, que afloran más allá del límite sur de la Cuenca (estados de Morelos e Hidalgo), es la unidad geológica más profunda que ha podido ser identificada. Asimismo, se ha encontrado que en el centro de la Cuenca, estas rocas tienen un grosor total superior a 1,500 m (Mooser, *et al.*, 1997). Durante la perforación del pozo profundo Mixhuca, se encontró esta unidad a una profundidad de 1,581 m, y se pudo advertir su naturaleza cárstica y fracturada, dado que durante las obras de perforación se tuvo la pérdida total del fluido de perforación, así como la caída de aproximadamente ocho metros de las herramientas de perforación (Vasquez y Jaimes, 1989).

ii) *Vulcanitas del Terciario Medio.*- Esta unidad incluye material clástico del Eoceno, basaltos y riolitas del Oligoceno, las cuales afloran en muy pocos puntos de la cuenca: en el centro poniente, en la sierra del Tigre (Atizapán de Zaragoza); y en el centro oriente, en la sierra de Tlaixpan (Texcoco); y un grueso paquete de rocas lávicas (andesitas), material piroclástico y lacustre del Mioceno el cual se formó a consecuencia de las primeras erupciones volcánicas ligadas al principio de la subducción de la Placa de Cocos. Sus elementos más elevados afloran en el centro de la cuenca de México, y forman las elevaciones volcánicas de Barrientos y del cerro del Tepeyac (domo), en el norte de la ciudad. Hacia el noroeste parecen constituir prominencias en cuyos espacios intramontanos se acumularon con la secuencia estratificada (iv) y los depósitos lacustres del Plioceno (iii) (Mooser y Molina, 1993 citados en GDF, 2000). En conjunto estas unidades tienen un grosor estimado en aproximadamente 1,750 m.

iii) *Depósitos del Plioceno inferior.*- Esta formación se caracterizan por la presencia de arcillas lacustres, generalmente de consolidación avanzada. Afloran en el norte de la cuenca por Huehuetoca, Taximay y Requena. Hacia el sur desaparecen bajo los rellenos aluviales (iv) y las lavas pliocénicas intermedias y ácidas de las sierras de Tepotzotán y de Guadalupe (v).

Estudios estructurales para estas unidades registran espesores de 200 a 300 m bajo la ciudad de México, y que subyacen a la secuencia estratificada (iv). Al sur de la cuenca afloran bajo los elementos orientales de la sierra de Tepozteco. Su reducida conductividad hidráulica, aunada a su escasa capacidad de almacenaje debida a lo avanzado de su consolidación, le confieren características de acuícludo. Sin embargo, de acuerdo con GDF, (2000), el conocimiento de esta formación es aún insuficiente.

iv) *Secuencia del Plioceno-Cuaternario.*- Consiste principalmente de andesitas-basálticas que forman las elevaciones aisladas del cerro de la Estrella, del Peñón de los Baños, del cerro de Chimalhuacán y de los cuerpos dómicos basálticos del sudeste de la sierra de Guadalupe, andesitas del Plioceno y piroclastos del Plioceno-Cuaternario que afloran en la sierra del Tepozteco, al oriente de Cuernavaca y están inter-estratificadas con depósitos lacustres y aluviales contemporáneos, con un grosor total máximo de 1,000 m. El conocimiento que se tiene de estos estratos es reducido, sin embargo con base en afloramientos descritos en otras partes, se conoce que presentan gran porosidad y permeabilidad secundaria, propiedades principalmente debidas a fracturas.



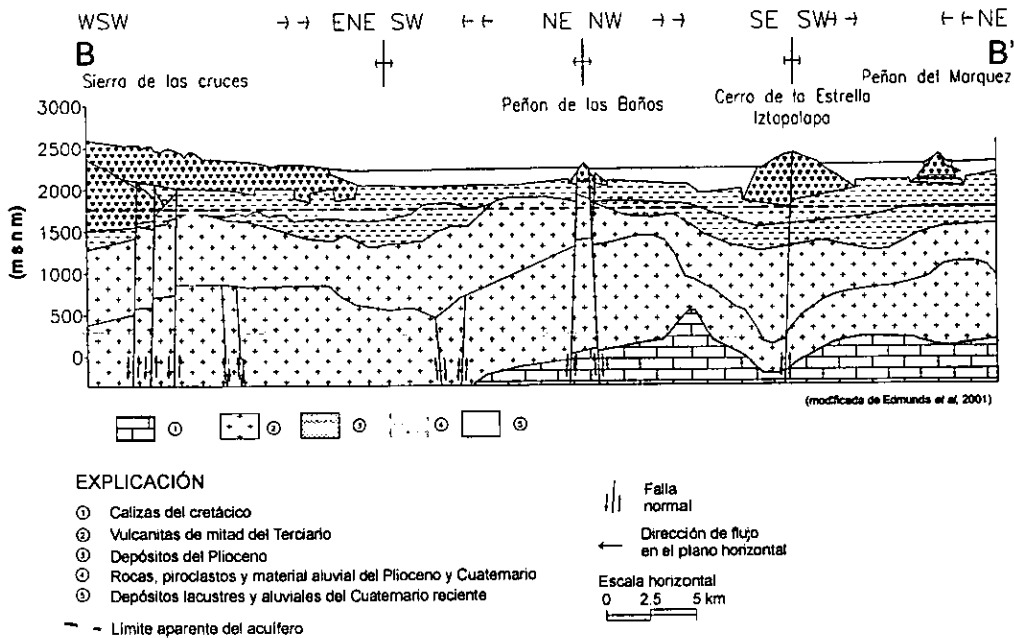
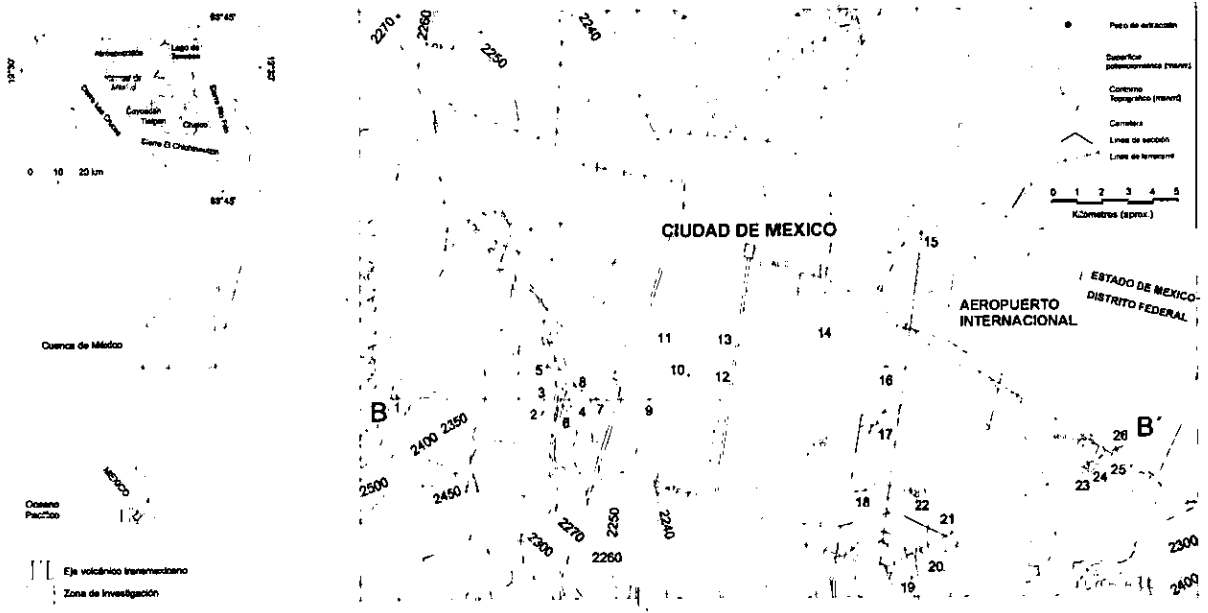


Figura 4. a) Localización del área. b) Vista en planta de la sección c) Sección geológica Sta. Fe - Ixtapalapa - Nezahualcoyotl que muestra el espesor del sistema acuífero de la Ciudad de México y las principales unidades que lo constituyen. Las tres se modificaron de las presentadas por Edmunds *et al*, 2001.

v) *Depósitos del Cuaternario Reciente*.- Cubren la totalidad de la planicie de la Cuenca y comprenden 600 m de depósitos fluviales y aluviales. Dentro de estos depósitos se incluye un lente de material fino de gran extensión cuya parte superior aflora en el lago de Texcoco pero es subyacente el resto de la planicie excepto en sus márgenes. Esta unidad está representada por una mezcla compleja de material del tamaño de arcilla cuya constitución particular será definida posteriormente. Su grosor total se incrementa gradualmente desde los límites de la planicie hacia el lago de Texcoco (Edmunds, *et al*, 2001).

Dada la naturaleza y propiedades de las unidades descritas anteriormente, y el poco conocimiento que se tiene en términos de poder identificar claramente su relevancia como parte del sistema acuífero de la CIUDAD DE MÉXICO para los fines de este trabajo se consideró que el espesor del mismo es potencialmente del orden de 2,000 m, lo cual tiene importantes implicaciones para el funcionamiento del agua subterránea que se señalaron en la sección 4.3.

#### 4.2.1.2. Cuenca de Chalco

A continuación se detalla la estratigrafía correspondiente al área de estudio: cuenca de Chalco y su límite sudeste (zona de Ixtapalapa), pues como se amplió en la sección 3.3.2. la heterogeneidad del medio es un aspecto relevante en el diagnóstico de un proceso de contaminación y debe ser conocida para un mejor planteamiento de propuestas de control.

De acuerdo con Vázquez y Jaimes (1989) la sucesión litoestratigráfica que aflora en el área de estudio es la siguiente:

##### **Terciario**

i) *andesita-dacita-toba intermedia, Tm(a-da-ti)*.- Esta unidad está representada por una sucesión de lavas andesíticas, dacíticas y tobas andesíticas; en algunos lugares estas formaciones se encuentran pseudo-interestratificadas con brechas volcánicas. Aflora en el área de Tlapacoya y forma el Cerro El Elefante. Es importante anotar que las coladas de lava se encuentran fisuradas, ya que esta característica les confiere un mayor valor de *K* en comparación con formaciones, del mismo material, pero sin fisuras (Figura 5).

ii) *piroclástico-conglomerado, Tpl(pc-cg)*.- Estas son rocas compuestas por tobas, brechas volcánicas y lapillis pumíticos interdigitados localmente con horizontes de conglomerados, arenas y ceniza volcánica; tal composición presenta un grado de compactación que ocasiona que el agua subterránea circule a menor velocidad que en las rocas fracturadas. Su origen está relacionado con la actividad fluvial y piroclástica del Plioceno, que se acumularon en paleocuevas resultado de fosas tectónicas como la de Chalco y rellenando amplios valles, su espesor es de 750 m.

##### **Cuaternario,**

i) *andesita-basalto-aglomerado, Q(a-b-ag)*.- Constituye secuencias de coladas lávicas del Pleistoceno, andesítica-basáltica y traquíticas, con fracturamiento de moderado a intenso, tobas limo-arcillosas y con intercalaciones delgadas de tefra no consolidada, formadas por cenizas cristalinas y vítreas, lapillis líticos y escoria tamaño lapilli. Generalmente a este tipo de material se le confiere una *K* importante. A estas rocas volcánicas, máficas principalmente, se les asigna el nombre de Formación El Pino; se reconocen en el subsuelo y afloran en el volcán El Pino.

**ii) andesita-piroclástico, Q(a-pc).**- Esta es una unidad del Pleistoceno Tardío, constituida en su mayoría por lavas andesítico-basálticas y andesíticas, éstas son extensas, vesiculares, masivas o lajeadas y en ocasiones alternadas con tobas y capas delgadas de material piroclástico donde predominan las cenizas; debido a su fracturamiento intenso se les confiere una *K* importante; la unidad forma estratovolcanes y conos cineríticos y aflora formando el Volcán Guadalupe, Volcán la Caldera y Cerro Xico.

**iii) depósitos aluviales, Q(al).**- Estos depósitos corresponden a material clástico fluvial (grava, arena, limo y arcilla), poco consolidado, fechado en el Pleistoceno reciente (Frisancho, 1996), contiene localmente tierras de diatomeas, turba y travertino, interstratificado por tobas de grano fino y lapillicas. Esta unidad se interdigita con sedimentos lacustres de la misma edad y aflora formando llanuras aluviales y se encuentra en grandes acumulaciones llenando los bajos morfológicos, así como en la fosa tectónica de Chalco. En términos generales, la litología característica de esta unidad le confiere una *K* baja.

**iv) depósitos lacustres, Q(la).**- Estos depósitos se encuentran formados por intercalaciones de sedimentos clásticos (arena y limo), con lentes de piroclastos (ceniza, pómez y lapillis) y algo de arcilla lacustre, interdigitado con productos volcánicos del Pleistoceno-Tardío que se depositaron en ambiente lacustre y depósitos aluviales; se encuentran formando una planicie lacustre que aflora en la zona centro poniente del área y su espesor varía de 300 m en el centro de la planicie, a 30 m hacia las márgenes de la cuenca de Chalco (Frisancho, 1996).

A través de esta secuencia lacustre, frecuentemente son encontrados lentes delgados de material clástico de origen volcánico cuyo espesor puede variar de unos pocos centímetros a varios metros y en muchos casos tiene una extensión lateral considerable. Estas unidades más compactas son llamadas *Capas Duras* (Ortega-Guerrero, *et al.*, 1999). Excepto por la presencia de fracturas, estos materiales presentan una *K* muy baja y comunmente se han considerado como "el acuitardo".

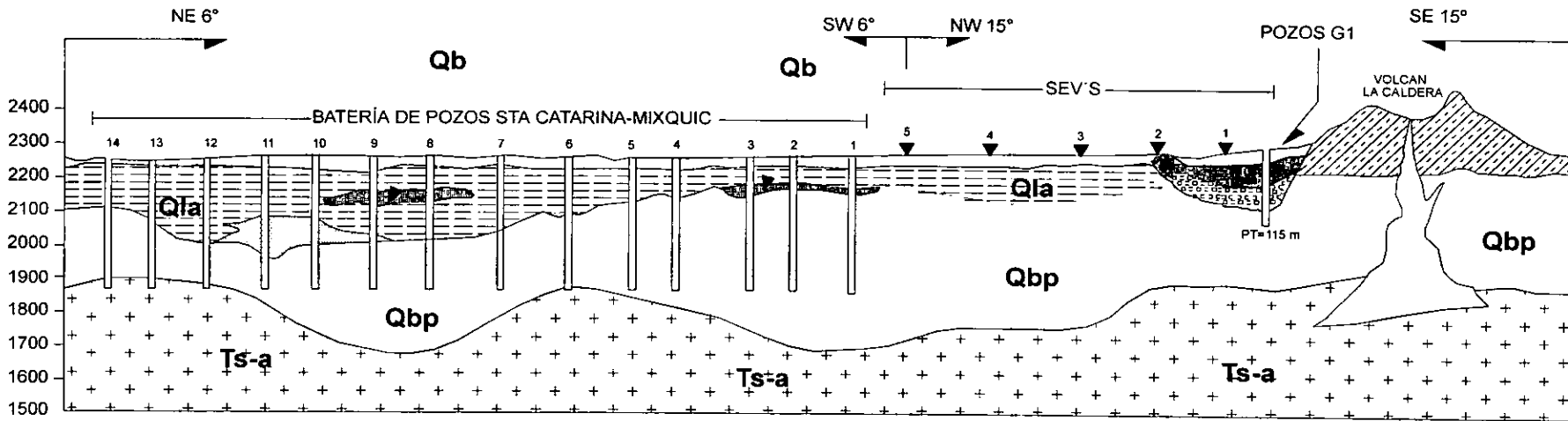
La distribución general de las unidades anteriormente mencionadas se presenta en la figura 5.

#### 4.2.2. Composición mineralógica

Análisis petrográficos realizados para los basaltos del Terciario Medio, mostraron presencia de fenocristales de andesina, oligoclasa, sanidina, cuarzo, augita e hiperstena; la matriz está compuesta de feldespato y cuarzo con menor cantidad de apatita, magnetita, ilmenita y zirconio. Las riolitas y andesitas tienen una composición mineral similar con el cuarzo como componente esencial en las primeras, pero más raro en las segundas. Ambas muestran textura porfírica con fenocristales de andesina, horblenda, feldespato y augita. Las andesitas del Plioceno son flujos de lava de grano fino a medio y textura porfírica, con plagioclastos, cuarzo, olivina y algunos minerales máficos. Las andesitas y basálto-andesitas del Cuaternario, tienen textura porfírica con un contenido de piroxeno y olivino en una matriz vidriosa (Edmunds, *et al.*, 2001).

De acuerdo con su composición mineralógica, los depósitos lacustres están formados por un 5 a 10% de partículas del tamaño de arena, la mayoría de las cuales son oolitas calcáreas, 55-65% de microfósiles silíceos del tamaño del limo, principalmente diatomeas; 20-30% del material son partículas del tamaño de arcilla de las cuales un 10% son smectita y el resto son dióxidos de silice de origen biogénico ó vulcanogénico (silica cristobalita, allofano y fragmentos silíceos de diatomeas). El 5-10% restante es materia orgánica. En cuanto a los elementos que contienen, los depósitos

# ESTRATIGRAFÍA GENERAL CUENCA DE CHALCO



Adaptado de Ortega y Cherry, 1991 por DGSU, 1992.

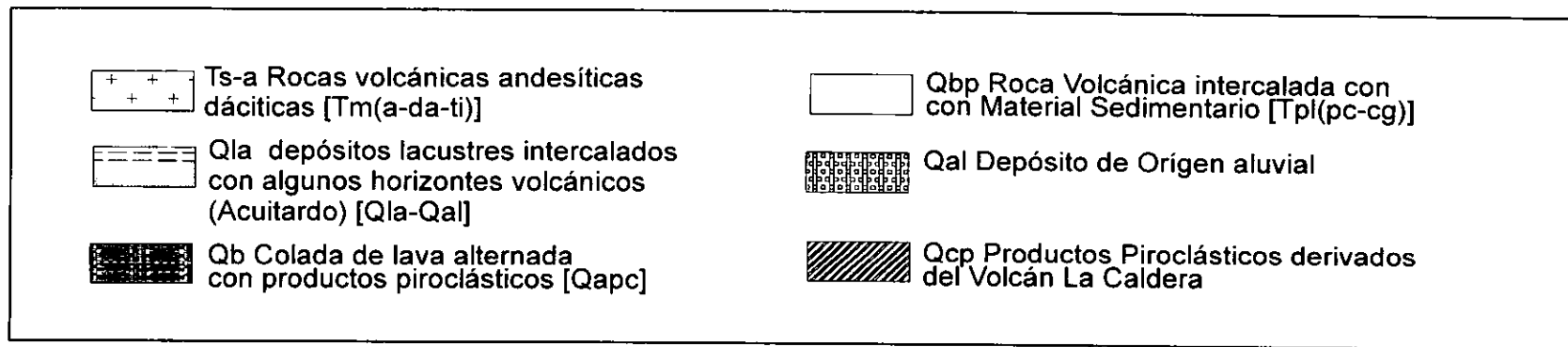


Figura 5. Sección esquemática que muestra la estratigrafía general de la cuenca de Chalco.

lacustres presentan altos contenidos de Na y Mn cuyas concentraciones sobrepasan 9,200 y 1,900 mg/l respectivamente (Mesri, et al., 1975). Es importante recalcar, dada la problemática que existe con relación a la consolidación del material de relleno de la Ciudad de México, que dentro del material del tamaño de arcilla que ha sido descrito, sólo una pequeña fracción son arcillas como tales y de éstas, las que han sido reconocidas, son descritas como montmorilloníticas de acuerdo con Warren y Rudolph (1997).

### 4.3. MODELO HIDROGEOLÓGICO CONCEPTUAL DE FUNCIONAMIENTO DEL AGUA SUBTERRÁNEA

Con base en lo descrito en el capítulo 4.2, conceptualmente es posible proponer un modelo hidrogeológico de funcionamiento del agua subterránea en la Cuenca de México. En este sentido, Edmuds *et al*, (2000) y Huizar, *et al*, (2001), han establecido que es un sistema acuífero (figura 4) el que subyace la Ciudad de México, cuyo perfil hidroestratigráfico presenta cerca de 2,000 m de espesor. Debido a la continuidad que se observa en el material geológico (figura 1), se puede suponer que se extiende más allá de las ciudades de Puebla, Toluca, Pachuca y Cuernavaca. Aunque para fines administrativos se tenga un límite más acotado (figuras 1 y 4).

Como se observa en la figura 4, desde la superficie hasta las unidades estratigráficas más profundas que han podido ser identificadas, el sistema acuífero consiste de una capa de material lacustre altamente compresible denominado *acuitardo*, el cual sobreyace en forma parcial a un acuífero heterogéneo y anisotrópico, dicha capa cubre rocas fracturadas y granulares (en la figura 4, unidades 5 y 4 respectivamente) que se encuentran a su vez sobre depósitos más antiguos: Plioceno Inferior Terciario Medio, Cretácico y Jurásico, cuyas propiedades no han sido descritas. Sin embargo, existe evidencia de que las unidades del Cretácico y Mitad del Terciario tienen alta *K* (Vázquez y Jaimes, 1989) y pueden por lo tanto, conducir y aportar agua como parte del sistema de flujo.

De lo anterior se desprende que el movimiento del agua subterránea está controlado no sólo por la diferencia de cargas, sino además por la variación litológica y estructura geológica (Edmuds, *et al*, 2001). Asimismo, cabe resaltar que en el caso de acuíferos de grosor similar al que subyace la Ciudad de México; es común la presencia de flujos subterráneos profundos con propiedades físicas, como temperatura y densidad, distintas a los flujos someros; esto último implica que puede haber diferencia entre la elevación del nivel estático medido y la carga hidráulica real.

De acuerdo Hubbert (1940), el concepto de carga potencial o potencial del fluido ( $\phi$ ) está determinado por los parámetros descritos en la siguiente ecuación:

$$\phi = zg + \int_{p_0}^p \frac{dp}{\rho} \quad \text{Ec. 2}$$

donde:

g	aceleración de la gravedad
z	elevación del punto respecto a un punto de referencia
p	presión
p <sub>0</sub>	presión atmosférica
ρ	densidad del fluido

La ecuación 2, reconoce que las propiedades físicas del fluido involucrado deben ser consideradas para la estimación de la carga potencial. En acuíferos homogéneos e isótropos de bajo espesor esta consideración puede ser omitida pues los cambios en la densidad del fluido con la profundidad serían mínimos. Sin embargo, como ya se explicó éste no es el caso para un acuífero como el que subyace la Ciudad de México.

La corrección de los datos de piezometría observados en campo, debe ser realizada cuando la densidad del agua afecta  $\phi$ . En vista de que para la Ciudad de México no se han realizado estudios para determinar las temperaturas que prevalecen a mayor profundidad, los datos de la elevación de nivel estático recopilados en campo se deben considerar estimaciones aproximadas al momento de calcular los gradientes hidráulicos y por tanto las direcciones del flujo. Para el presente trabajo, en virtud de que no se conoce la magnitud de la variación que se puede presentar por las diferencias en la densidad del fluido, en adelante será considerado como gradiente hidráulico aparente al que se tiene a partir de la medición de la elevación del nivel estático que está basado en su profundidad a partir de una cota conocida únicamente.

Bajo las condiciones anteriormente mencionadas, en la siguiente sección se presenta un análisis descriptivo de la hidrogeología de la zona de estudio y áreas circundantes, en el cual se enfatizan aquellas características que son determinantes en cualquier proceso de contaminación: porosidad de la unidad hidrogeológica ( $\eta$ ), conductividad hidráulica ( $K$ ), y distancia al SDSC del campo de pozos de extracción, de posibles áreas de recarga.

#### **4.3.1 Parámetros hidráulicos de las diferentes unidades hidrogeológicas**

En la cuenca de Chalco, a principios de los años 80, la denominada Gerencia de Aguas del Valle de México (GAVM) perforó en el llamado Valle de Chalco catorce pozos con el objetivo de utilizarlos para aumentar la oferta de agua con fines de abastecimiento de agua potable (Ramal Santa Catarina-Mixquic -SCM-). Los pozos están dispuestos en línea recta de orientación N-S que atraviesa la planicie desde la Sierra Santa Catarina, al norte, y hasta la altura de Mixquic al sur (Figura 6). La distancia entre cada pozo es de 500 m y su profundidad de 400 m. En la figura 7 se presentan detalles de construcción de los pozos (Niedzielski, 1991). Hasta 1992, el caudal unitario de extracción de cada pozo era de 90 l/s (González-Morán y Rodríguez, 1996). Otros estudios indican que estos pozos en conjunto abastecen principalmente al área de Tláhuac, con un caudal conjunto entre 1.40 y 1.75 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup> (Ortega *et al.* 1993). Sin embargo, se conoce que algunos de estos pozos fueron cerrados porque algunas concentraciones de compuestos nitrogenados sobrepasan los límites permisibles por la norma (Becerril, 1991).

Durante este trabajo se trató de tener acceso a los pozos ubicados en el Estado de México con el fin de conocer su situación actual y llevar a cabo pruebas de bombeo (o aforo) con medición de parámetros fisicoquímicos, pero no fue posible obtener el acceso. Es así como los datos analizados, fueron obtenidos de fuentes bibliográficas para el área correspondiente a los alrededores del SDSC y delegación Ixtapalapa (figura 6).



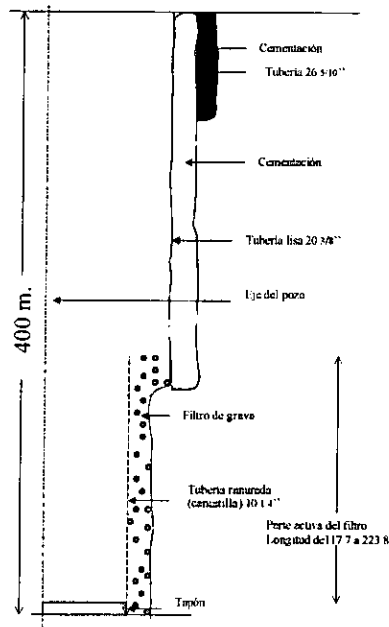


Figura 7. Esquema de construcción de los pozos del ramal Santa Catarina-Mixquic. Se observa la profundidad y espesor de la tubería ranurada.

Huizar (1993), define una sección geológica a lo largo del Ramal Santa Catarina-Mixquic, con base en información geológica obtenida por la GAVM durante la perforación de los pozos del ramal, así como de la carta litoestructural del subsuelo elaborada a partir de los registros de pozos multipiezométricos dispuestos en la zona, adicionalmente utilizó el análisis petrográfico en muestras de canal procedentes de 20 pozos para agua localizados en la zona (Huizar-Alvarez, 1993). Posteriormente esta sección se amplió para incluir la parte del sistema acuífero que subyace los alrededores del SDSC (Ortega, *et al*, 1989; DGSU, 1992). La sección ampliada, con las modificaciones realizadas por DGSU (1992), se presenta en la figura 8.

Existen trabajos que han intentado definir el marco geológico e hidrogeológico que incluye la zona en la que se encuentra el SDSC, ellos fueron realizados utilizando métodos geoelectrónicos y datos de un censo de pozos de extracción cercanos así como de pozos de monitoreo (DGSU, 1992, González-Morán y Rodríguez, 1996, Frisancho, 1996).

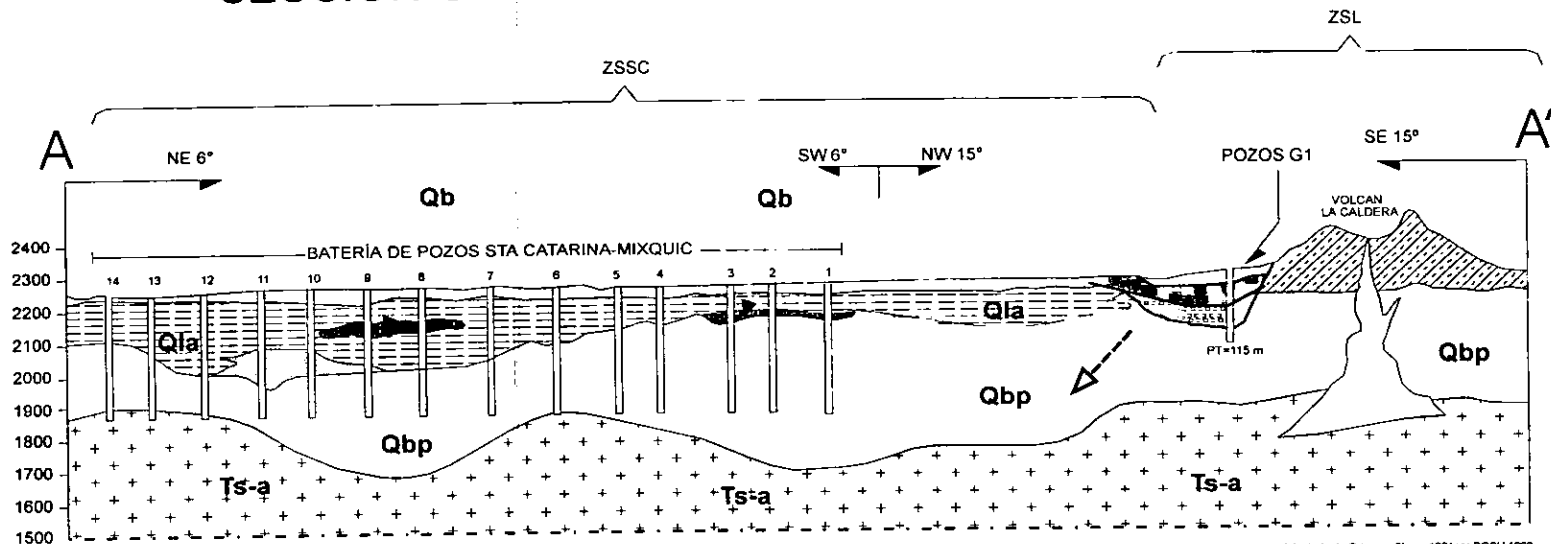
Con base en el marco geológico expuesto en 4.2.1. se hace, a continuación, una descripción de las unidades que conforman el modelo hidrogeológico de la zona de estudio respecto a su espesor relativo, distribución y parámetros hidráulicos que lo caracterizan:

#### 4.3.1.1. Acuitardo

Esta unidad hidrogeológica presenta un grosor máximo aproximado a 300m, hacia el centro de la planicie de Chalco (Ortega-Guerrero, *et al* 1997), y hacia las orillas se adelgaza hasta desaparecer hacia las faldas de la Sierra de Santa Catarina (SMA, 1999) y el volcán La Caldera (DGSU, 1992). Por su parte Vargas 2001, reporta que hacia el sureste de la Sierra de Santa Catarina, el acuitardo se acuña hasta presentar allí espesores menores a 10 m.



# SECCIÓN GEOLÓGICA A-A' DE LA CUENCA DE CHALCO



Adaptado de Ortega y Cherry, 1991 por DGSU, 1992

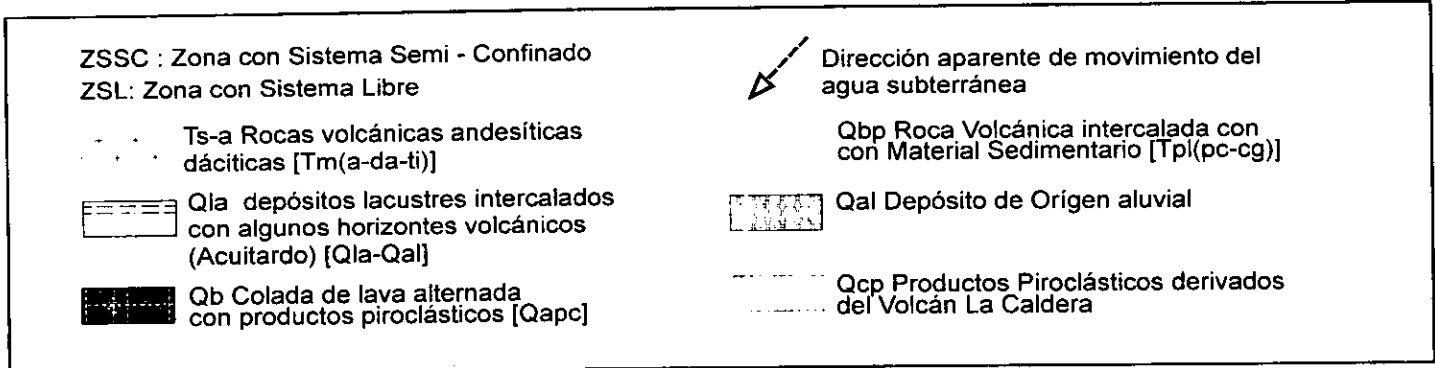


Figura 8 Sección Geológica Esquemática que presenta la Dirección de Movimiento Aparente del Agua Subterránea y los sistemas Hidrogeológicos.

El acuitardo presenta propiedades hidráulicas contrastantes con las del material granular y fisurado; sin embargo, se ha demostrado que existe continuidad hidráulica entre ellos (Ortega-Guerrero, *et al*, 1997, 1999). Esta continuidad para fines prácticos, se elimina donde el nivel estático del acuífero está por debajo del acuitardo como ocurre en algunos pozos de Ixtapalapa (SMA, 1999).

*Parámetros hidráulicos.*- Varias investigaciones de los sedimentos lacustres someros indican que el valor promedio de conductividad hidráulica horizontal ( $K_h$ ) cerca de la superficie (profundidad < 8m), está entre  $1 \times 10^{-7}$  y  $1 \times 10^{-6}$  m s<sup>-1</sup> y disminuye a  $1.1 \times 10^{-11}$  m s<sup>-1</sup> hacia la interface con el acuífero (Ortega-Guerrero, *et al*, 1993). Sin embargo, en los horizontes limo-arenosos que se encuentran intercalados dentro del acuitardo, los valores de este parámetro son mayores a  $10^{-5}$  m s<sup>-1</sup> (SMA, 1999).

De acuerdo con Vargas (2001), la distribución de la  $K$  para la planicie de Chalco varía seis órdenes de magnitud, desde  $1 \times 10^{-11}$  m s<sup>-1</sup> hasta  $1 \times 10^{-6}$  m s<sup>-1</sup>; sin embargo, de 152 pruebas realizadas, el 69% de los resultados caen entre  $10^{-10}$  y  $10^{-9}$  m s<sup>-1</sup> con una media geométrica de  $1.81 \times 10^{-9}$  m s<sup>-1</sup>.

Cabe destacar que, con el paso del tiempo, en esta unidad se ha detectado la aparición de micro fracturas cuyo origen puede estar asociado a cambios en su contenido de humedad. Este cambio define a los materiales como de doble porosidad (debido al arreglo intergranular y a las fracturas), y determina con ello un incremento en su  $K$ , aumento identificado para los últimos años en la planicie de Chalco (Vargas, 2000). Este aumento, también es atribuido a incrementos de los esfuerzos de presión de poro inducidos por la extracción de unidades subyacentes (Vargas, 2000). Lo anterior es de suma importancia al tratar de evaluar la migración de contaminantes hacia el agua subterránea.

Ortega-Guerrero *et al*, (1997) atribuyen la disminución de  $K$  con la profundidad a la reducción de las zonas con fracturas. Estudios realizados posteriormente indican que a menor profundidad los valores de  $K$  son mayores a  $3 \times 10^{-10}$  m s<sup>-1</sup> mientras que a mayor profundidad es menor, tal variación sugiere que a menor profundidad se encuentran zonas con alta densidad de fracturas. Asimismo, se reportan variaciones en la  $K$  y el gradiente hidráulico con el espesor. Por lo que respecta a la zona del acuitardo con menor espesor, el gradiente hidráulico varía de 0.004 a 2.1 m m<sup>-1</sup> y el rango de variación de la  $K$  es de  $4.7 \times 10^{-11}$  a  $1.4 \times 10^{-8}$  m s<sup>-1</sup>. (Vargas, 2001). Esto parece congruente con la hipótesis de que a mayor profundidad la apertura de las fracturas se cierran debido al peso de los sedimentos suprayacentes.

Dada la importancia que tiene para el presente trabajo, a continuación se presentan los resultados de velocidad lineal del flujo promedio obtenidos por Vargas, 2001, para los sitios con menor espesor del acuitardo: 0.0047 m a<sup>-1</sup>; calculado a partir de los siguiente valores:  $K$ :  $6.18 \times 10^{-10}$  m s<sup>-1</sup>,  $i$ : 0.21 m m<sup>-1</sup>, y  $\eta$ : 0.88. Asimismo, se identificó que para la zona inferior de estos mismos sitios, en donde los gradientes hidráulicos aumentan hasta un orden de magnitud (ejemplo: 3 m m<sup>-1</sup>), la velocidad lineal promedio es de 0.073 m a<sup>-1</sup>. También se calculó la velocidad lineal promedio para un sitio afectado por fracturas y otro que no lo es (0.021 y 0.0002 m a<sup>-1</sup> respectivamente). Cabe señalar que la velocidad que se presenta es la que podrían presentar contaminantes conservativos, tales como el Cl<sup>-</sup>; sin embargo, cabe esperar que los contaminantes no conservativos exhiban un retardo en el transporte.

Respecto a la calidad química del agua del acuitardo, ésta se caracteriza por presentar alto contenido de sales, las concentraciones de  $\text{Cl}^-$  y  $\text{Na}^+$  son de 4,000 y 4,500, respectivamente (Ortega-Guerrero, *et al*, 1993). En cuanto a la calidad química del suroeste de Ixtapalapa, se reporta que la salinidad es mayor a 1,000 mg/l; sin embargo, no se encontró evidencia de que presente concentraciones de  $\text{Cl}^-$  mayores a 100 mg/l, excepto para los casos en los que se observó un impacto en la calidad por la cercanía de canales de aguas negras no revestidos (Ver sección 5.3).

#### 4.3.1.2. Unidad intergranular

Está constituida por rocas volcánicas, piroclastos y depósitos aluviales interestratificados con depósitos de basalto, cuyas características ya fueron descritas anteriormente. Su espesor puede alcanzar más de 400 m; el límite inferior lo conforman rocas andesíticas-dacíticas, con las cuáles pueden tener comunicación hidráulica con las formaciones que las sobreyacen. Esta unidad abarca la porción superior de la principal unidad acuífera sujeta a extracción (Frisancho, 1996; SMA, 1999).

Parámetros hidráulicos.- Los valores de  $K$ , calculados por pruebas de bombeo varían desde  $3 \times 10^{-5}$  a  $3 \times 10^{-3} \text{ m s}^{-1}$  en la horizontal, y desde  $3 \times 10^{-5}$  a  $3 \times 10^{-6} \text{ m s}^{-1}$  en la vertical; el coeficiente de almacenamiento ( $S$ ) se calculó entre  $10^{-2}$  y  $4 \times 10^{-4}$ . En las faldas de la Sierra Santa Catarina, el material granular conforma condiciones de acuífero libre, al no existir capa semiconfinante ( DGSU, 1992; SMA, 1999).

De acuerdo con Niedzielski (1991), dentro de la batería de pozos que conforman el ramal-Santa Catarina-Mixquic (numerados en el mapa de la figura 6: SCM-1 a SCM-14), los pozos 3, 5, 7, 8 y 9 extraen agua en condiciones "libres" y, de acuerdo con las pruebas de bombeo, su  $\eta$  es evaluada en 0.129, 0.144, 0.130, 0.153, 0.165, respectivamente. Para los pozos 11, 13 y 14, el análisis de las pruebas de bombeo sugieren condiciones confinadas y para el resto de los pozos que conforman esta batería, no se reportó el valor de  $\eta$ .

Esta unidad es la más ampliamente usada para el abastecimiento de la Ciudad de México, dado que la calidad química natural del agua obtenida se ha considerado aceptable. No obstante existe evidencia que indica que se está presentando un deterioro de esta calidad; esto se atribuye a una mezcla de agua de mala calidad, cuyo ingreso puede llevarse a través del ademe de los pozos (Becerril, 1992, SMA, 1999). Además, debe considerarse el cambio de calidad debido al arribo de flujos regionales inducidos por la extracción, ya que se ha detectado que algunos pozos de la zona poniente de Ixtapalapa presentan cantidades importantes de elementos como Li y Sr característicos de flujos más profundos y con mayor tiempo de recorrido (Ver sección 5.2.1).

#### 4.3.1.3. Unidad fisurada

Las rocas volcánicas que constituyen derrames en estructura de bloque, derrames masivos y brecha volcánica, contienen gran cantidad de fracturas cuyo origen puede ser tectónico o por enfriamiento. Esta condición estructural proporciona un alto valor de la  $K$  a estas formaciones (para la zona de Ixtapalapa los valores son aproximados a:  $K_h$ :  $1.1 \times 10^{-3} \text{ m s}^{-1}$ ,  $K_v$ :  $2.4 \times 10^{-5} \text{ m s}^{-1}$  y  $S = 4 \times 10^{-4}$ ) (SMA, 1999). Por otra parte, los minerales que constituyen estas rocas, en particular los ferromagnesianos (hornblendas y piroxenos) pueden aportar cantidades importantes de Fe y Mn al agua subterránea (DGSU, 1991, SMA, 1999) Este aporte contribuye al aumento de los STD y en general al deterioro de la calidad del agua. El problema tiende a aumentar cuando el ambiente se vuelve más reductor por aportes superficiales.

En los medios fracturados el agua subterránea se mueve por fisuras de sólo unas micras a milímetros de separación (la porosidad mayor a  $10^{-4}$ ). La  $K$  tiene valores entre  $10^{-2}$  a  $10^{-5}$ , debido a estas propiedades se producen velocidades del flujo subterráneo del orden de decenas a cientos de metros por año. Las cuales son mayores a las que podrían presentar medios sin fracturas. En este caso los contaminantes se moverán con mayor rapidez y la contaminación puede llegar en menor tiempo desde su zona de entrada hasta la zona de extracción. En la Ciudad de México las rocas volcánicas fracturadas afloran en áreas que comprenden el Ajusco, San Angel y Ciudad Universitaria al sur; Cerro de la Estrella, y Santa Catarina al oriente.

En Santa Catarina esta unidad se encuentra expuesta en las localidades topográficamente más altas. Por lo tanto, de existir en estas zonas una carga contaminante, es mayor el riesgo de deterioro al agua subterránea de esta unidad, pues debido a sus características litológicas y estructurales, esta unidad presenta una reducida capacidad para que se lleve a cabo el proceso de atenuación natural.

Se considera que para las unidades geológicas que presentan fracturas, el agua contaminada penetra a través de ellas, las cuales actúan como conductos que facilitan su transporte (Pitre, 1994). En el caso de que la unidad fracturada no aflore a la superficie, los contaminantes pueden alcanzar ésta atravesando otras formaciones permeables o incluso a través de pozos que no fueron sellados adecuadamente.

#### **4.3.2. Hidrogeoquímica y definición de grupos de agua subterránea**

De acuerdo con el marco conceptual que fundamenta este trabajo, la calidad del agua subterránea observada en un pozo de abastecimiento sufre cambios importantes respecto al tiempo de extracción, tanto para lapsos cortos (horas) como para largos (meses/años).

Entre los argumentos que se esgrimen para considerar que no se presentan cambios en la calidad del agua (sin tomar en cuenta, por el momento, la inyección o infiltración de contaminantes), se tiene la baja velocidad que exhiben los flujos subterráneos en el plano horizontal, pues el movimiento del agua subterránea, en este plano, es sólo de unos metros por año, en especial para materiales granulares (DGCOH, 1996) y debido a estas velocidades tan bajas sería posible esperar una calidad del agua constante en términos prácticos respecto al tiempo de extracción. No obstante, se sabe que respecto al movimiento del agua subterránea, los flujos en sentido vertical, los cuales presentan diferente calidad de agua, pueden tener mayor relevancia que aquellos comúnmente considerados en el plano horizontal; asimismo, la velocidad que los caracteriza hace factible que, estos flujos sean captados por el pozo en algún momento durante la extracción, y de ser así, su calidad química y biológica afectará la calidad del agua extraída por flujo horizontal.

Por lo anterior, se tiene que cualquier pozo de extracción capta agua en sentido radial no sólo en el plano horizontal, sino también vertical y siendo así pueden existir diferencias tanto en la cantidad de agua que aporta cada tipo de flujo captado, como en la calidad del mismo la cual dependerá de varios factores que es necesario entender para poder manejar un sistema de extracción más eficientemente.

Los factores que influyen sobre la calidad fisicoquímica del agua subterránea extraída, se pueden dividir en aquellos relacionados con las propiedades del sitio como: conductividad hidráulica (en el plano vertical y horizontal), características físicas de las unidades geológicas atravesadas, la diferencia de la carga hidráulica respecto a los diferentes flujos de agua subterránea involucrados; y aquellos que corresponden al manejo del sistema de extracción, tales como el tiempo de bombeo y el caudal de extracción. Este último a su vez, también sufre variaciones; pues casi todos los pozos tienden a obturarse con el tiempo de extracción y cabe indicar además, que puede ajustarse la bomba de extracción para obtener diferentes caudales de extracción, lo cual normalmente se lleva a cabo al inicio de la operación de un pozo y se conoce como prueba de aforo.

En suma, es necesario la integración de la información hidráulica, hidrogeoquímica, geológica y de las fuentes de contaminación superficial presentes para poder definir los grupos de agua que son captados por el sistema de extracción del área de estudio. El conocimiento que se tenga de las características hidrogeoquímicas del área de estudio, así como de los sistemas de flujo se deberán interrelacionar con los pozos de extracción tanto para efectuar un diagnóstico como para establecer estrategias más viables en costo (desde el punto de vista económico y ambiental), para el control y minimización de la fuente causante del deterioro del agua subterránea extraída.

La determinación, de los diferentes tipos de aporte que se tienen durante la extracción de agua subterránea, dentro del sistema hidrogeológico analizado, requiere definir la respuesta hidráulica y fisicoquímica del sistema. Esto se consigue realizando pruebas de bombeo en las cuales se determinan las variaciones del nivel dinámico respecto al tiempo de bombeo. Paralelamente se deben obtener datos de campo que permitan saber si existen variaciones a lo largo del tiempo que dure la prueba, de parámetros de temperatura y CE o STD, pH, Eh y algún elemento traza en particular, así como información, lo más completa posible, del tipo de unidades litoestratigráficas que transpasa la perforación. De esta manera, el modelo conceptual que postula la existencia en cuencas como ésta, de varios sistemas de flujo, ayuda a explicar que la calidad de agua obtenida en un tiempo de extracción dado generalmente es el resultado de una mezcla de flujos de diferente origen y evolución (SMA, 1999).

Si lo señalado anteriormente se aplica al caso de la Ciudad de México, la estimación de algunos parámetros hidráulicos como la  $K$ , sugieren que el desplazamiento máximo por advección en el plano horizontal es de aproximadamente 40 m/a (Carrillo-Rivera *et al*, 1998). Como consecuencia de esta baja velocidad, se podría esperar que la influencia del flujo lateral durante la extracción producirá agua cuya calidad se mantendría relativamente estable; sin embargo, en la ciudad se reconoce la presencia de pozos de agua, cercanos uno a otro, con diferente calidad (ver sección 5.1.2). Asimismo, cabe considerar factores como la heterogeneidad geológica, el manejo y construcción del pozo, los efectos de penetración parcial, la distancia hacia aportes de agua de calidad diferente y las cargas hidráulicas relativas a la profundidad, los cuales, como ya se indicó, producen otras condiciones de flujo diferentes al horizontal. Adicionalmente, según Edmunds *et al*, (2001) el tránsito vertical del agua a través de los dos kilómetros que corresponden a la parte del espesor potencial del sistema acuífero en la Ciudad de México, permitiría el ascenso de flujos de calidad diferente a la presente hacia la zona de extracción de los pozos.

Con base en lo anterior, a continuación se presenta una breve explicación de cómo puede definirse la respuesta de los sistemas de flujo y de las diferentes fuentes potenciales de contaminación a partir de la interpretación de las respuestas hidráulica, y parámetros fisicoquímicos que se obtienen en campo, acoplados al conocimiento geológico y ambiental de la zona.

En primer término se describirá como es posible definir los diferentes casos de acuerdo con la respuesta que se tenga, sin embargo, siempre debe tenerse en cuenta que en un medio heterogeneo y anisótropo como el establecido en el subcapítulo anterior, es posible tener respuestas combinadas que indicarán casos diferentes que deberán ser discutidos de manera particular. Esto último se explicará con más detalle en el capítulo posterior.

#### 4.3.2.1. Sistema confinado, caso 1

En el caso de que la parte del acuífero explotado se encuentre por debajo de una unidad geológica, de determinado espesor, con muy baja  $K$ ; durante una prueba de bombeo a caudal constante, el abatimiento del nivel respecto al tiempo de extracción generará una curva típica de Theis (Theis, 1935), esto significa que el abatimiento aumentará de manera progresiva conforme se incremente el tiempo de bombeo, hasta llegar a un punto de equilibrio. Asimismo, debido a que el flujo hacia el pozo es básicamente de tipo radial y por consiguiente es agua que circula por la misma unidad acuífera, la conductividad eléctrica (CE) y la temperatura no sufrirán variaciones. Lo anterior indicará que el aporte al pozo se dará únicamente por flujo horizontal. Ver figura 9.

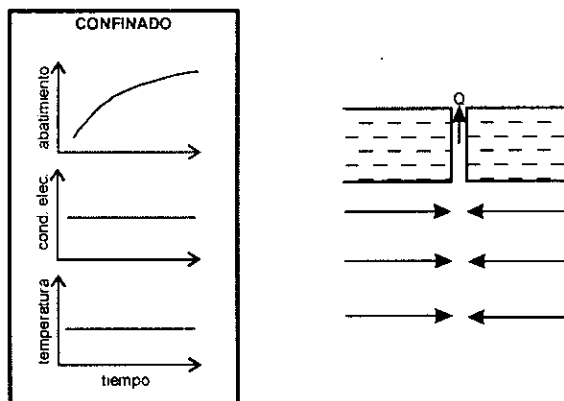


Figura 9. Respuesta obtenida durante una prueba de bombeo a caudal constante con medición de CE, temperatura y abatimiento del nivel estático para el caso de un acuífero confinado cuya profundidad abarca la totalidad del espesor productor. La sección de este sistema se representa esquemáticamente a la derecha.

#### 4.3.2.2. Sistema semiconfinado, caso 2

Un sistema semiconfinado es aquel donde la heterogeneidad del medio esté representada por dos capas, la capa superior tiene una  $K$  mucho menor que la capa inferior, la cual constituye la parte del acuífero en extracción. El sistema semiconfinado se caracteriza porque la unidad geológica, que se encuentra sobre la parte acuífera, presenta flujo vertical descendente y el agua presente en esta unidad es captada por el pozo y mezclada con agua propia de la parte acuífera bajo extracción. En este caso, el aporte adicional de agua se observa como un incremento menor en el abatimiento respecto al tiempo de extracción.

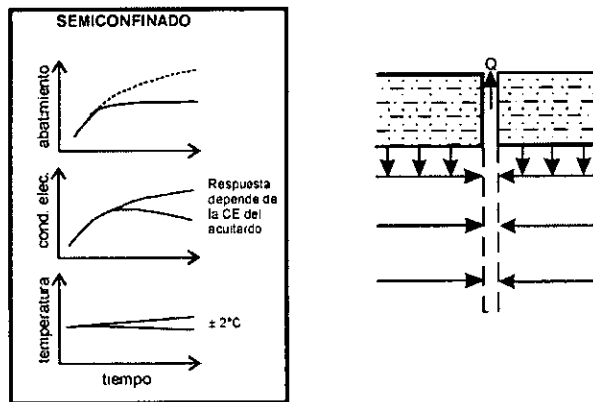


Figura 10. Respuesta de abatimiento del nivel estático, CE y temperatura del agua subterránea, para un sistema semiconfinado en comparación con un sistema confinado. En este caso, la profundidad del basamento no corresponde con la profundidad del pozo de extracción.

Adicionalmente, la temperatura podría presentar alguna variación ( $\pm 2^{\circ}\text{C}$ ) la cual dependerá de la temperatura del aporte adicional proveniente de la unidad superior; aunque se considera que no es muy diferente a la temperatura de la parte del acuífero en explotación. Sin embargo, sí habrá variaciones importantes en la CE, pues ésta dependerá de la calidad química del agua que ingresa al pozo de la unidad superior (normalmente llamada acuitardo como se indicó en la sección anterior), a través de la parte involucrada del acuífero. figura 10.

#### 4.3.2.3. Sistema libre, caso 3

Cuando se trate de un acuífero libre, la respuesta hidráulica durante la extracción será parecida a la de la figura 10 en la cual se observa un aumento del abatimiento al principio de la prueba pero, posteriormente, se tendrá una recuperación del nivel, lo cual hará evidente un aporte al pozo que no proviene estrictamente de un flujo horizontal, sino de un drenaje diferido. Esto es, un drenaje que no corresponde al originado por el cono de abatimiento, sino a un escurrimiento retardado del agua que se encuentra por encima del cono de abatimiento, de acuerdo con Boulton (1954)<sup>9</sup>. En este caso, los parámetros de CE y temperatura, permanecerán prácticamente sin variaciones, lo cual indicará que se está obteniendo el mismo tipo de agua. Ver figura 11.

<sup>9</sup> Citado en Freeze y Cherry, 1979.

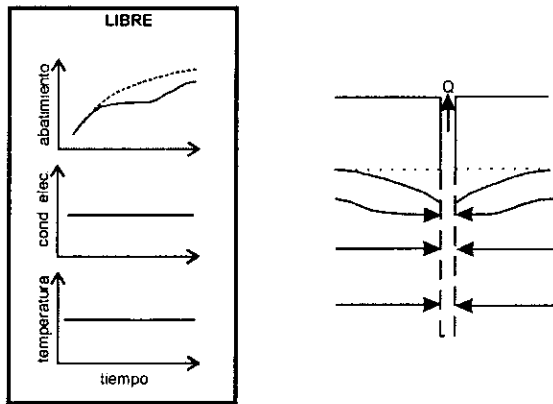


Figura 11. Esquema de las características del flujo que aporta agua en un sistema libre y la respuesta de abatimiento, CE y temperatura que se tiene en una prueba de bombeo a caudal constante.

#### 4.3.2.4. Sistema confinado más flujo ascendente, caso 4

En el caso que se tenga un perfil geológico como el esquematizado para el caso 1, en el cual el pozo de extracción sea parcialmente penetrante, el abatimiento respecto al tiempo de bombeo también puede ser menor en comparación con la respuesta descrita por Theis (1935), esto será evidencia de un aporte vertical; sin embargo, a diferencia del caso 2, en términos estrictos tanto la CE como la temperatura, aumentarán de forma proporcional al tiempo de extracción; efecto que indicará que el aporte de agua proviene de flujos más profundos, con mayor concentración de STD y mayor temperatura. Ver figura 12.

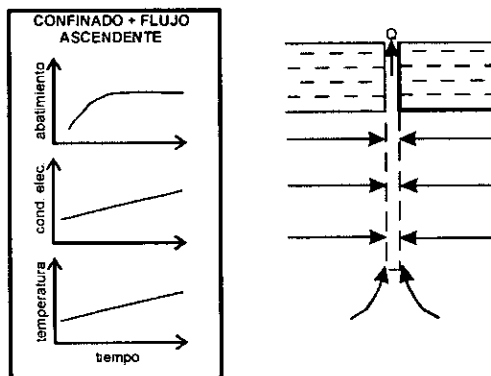


Figura 12. Gráficos que muestran la respuesta hidráulica de un sistema confinado con flujo ascendente durante una prueba de bombeo, que indica una disminución en el abatimiento que va acompañada de un incremento de temperatura y STD del agua extraída. En el esquema se muestra que el flujo no es sólo horizontal y radial al pozo, sino también se tiene flujo vertical ascendente.



#### 4.3.2.5. Sistema libre más contaminación superficial, caso 5

En un sistema donde la unidad acuífera tenga condiciones libres, la respuesta hidráulica indicará esta condición de manera similar a la descrita en el caso 3; esta respuesta debe concordar además con el perfil estratigráfico; no obstante, también se podrá observar un aumento de la CE con el tiempo de extracción; esta respuesta indicará que puede existir un aporte de agua superficial contaminada o con mayor concentración de sales disueltas. En este caso, tampoco se observará un aumento en la temperatura durante el tiempo de extracción. Ver figura 13.

Sin embargo, si se trata de una fuente puntual de contaminación, tal como un relleno sanitario que produce lixiviados que se infiltran hasta alcanzar el agua subterránea, algunos trabajos han demostrado que en el interior del relleno se generan altas temperaturas (alrededor de 70°C) debido a los procesos biológicos de degradación de la materia orgánica (Blengino et al, 1996).

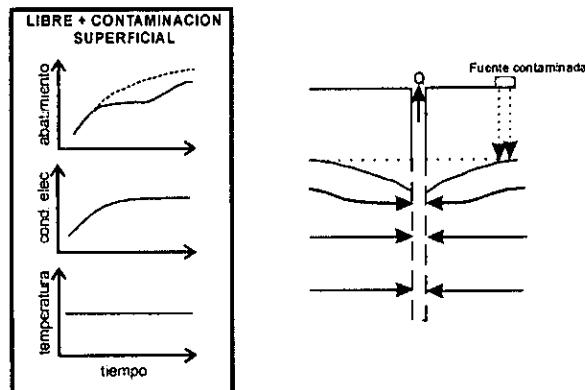


Figura 13. Respuesta hidráulica y fisicoquímica de un sistema de extracción durante una prueba de bombeo, la cual corresponde a un sistema libre con influencia de flujos contaminantes de fuentes superficiales.

El efecto de las altas temperaturas generadas en los SD sobre la temperatura natural del agua subterránea subyacente se desconoce hasta donde sabemos. Dado lo anterior, deberá ser considerado en trabajos futuros, que ligeros aumentos de temperatura durante la extracción en las cercanías a un SD sin cubierta de fondo, puedan deberse a procesos biológicos de degradación de materia orgánica contenida en agua contaminada por lixiviados.

## **V. DETERIORO DE LA CALIDAD DEL AGUA SUBTERRANEA, RELACION CON FUENTES POTENCIALES DE CONTAMINANTES**

Para el presente trabajo fue necesario llevar a cabo un análisis de la información que se consiguió acerca de las fuentes superficiales de contaminación, cuya influencia en el deterioro de la calidad del agua subterránea ha sido identificada, lo anterior se requirió para poder establecer criterios para el manejo de los sistemas de extracción con el fin de mejorar la calidad del agua obtenida.

En principio se realizó un análisis de la información obtenida sobre el sitio de disposición final de residuos de Santa Catarina respecto a como ha influido el proceso de emisión de lixiviados sobre el deterioro de la calidad del agua en la zona. Este análisis se realizó bajo el esquema del funcionamiento de los sistemas de flujo en la zona con base en el modelo hidrogeológico que se explicó en la sección 4.3. Los resultados de este análisis se presentan a continuación.

### **5.1. SITIO DE DISPOSICIÓN FINAL DE RESIDUOS DE SANTA CATARINA (SDSC)**

Inicialmente, el SDSC era un basurero a cielo abierto que comenzó a ser reconocido como tal desde principios de los 80's, no se tiene referencias en años anteriores, pero se considera que el SDSC tiene una edad mayor a 21 años. Este sitio ha sido considerado fuente potencial de contaminación de aguas subterráneas desde finales de la década de los 80's, por lo que ha sido objeto de estudio su influencia sobre la calidad del agua que se extrae de la unidad acuífera subyacente (Morales, *et al*, 1990, Becerril, 1991).

En 1988, comenzó a ser operado como relleno sanitario; aunque no reunía todos los requisitos del mismo puesto que únicamente la basura era apilada y cubierta con tierra y no se habían construido sistemas de colección de biogás y lixiviados ni utilizaba recubrimiento impermeable en el fondo.

A inicios de 1997, cuando el nivel del relleno alcanzó el nivel del camino en el que se localiza la tubería del agua, el SDSC se impermeabilizó con:

- i) concreto lanzado en el talud natural y para el camino se utilizó impermeabilización sintética
- ii) sobre la pendiente cubierta de concreto lanzado (únicamente la superior), se colocó una membrana PEAD® de 1.00 mm de espesor.

Asimismo, se construyeron canales, sólo parcialmente revestidos con un recubrimiento plástico, tanto para la colección del escurrimiento superficial como de los lixiviados generados por la última sección del SDSC. (figura 14 y anexo 4). Como parte de las acciones de rehabilitación de este sitio, también se construyeron un cárcamo de colección y una laguna de almacenamiento. (GDF-JICA, 1999). En anexo 4 se presentan estos elementos.

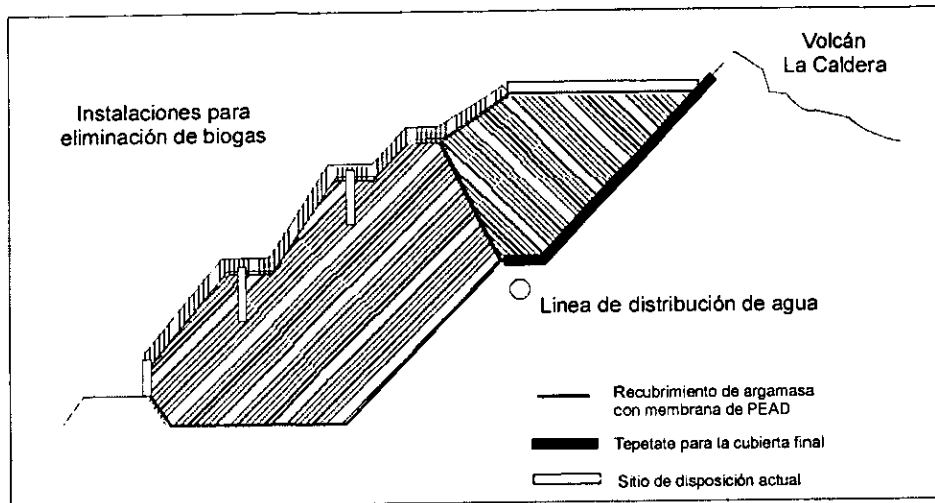


Figura 14. Esquema de los sistemas de saneamiento colocados en el SDSC, debe notarse que los sistemas de colección de lixiviados y protección del subsuelo se ubican únicamente en la última sección. Tomado de GDF-JICA, 1999.

Este sitio tiene una extensión aproximada de más de 50 hectáreas, de las cuales aproximadamente 15 se encuentran sobre la ladera sureste del volcán (figura 15).

Entre 1985 y 1988, el sitio llegó a tener un ingreso diario de 8,000 toneladas de residuos sólidos. Los principales desechos que recibía eran desechos domiciliarios y de mercado, así como material de demolición (escombro) (González-Morán y Rodríguez, 1996). Durante el periodo 1988-1992 el ingreso diario de residuos disminuyó hasta 2,500 ton/día, y hasta 1998 el ingreso se calculó en 2000 ton/día (GDF-JICA, 1999). Esta disminución se atribuye a la puesta en marcha del Relleno Sanitario Bordo Poniente.

De acuerdo con las fechas de los estudios realizados en la zona, se considera que desde 1992 aproximadamente, el SDSC fue sometido a un proceso de clausura y saneamiento que incluyó la construcción de sistemas de control para la producción de lixiviados y biogás (Figura 14). Esto último dado que algunos estudios realizados encontraron que este sitio de disposición presentaba emisiones tanto a la atmósfera como al suelo. Respecto a las emisiones de biogás, se determinó que se producen aproximadamente 12 ton/año de compuestos orgánicos volátiles. Para las emisiones de lixiviados, no se ha obtenido una cuantificación precisa, sin embargo han reportado observaciones de los efectos de la migración de lixiviados en los pozos cercanos al lugar (DGSU, 1992), tal proceso será detallado en 5.3.

Para calificar de inadecuada la disposición final de residuos en un sitio determinado, se necesita considerar un conjunto de aspectos, dentro de los cuales resulta fundamental el conocimiento de las características del sitio que no concuerdan con las normas vigentes (GDF-JICA, 1999). Al respecto, este sitio de disposición de residuos ha sido paulatinamente transformado en un relleno sanitario; puesto que se han realizado en la zona obras de



Figura 15. Fotografía aérea del SDSC, en la cual se aprecia la densidad de urbanización hacia el sureste que alcanza los límites del sitio.

clausura y rehabilitación que consistieron en la colocación de sello final, ubicación de una línea de distribución de agua en la sección final, tratamiento de lixiviados por métodos fisicoquímicos y laguna de evaporación, los cuales se encuentran ubicados en las cercanías de Bordo Poniente hacia donde transportan los lixiviados.

Sin embargo, estas obras únicamente rehabilitaron parcialmente el lugar pues de acuerdo con el GDF-JICA (1999); existen aún algunos problemas como son: i) no se cubren completamente los residuos dispuestos diariamente pues la cubierta de tierra diaria (aprox. 340 m<sup>3</sup>) no es suficiente; al respecto se calculó que existen aproximadamente 5 ha de residuos al aire libre; ii) se continua la actividad de los *pepenadores*, iii) el sistema de colección de lixiviados es sólo parcial, y iv) no todos los canales de colección y conducción de lixiviados se encuentran recubiertos. Todo los puntos anteriores no cumplen con lo establecido en la norma correspondiente (NOM-ECOL 083, 1996). Por lo indicado anteriormente es de esperarse que el riesgo de emisión de lixiviados al suelo y compuestos orgánicos a la atmósfera continúe.

Durante la realización del presente trabajo se hizo una visita a los alrededores del SDSC pues el acceso al interior se encontró completamente restringido. Durante la misma se realizaron las siguientes observaciones (Ver reporte fotográfico en anexo 4):

- i) Se constató que se continúa vertiendo basura en la zona
- ii) Existen nuevos asentamientos de viviendas de interés social hacia el este y sureste, a pocos metros del límite del SDSC.
- iii) Es muy notoria la emisión a la atmósfera de COV's.

Debido a lo anterior, el sitio no puede ser considerado como relleno sanitario, pues no cumple con los criterios de control estipulados en la norma, y existe la potencial emisión de lixiviados al suelo y agua subterránea. Por tal razón se realizó un análisis del sitio respecto a sus características hidrogeológicas particulares, con el fin de establecer el posible grado de influencia de estas emisiones a las zonas de aprovechamiento del agua subterránea<sup>10</sup>.

#### 5.1.1. Hidrogeología en los alrededores del SDSC

Como se explicó anteriormente, el SDSC se encuentra sobre la ladera sureste del volcán La Caldera. Esta estructura con forma elipsoidal irregular, forma la parte terminal oriente de la Sierra de Santa Catarina elevándose directamente del pisc del antiguo lago de Chalco. Está constituido por lapilli (producto volcánico granulado) y presenta dos cráteres freatomagmáticos tipo caldera. Este volcán tiene una elevación de 2,350 msnm (120 m sobre la planicie), sus laderas son cortas y rectas, presentan muy poco modelado fluvial y su vegetación es temporal básicamente de tipo arbustivo (SMA 1999). En el interior de ambos cráteres se practicaba la agricultura hace 10 años, sin embargo, no se sabe si aún continúa esta práctica.

Respecto a sus características hidrogeológicas, en la zona próxima al volcán La Caldera y Sierra Santa Catarina, las unidades geológicas presentes, así como la profundidad de la zona de saturación, sugieren que en esta zona el acuífero, anteriormente definido, se comporta como libre, puesto que los sedimentos de origen lacustre, con baja  $K$ , se acuñan en las cercanías a estas estructuras volcánicas, básicamente formadas por material de origen ígneo.

Estudios de geofísica de resistividad o SEV's, correlacionados con la información geológica y de cortes litológicos de pozos, permitieron realizar mapas de líneas de igual espesor (isopacas), en donde se puede apreciar que los depósitos lacustres se pierden por acuñamiento o alcanzan sus menores espesores hacia las estribaciones de la Sierra de Santa Catarina y de los volcanes La Caldera y el Pino (DGSU, 1992). Lo anterior trae como consecuencia que en esta zona se tenga una  $K$  significativamente mayor y por consiguiente, puede aumentarse la velocidad de infiltración de agua

---

<sup>10</sup> Se omite el uso del concepto evaluación de la vulnerabilidad pues no implica únicamente el ubicar las unidades geológicas que tienen mayor  $K$  respecto a la fuente contaminante, sino además requiere una cuantificación de la carga de contaminantes que se emiten al medio y la evaluación de propiedades de atenuación natural que posee la unidad acuífera; debido a que tal cuantificación está más allá de los alcances del presente trabajo.

de la superficie hacia la unidad acuífera subyacente, a comparación con aquellas zonas donde se presentan los sedimentos.

Durante la perforación del pozo G1 (ubicado a 50 m al este del SDSC, ver figura 17) realizada por Geotec, S.A., la profundidad al nivel estático (57 m) no varió durante la perforación en los 120 m de profundidad. Asimismo, los valores de  $K$  en sentido horizontal son altos, respecto al valor que se estima para un acuífero aprovechable ( $<3.2 \times 10^{-6} \text{ m s}^{-1}$ ). Cabe señalar que durante las pruebas realizadas, los valores de  $K_h$  fueron diferentes de acuerdo con la profundidad, variando, verticalmente, hasta en dos o tres ordenes de magnitud durante los primeros 100 m de profundidad.

Durante la perforación del pozo también se determinó la  $K_h$  de los materiales geológicos por encima del nivel del agua, la cual fue menor ( $2.4 \times 10^{-6} \text{ m s}^{-1}$ ), lo que indica que la velocidad de transporte de infiltraciones de lixiviado es menor en la zona vadosa. Asimismo, se debe señalar que no se conoce si los valores presentados se obtuvieron a partir de mediciones en condiciones saturadas o a las condiciones originalmente halladas en el medio (a determinado porcentaje de humedad), pues se sabe que para el mismo material, la  $K$  en condiciones no saturadas, puede ser varios órdenes de magnitud menor que en condiciones no saturadas. Por esta razón, la otra variable a considerar es la velocidad en sentido vertical, sin embargo, no se tienen mediciones de la  $K$  en ese sentido para este punto en particular; aunque, como se ejemplifica en la sección 4.3.1. la  $K_v$  generalmente es menor.

De acuerdo con la estratigrafía del pozo G1 (DGSU, 1991), hasta los 100 m de profundidad se tiene una predominancia de material granular de origen aluvial y material piroconsolidado intercalado con derrames de basalto fracturado y brechas volcánicas con lapilli (piroclastos con fracturamiento escaso pero con alta porosidad intergranular), más abajo se encuentran cenizas volcánicas y productos piroclásticos del tamaño de  $<2 \text{ mm}$ , compactos y con escasas fracturas y alta porosidad (Ver sección geológica en figura 6). Debido a estas características litológicas y a las mediciones de  $K_h$  realizadas en los núcleos extraídos a diferente profundidad, se puede suponer una disminución de la misma con la profundidad; por lo que aparentemente velocidad de migración vertical de lixiviados debe disminuir al alcanzar las unidades más profundas (DGSU, 1992).

Debido a que la presencia de fracturas en el medio geológico propicia el aumento del valor de propiedades como la  $K$  Ryan, (1989); Pitre, (1994); y Vargas, (2001), la DGSU (1992), llevaron a cabo un análisis de las fisuras en la estación ubicada sobre el SDSC y sus alrededores, el cual reveló que para las estructuras geológicas anteriormente descritas, las fisuras presentan una apertura media de 2 mm, con superficies rugosas y escarpadas, en ocasiones están rellenas con material aluvial y presentan una tendencia de fracturamiento en dirección N75W. Dado que el fracturamiento fue ocasionado por enfriamiento, el estudio realizado no pudo establecer una trayectoria de flujo definida. Este análisis estructural de la zona, permitió determinar que los materiales ígneos no presentan fracturamiento con orientación definida o preferencial, por lo que no tiene mayor relevancia, como factor que gobierna la forma en que el agua subterránea se mueve en estos materiales. Se considera que la ubicación geográfica y topográfica de mayor  $K$  es más importante en el control del movimiento del agua subterránea. Aunque cabe señalar que independientemente de la orientación de las fisuras, otros estudios con pruebas de permeabilidad realizados (Vargas, 2001) indican que el mismo material geológico fracturado presenta una  $K$  comparativamente mayor al material no fracturado.

Sin embargo, en lo que respecta a la emisión de gas del SDSC, se observó por determinaciones realizadas, que la migración de biogás (principalmente CO<sub>2</sub> y CH<sub>4</sub>), se presenta principalmente de manera horizontal a través de las oquedades y fracturas. Esto fue determinado mediante la utilización de 12 pozos de monitoreo, de 20 m de profundidad, ubicados sobre el relleno y en los alrededores, en los cuales se colocaron piezómetros a diferente profundidad para determinar concentraciones relativas de O<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, y CO<sub>2</sub>. Por medio de las observaciones realizadas, este estudio concluyó que la migración preferencial del biogás se presenta en sentido horizontal, sin embargo, la interpretación de los resultados no abarcó la determinación de la dirección preferencial de la migración (DGSU, 1992b). Debido a estos estudios, se puede preveer que sí exista una comunicación entre fracturas, al menos en el plano horizontal, de manera que pueda ser posible la migración y distribución del biogás.

Respecto a las características de la unidad acuífera que se localiza directamente por debajo del sitio donde se ubica el SDSC, debido al tipo de material geológico y la baja variación en la  $K_h$ , se consideró que al menos hasta los 100 m de profundidad, la unidad presenta condiciones libres y donde el nivel estático se encuentra a 57 m de profundidad. Estas características podrían indicar que esta zona, puede clasificarse como de transición con respecto a los flujos de agua que circulan a estas profundidades. Sin embargo, no se puede concluir que se trate de una zona de transición entre las zonas de recarga y descarga, respecto a sistemas de flujo mas profundos, puesto que durante la perforación de otro pozo (pozo M1 a 1,080 m al noreste del SDS C), se encontró que la profundidad al nivel estático aumentó conforme aumentaba la profundidad del pozo, esto es, existe menor gradiente hidráulico a mayor profundidad, lo cual puede indicar que se trata de una zona de recarga (Figura16).

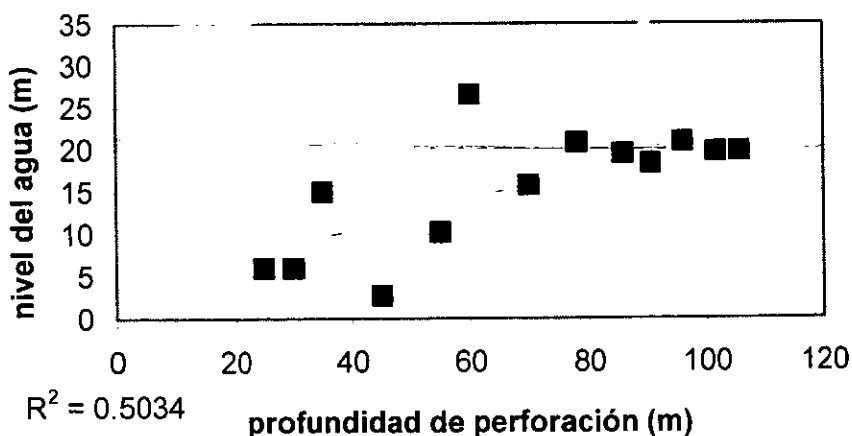


Figura 16. Disminución del nivel estático del agua con el incremento de la profundidad de perforación para el pozo M1. Los datos fueron publicados por Frisancho, 1996.

En general, un incremento de la profundidad del nivel de saturación durante la perforación de un pozo es una característica clave que puede indicar que se trata de una zona de recarga. Por lo que, a diferencia de lo reportado para el pozo G1, la zona donde se ubicó el pozo M1 aparentemente

permite mayor infiltración en sentido vertical. Estas diferencias hacen necesaria la determinación de las direcciones de flujo aparente, a partir de la posición del SDSC, con el fin de ubicar la dirección preferencial del frente de contaminación (lixiviados); así como los pozos de abastecimiento que se encuentran hacia esa dirección.

Como fue descrito anteriormente, el SDSC se ubica sobre los basaltos más jóvenes de la Sierra de Santa Catarina los cuales subyacen a tobas emitidas por el volcán La Caldera. Estas unidades presentan valores de  $K$  altos y bajos, respectivamente (de acuerdo con la litología descrita en el pozo G1); lo cual permite un flujo rápido de los lixiviados hacia el subsuelo, que se ve disminuido al llegar al contacto con las tobas. Esta disminución en la  $K$  en sentido vertical, pudo propiciar la formación de "estanques" de lixiviado, lo cual es sugerido porque los pozos de monitoreo localizados muy cerca del basurero, debido a que registran el nivel del lixiviado (DGSU, 1992).

La ubicación de los pozos de abastecimiento en los alrededores del SDSC se presenta en figura 17, para algunos de ellos fue posible conocer la elevación del nivel estático (preferido al nivel del mar), que fue medido durante las campañas de monitoreo llevadas a cabo por la DGCOH para 1999 (Tabla IV). En virtud de que no se tuvo acceso a mayor información acerca de la temperatura del agua de estos pozos, y dada la necesidad de conocer la dirección general de movimiento horizontal del agua subterránea, en principio se consideró el nivel estático reportado como la carga hidráulica aparente, a partir de la cual se trazaron las curvas de nivel piezométrico.

El trazo de las curvas de nivel de acuerdo con la información reportada para 1999, indica que desde la posición relativa del SDSC, el frente de contaminación se desplaza hacia el oeste, de acuerdo con la dirección general de movimiento horizontal del agua subterránea (Figura 16b). Sin embargo, debe señalarse que la carga hidráulica puede variar con la profundidad del pozo y como no se conoce la profundidad de los pozos considerados, podrían existir cambios en la densidad del agua a profundidad, por lo que la referencia de la carga hidráulica sería diferente y, por consiguiente, la forma de las curvas.

De acuerdo con DGSU (1992), la dirección general de movimiento del agua subterránea se estableció para el año de publicación del reporte, por medio de la nivelación de cuatro pozos de observación (G1, G2, M1 y M2), los cuales fueron perforados a la misma profundidad. Los registros publicados se presentan en la tabla IV.

Los datos presentados, se utilizaron para trazar curvas de nivel piezométrico para el año 1992, en este caso, los resultados obtenidos concuerdan con lo reportado para la DGSU (1992), los cuales indicaron que la dirección general de flujo horizontal era hacia el sureste (escenario 2, figura 16c) a partir de la posición del SDSC. Para esta estimación se infiere que las cargas hidráulicas de referencia se encuentran a la misma profundidad, la cual es la profundidad de los pozos (120 m).



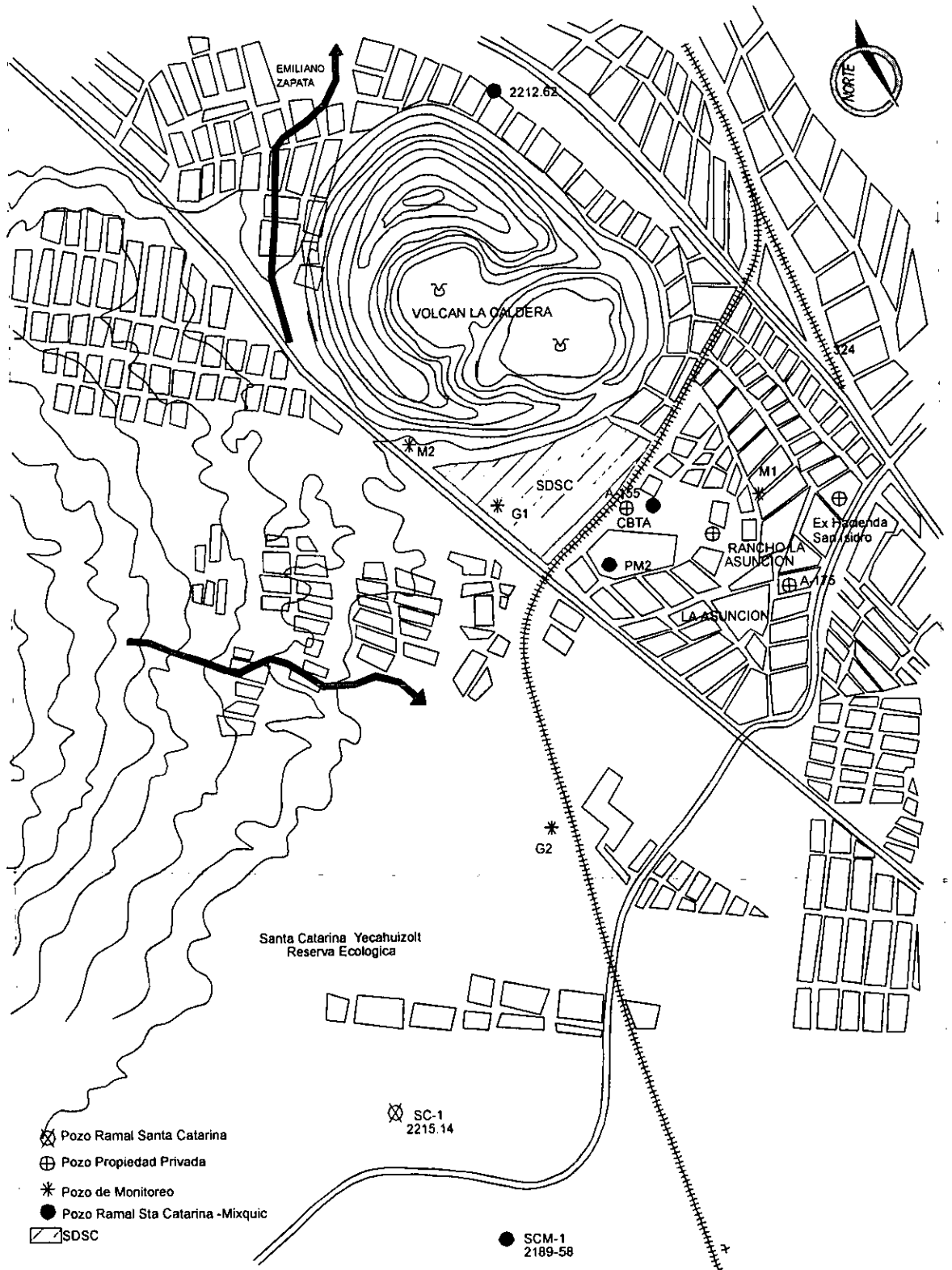


Figura 17. Ubicación de pozos de abastecimiento y monitoreo en los alrededores del SDSC las flechas indican dirección de escurrimiento superficial. Base cartografica modificada de DGSU 1992

No obstante, que estas mediciones no consideran las diferencias que pueden darse por cambios en la densidad del agua (ver sección 4.3.), las cuales a su vez resultan factibles dado la heterogeneidad y anisotropía del medio, así como el espesor del sistema acuifero considerado; así como lo establecido en otros trabajos realizados (Edmuds, 2001, Carrillo-Rivera, 2000, SMA, 1999); en principio, estas mediciones deben ser utilizadas para establecer criterios de selección de los sitios que deben considerarse prioritarios en lo referente a la construcción y establecimiento de sistemas de observación y evaluación. Asimismo, puede identificarse la ubicación y número de los pozos de abastecimiento que requieran modificaciones en su operación y mantenimiento, debido al potencial arribo de flujos contaminados. Esto debe ser realizado de esta manera, en tanto no se cuente con registros adecuados y estudios que permitan identificar las diferencias entre las cargas hidráulicas reales y las determinadas por medio de la medición de la elevación de los niveles.

Clave de pozo	Cota del brocal (m)	Prof. NE (m)	Elevación NE 1992	Elevación NE 1999 <sup>11</sup>
M1	2242.58	39.00	2203.528	----
M2	2317.665	96.85	2220.815	----
G1	2278.039	59.30	2218.739	----
G2	2243.506	27.80	2215.706	----
SC-1	2244.928	28.33	2216.652	2215.14
SC-2	2551.710	35.13	2516.58	2212.54
A-153	2232.807	35.13	2197.667	----
A-155	2251.176	31.636	----	2219.54
A-175	2244.815	52.315	----	2192.5
SCM-3	2237.283	21.44	2215.843	2191.47
SCM-5	2235.473	23.71	2211.763	----
SCM-9	2235.581	29.45	2206.131	----
SCM-10	2235.595	29.18	2206.415	----

Tabla IV. Datos del censo de obras de captación en los alrededores del SDSC. Tomado de DG SU (1992) y DG COH, (1999).

<sup>11</sup> DG COH, 1999.

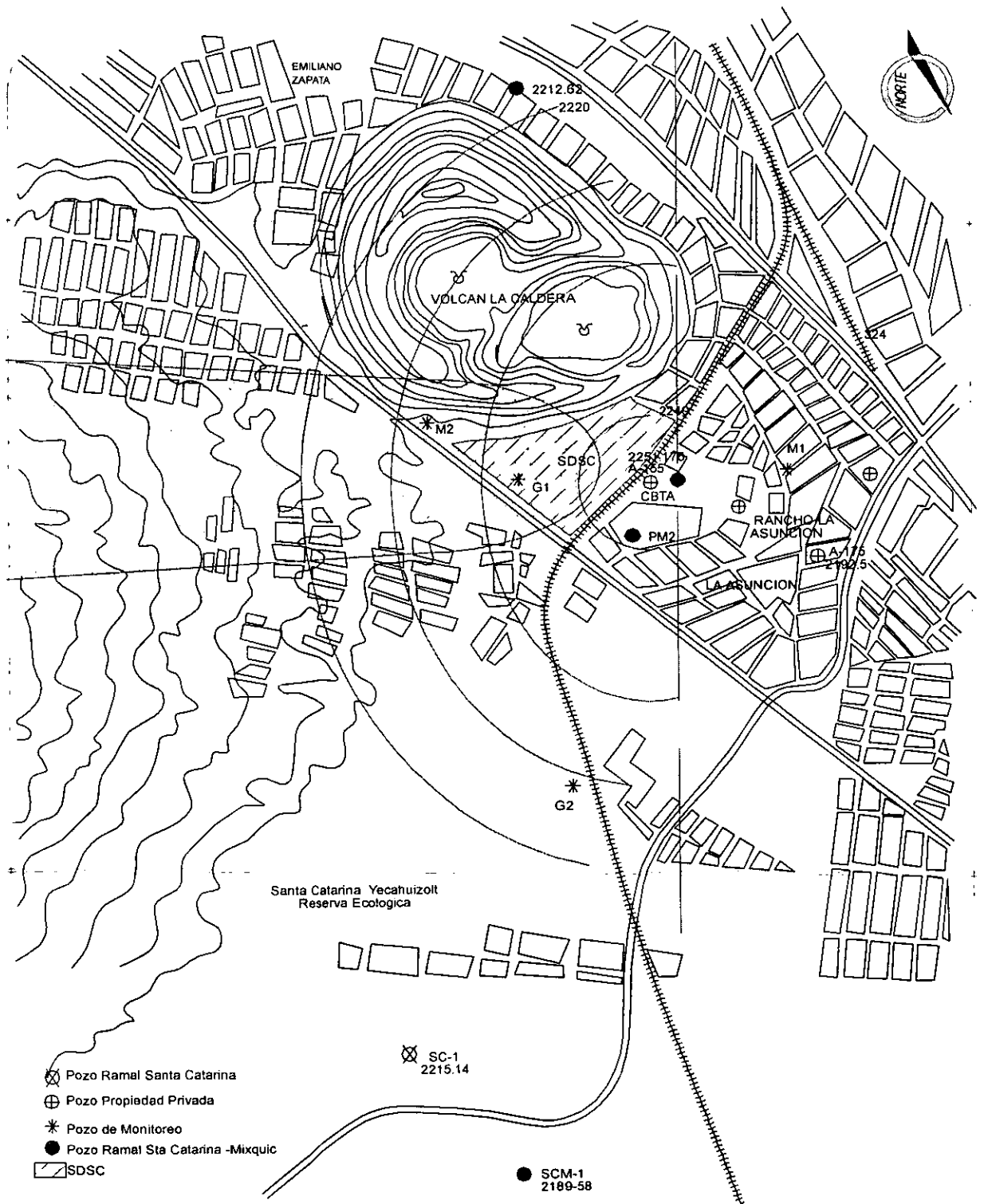


Figura 17b. Distribución de contaminantes generados en SDSC la cual fue supuesta a partir del trazo de líneas de isonivel utilizando cargas hidráulicas aparentes, reportadas en 1991. La línea recta indica un posible parteaguas subterráneo en la zona

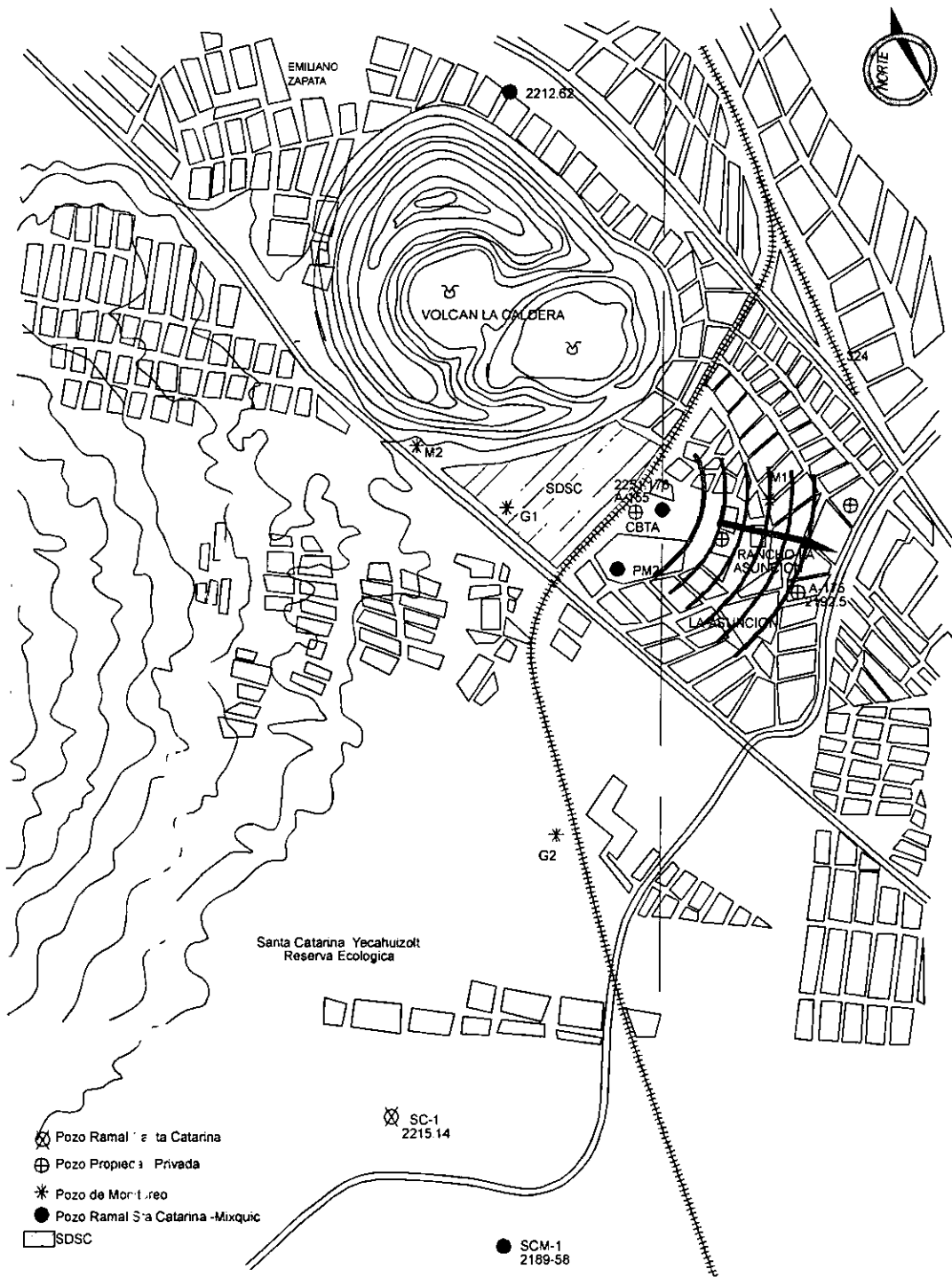


Figura 17c. Escenario 2. El movimiento del agua de acuerdo con el gradiente hidráulico aparente es hacia el sureste del SDSC.

Como puede notarse de las direcciones estimadas de movimiento aparente del agua subterránea, para el escenario 1, no se encuentran pozos de abastecimiento en la zona ubicada hacia la dirección estimada. En el caso del escenario 2, los pozos de aprovechamiento que se localizan hacia el sureste del SDSC se marcan en la figura 16b, dentro de éstos, el cambio en la calidad del agua de los pozos A-155, A-154, A-152 y A-151 debe ser medido bajo criterios específicos (sección 5.3.), con el fin de determinar si es posible controlar la calidad del agua mediante el establecimiento de esquemas de extracción.

Además de la dirección de flujo horizontal aparente, otro parámetro que debe ser determinado es la velocidad de flujo, pues su estimación permite conocer el tiempo aproximado de llegada del frente de contaminantes a estos sitios de extracción, si se supone que los efectos de dispersión son mínimos. Cabe resaltar que la certidumbre de la estimación dependerá de la exactitud de los valores asignados a las propiedades del medio como son  $K$  y la porosidad. Para el presente trabajo estos valores fueron obtenidos de trabajos previos y los gradientes hidráulicos se calcularon a partir de los registros de nivel estático de la tabla IV (1999), cuyos resultados se presentan en la tabla V.

De acuerdo con los resultados, se tiene en principio que el gradiente tomando como referencia el pozo A-175, es un orden de magnitud menor a una distancia de 3000 m en comparación con los pozos ubicados a 1,500 m del pozo de referencia.

Clave Pozos	Distancia (m)	Nivel Estático	Gradiente (i)
A-155 a A-175	1533	2251.76-2192.5	0.03866
A-155 a SC1	2533	2251.76-2215.14	0.01446
SC1 a A-175	3000	2215.14-2192.5	0.007547

Tabla V. Gradientes calculados para el año 1999 para pozos ubicados en los alrededores del SDSC.

A partir de estos resultados, se realizaron cálculos de la velocidad de movimiento tomando diferentes valores de  $K$  (Frisancho, 1996) y de porosidad (0.165 y 0.129) reportados por Niedzieski (1991) que fueron obtenidos para los pozos 3 y 9 del ramal Mixquic-Santa Catarina, los resultados obtenidos tomando los valores mínimos y máximos reportados para cada uno de los parámetros (valores del pozo M1 ubicado a 1,080 m al este del SDSC, se presentan en la tabla VI.

PROFUNDIDAD	Kh (cm/s)	Kh (m/s)	V1 (m/s)	V2 (m/s)	V3 (m/s)	V4 (m/s)
0-5	9.10E-05	9.10E-07	2.13216E-07	7.97491E-08	4.16228E-08	2.72718E-07
5-10	4.30E-05	4.30E-07	1.0075E-07	3.76836E-08	1.96679E-08	1.28867E-07
10-15	6.70E-04	6.70E-06	1.56983E-06	5.87164E-07	3.06454E-07	2.00792E-06
15-20	1.90E-04	1.90E-06	4.45176E-07	1.66509E-07	8.69048E-08	5.69411E-07
20-25	3.30E-05	3.30E-07	7.732E-08	2.892E-08	1.5094E-08	9.88977E-08
25-30	1.00E-04	1.00E-06	2.34303E-07	8.76364E-08	4.57394E-08	2.9969E-07
30-35	3.80E-05	3.80E-07	8.90352E-08	3.33018E-08	1.7381E-08	1.13882E-07
35-40	5.50E-05	5.50E-07	1.28867E-07	4.82E-08	2.51567E-08	1.64829E-07
40-45	6.00E-05	6.00E-07	1.40582E-07	5.25818E-08	2.74436E-08	1.79814E-07
45-50	5.90E-05	5.90E-07	1.38239E-07	5.17055E-08	2.69862E-08	1.76817E-07
50-55	8.20E-05	8.20E-07	1.92128E-07	7.18618E-08	3.75063E-08	2.45746E-07
55-60	1.20E-06	1.20E-08	2.81164E-09	1.05164E-09	5.48873E-10	3.59628E-09
65-70	5.20E-05	5.20E-07	1.21838E-07	4.55709E-08	2.37845E-08	1.55839E-07
Minimo V(m/s)	---	1.2000E-08	2.8116E-09	1.0516E-09	5.4887E-10	3.5963E-09
Máximo V(m/s)	---	6.7000E-06	1.5698E-06	5.8716E-07	3.0645E-07	2.0079E-06

Tabla VI, Velocidad de movimiento calculada a partir de la ecuación de Darcy,  $v = ki/\eta$ , los valores de  $K$  se obtuvieron de pruebas de permeabilidad en el pozo M1. El cálculo de gradientes se presenta en la tabla V.

Para el pozo M1, la  $K$  tiene valores del orden de  $10^{-8}$  a  $10^{-7}$   $\text{ms}^{-1}$  en la porción por debajo del nivel estático (31 m, DGSU -1992-), los cuales se consideraron representativos de la parte de la unidad acuífera más cercana. Tomando en cuenta estos valores, la velocidad máxima calculada ( $V_{\text{max}}$ ), fue de  $2.0079 \times 10^{-6}$ , m/s ó 633.22 m/10 años; y la mínima ( $V_{\text{min}}$ ) de  $5.4887 \times 10^{-10}$  ó 17.31 m/10 años. Tales valores de velocidad de movimiento horizontal indican que el transporte de contaminantes por advección en estos materiales es limitado, pues si se considera la edad aproximada del SDSC (< 20 años) y la distancia a la que se encuentra el pozo más cercano del ramal Santa Catarina-Mixquic ( $\cong 3000$  m), difícilmente los contaminantes conservativos a la  $V_{\text{max}}$  calculada habrán alcanzado la zona de captación del pozo SCM1. A lo anterior debe añadirse que el material geológico es heterogéneo lo que implica que pueden existir cambios en la  $K$ , hacia valores más bajos por la presencia del acuitardo.

### 5.1.2. Manifestaciones del área de estudio que indican contaminación

En la zona ubicada en las cercanías del SDSC varios reportes han identificado otras fuentes potenciales de contaminación como son: i) el canal de aguas negras de la Compañía que no se encuentra revestido (Ver reporte fotográfico anexo 4), ii) áreas urbanas sin drenaje, iii) industrias y otros sitios donde se ubican residuos sólidos y escombros (Morales, *et al*, 1996; DGSU, 1991)

De acuerdo con DGSU, 1992, en las cercanías al SDSC se ha reportado que los pozos ubicados al lado del Canal de la Compañía, presentan propiedades organolépticas indeseables, se encontró también presencia de biogás en el pozo de CEBETAS, también se reportó presencia de biogás entre el contacto de brecha volcánica y basalto en las inmediaciones del sitio conocido como La Granja a 50 m del SDSC (pozo G1). Durante la visita de reconocimiento a la zona, se pudo constatar que es continua la emisión de biogás a la atmósfera. En cuanto al ramal Santa-Catarina-Mixquic, se reportó que el agua extraída de los pozos SM1, y SM3, presentó color amarillento y olor desagradable.

En pozos de la zona de Santa Catarina-Mixquic, se reportaron concentraciones de  $Fe^{+2}$  superiores al valor máximo permisible<sup>12</sup> para agua potable (Becerril, 1991). Personal de la DGCOH informó que se tenían concentraciones altas de  $Fe^{+2}$  y  $Mn^{+2}$  en esta batería de pozos, aunado a esto, se presentan en anexo 1, resultados de análisis químicos de calidad del agua donde se registra que las muestras con número 6, 26, 31, 8, 10, 9 y 14, tomadas de los pozos de la batería de Ixtapalapa, Tláhuac-Neza y San Sebastián presentan concentraciones de  $Fe^{+2}$  que también sobrepasan el límite máximo, aunque por su ubicación (Figura 6), se encuentran fuera del área de influencia de contaminación por lixiviados del SDSC.

En la zona de estudio, las principales fuentes que pueden causar un deterioro de la calidad del agua obtenida en los pozos son: 1) entrada de agua del acuitardo, 2) infiltración de aguas residuales de la zona urbana sin sistema de drenaje, 3) el canal de aguas negras denominado *Río La Compañía*, 4) la infiltración de lixiviados provenientes del SDSC y otros basureros ubicados en la zona. Asimismo, 5) el proceso de entrada de agua de flujo regional presenta un efecto por demás importante por el tipo de compuestos relacionados con ese tipo de flujo. Cabe destacar que el descenso del nivel estático inducido por las extracciones localizadas en la zona, puede incrementar la velocidad de este proceso (SMA, 1999).

Morales *et al*, 1993, reportaron resultados de presencia de isótopos de deuterio y de oxígeno-18 en dos épocas distintas del año, para los 14 pozos de la batería Santa Catarina-Mixquic. De acuerdo con estos resultados, durante la época de estiaje no existen variaciones en cuanto a estos isótopos para los 14 pozos, y los valores registrados, indicaron la existencia de flujos profundos y con mayor tiempo de residencia. En cambio para los pozos 1 y 3 durante la época de lluvias se encontraron valores más característicos de agua que se ha infiltrado recientemente (agua de lluvia) por lo que estos autores propusieron un mecanismo de mezcla de grupos de agua de diferente origen. Aunado a las marcas isotópicas encontradas, estos autores realizaron análisis fisicoquímicos y bacteriológicos, los cuales también concordaron con los datos isotópicos que obtuvieron. Esto es, que la contaminación bacteriológica y de STD aumenta en época de lluvias.

Aunque este trabajo aporta evidencia de que pese a la profundidad de estos pozos y a que se encuentran en una parte del sistema acuífero sobre la cual existe acuitardo (ver sección geológica en figura 5), estos pozos pueden captar agua de reciente infiltración. Es necesario conocer el mecanismo de entrada de estos flujos, así como la presencia e importancia relativa de aportes de agua subterránea de mayor profundidad. En este sentido, faltaría obtener información acerca de pruebas de bombeo con medición paralela de temperatura y CE, así como análisis fisicoquímicos

<sup>12</sup> El límite máximo permisible para Fe es 0.03 mg/l (NOM127-SSA1997).

que incluyan mediciones de la concentración de elementos traza como Li y Sr, pues con estas determinaciones será más factible definir la importancia relativa del efecto de flujos de agua de calidad específica que contaminen los niveles de producción de los pozos.

## 5.2. MECANISMOS DE FLUJO SUBTERRÁNEO

Las investigaciones hidrogeológicas realizadas para la zona de Ixtapalapa (SMA, 1999; Ixtapalapa, 2001), así como para los municipios del Estado de México colindantes: Nezahualcóyotl y Los Reyes la Paz (ODAPAS, 2000), en las cuales se llevaron a cabo pruebas de campo y registro paralelo de abatimiento, caudal de extracción y parámetros fisicoquímicos como son: temperatura, CE, STD, pH, y potencial redox; indicaron que la calidad del agua subterránea extraída sufre variaciones entre los distintos pozos en los que se hicieron muestreos y con respecto al tiempo de extracción.

Los cambios en la calidad del agua subterránea extraída en estas zonas muestra que tienen relación tanto con el medio geológico como con la presencia de fuentes más superficiales con agua de diferente calidad, proveniente principalmente de zonas sin sistema de drenaje, canales abiertos de aguas residuales y de sitios de disposición de residuos. De acuerdo con los resultados de variación del nivel dinámico con respecto al tiempo de extracción que se presentan en el anexo 2; se señala que el abatimiento obtenido durante las pruebas, mostró una respuesta similar en cada pozo muestreado; esto es, que las curvas obtenidas indican una entrada adicional al flujo horizontal. Esta entrada se puede observar por medio de una "recuperación" del nivel de agua (a cierto tiempo de bombeo el nivel dinámico se estabiliza), en contraste con la respuesta típica de curva Theis (1935). Ver caso 1 sección 4.3.2.1.

Como ya se mencionó anteriormente, para identificar de donde viene el aporte vertical adicional, es necesario registrar, el comportamiento de salinidad y temperatura durante las pruebas de bombeo. Así como también determinar si existe variación respecto a otros parámetros de calidad química del agua y elementos traza. Adicionalmente, la obtención de datos isotópicos aportan información acerca de si existen pozos que presenten aportes de agua más antigua y/o que tienen mayor probabilidad de ser contaminados por fuentes superficiales, debido a que son aquellos que captan flujos de agua más joven.

La captación de flujos verticales se logró identificar para algunos pozos ubicados al poniente de la delegación Ixtapalapa (los resultados de análisis químicos y mediciones de campo se presentan en Anexo 1). Para ello fue necesario, en principio, identificar las características del principal grupo de agua que es captado, tomando en consideración el tiempo de extracción, el cual se identificó de la forma siguiente: Se denominaron muestras "a", a todas las que fueron obtenidas después de más de tres meses de extracción continua, muestras "b" a aquellas obtenidas 12 h después de haber parado la extracción, posteriormente eran llamadas "c" o "d" dependiendo de si eran obtenidas a las pocas horas o días de extracción continua.



### 5.2.1. Grupos de agua subterránea

De acuerdo con Edmuds, *et al*, (2001) y Van-Lanen y Carrillo-Rivera (1998); una de las herramientas más útiles para la identificación de flujos de agua subterránea más profundos es considerar la temperatura del agua como un trazador natural, pues permite distinguir los más someros (temperaturas relativamente más frías), de los más profundos (temperaturas relativamente más calientes), por lo que se aplicó este criterio para la definición de los grupos de agua que aportan a los pozos de extracción del área de estudio. Aunada a un incremento en temperatura, la cantidad de STD en aguas naturales extraídas, que no se encuentran afectadas por algún proceso de contaminación superficial como los antes indicados, normalmente es mayor entre más profundo sea el flujo captado, y por lo tanto, correlaciona directamente con el aumento de temperatura. Por lo tanto, ambos criterios serán usados para diferenciar grupos de agua subterránea.

En este trabajo se presentan los resultados de pruebas de bombeo realizadas para diferentes pozos de extracción localizados en el área de estudio (Anexo 2). Tales pruebas fueron publicadas recientemente (SMA, 1999) pero en aquel caso, la interpretación hecha a las mismas no alcanza a definir con claridad los diferentes grupos de agua involucrados.

En el anexo 2 las gráficas logarítmicas de abatimiento vs. tiempo de bombeo<sup>13</sup>, muestran una respuesta similar en cada uno de los casos esto es, que en estos casos el abatimiento no sufrió un aumento constante, lo cual indica una entrada adicional al flujo horizontal como se explicó en 4.3.2. Para conocer de donde viene el flujo adicional de entrada, fue necesario además tener registros del comportamiento de salinidad y temperatura durante las pruebas y asimismo establecer relaciones entre estas respuestas y los análisis de calidad química correspondientes.

En virtud de la relevancia que tiene para el presente trabajo, la definición adecuada de los sistemas de flujo que aportan el agua a los pozos de extracción en el área de estudio, con el fin de distinguir, tanto el impacto de los diversos procesos de contaminación presentes como posibles alternativas de control que puedan ser llevadas a cabo; en este trabajo se presentan los resultados de un análisis exhaustivo de los datos de análisis fisicoquímicos realizados a muestras de agua, de algunos pozos de agua potable (aproximadamente 30% del total registrado), recabados en 1999 y 2000, para la zona de Ixtapalapa-Netzahualcoyotl y La Paz. Este análisis dio como resultado el establecimiento de diferentes grupos de agua subterránea, con base en la temperatura, cantidad de STD, aniones mayores, cationes mayores, y otros elementos y compuestos de importancia en el reconocimiento de flujos más profundos y posibles procesos de contaminación superficial.

Con el fin de definir los diferentes grupos de agua presentes en los pozos de extracción considerados, se hicieron gráficos de los registros de diversos parámetros fisicoquímicos y mediciones de campo, de muestras de pozos del área de estudio, con el fin de determinar el funcionamiento general de los flujos de aporte hacia los pozos y establecer los grupos de agua subterránea (la matriz completa de registros analizados se presenta en el anexo 1). Esto con base

<sup>13</sup> El ajuste matemático de los datos de campo se realizó con el modelo numérico de Rathod y Rushton, 1991 para estimar los parámetros hidráulicos de las unidades hidrogeológicas analizadas, además del valor de pérdidas de pozo que es una medida de la eficiencia del sistema de extracción con respecto al medio. SMA, 1999.

en lo que se conoce acerca de la correlación que puede existir entre las concentraciones de algunos elementos y compuestos y la relación que existe entre la cantidad de STD y temperatura; las cuales pueden evidenciar la distancia y profundidad del flujo captado durante la extracción y por consiguiente el tiempo de residencia (Edmuds, *et al*, 1986). Paralelamente se analizaron los registros de temperatura y salinidad de los distintos pozos de extracción durante las pruebas de bombeo llevadas a cabo a caudal de extracción constante (Anexo 2).

Los resultados del análisis de las pruebas de bombeo realizadas en el área de estudio, muestra que en todos los casos (pozos: 1, 2, 11, 13, 21, 26, 38, 59, y 62) se dio una recuperación del nivel de agua que evidencia un aporte adicional al flujo horizontal. Esta recuperación se correlacionó con la respuesta que se obtuvo de variación de salinidad y temperatura durante la misma prueba. Posteriormente se aplicaron los criterios explicados en la sección 4.3.2. para determinar el tipo de sistema a que corresponden. De esta manera se estableció lo siguiente:

- i) No se tuvo evidencia que permitiera suponer que en el área de estudio se presentara un sistema confinado como el descrito en Caso 1.
- ii) Un sistema semiconfinado con aporte del acuitardo que puede considerarse típico como el explicado en el caso 2, se observó en el pozo 26. Cabe señalar que además de las características indicadas, los sistemas propuestos deben ser congruentes con la información litológica asequible, en este sentido, se determinó que los pozos 62 y 59 presentan respuestas similares al caso 2.
- iii) Respecto al perfil litológico que exhibe el pozo 21, se puede considerar sistema libre pero con aparente aporte vertical de mayor profundidad puesto que la temperatura y la cantidad de sólidos disueltos aumentan con el tiempo de bombeo.
- iv) Los pozos 1 y 2 aparentemente captan flujos de mayor temperatura como se describe en el caso 4; sin embargo, dado que para estos pozos el aporte de mayor temperatura no parece ser el principal, no se observó una respuesta respecto a la correlación entre salinidad y temperatura parecida a la descrita en el caso 4. En cambio, si es posible observar la respuesta de un sistema confinado con flujo ascendente para el pozo 38.
- v) Dado que el perfil litológico del pozo 11 exhibe un espesor de 11m aproximadamente para la unidad denominada en este trabajo acuitardo, es posible que este pozo presente más características de sistema libre, esta afirmación se respalda con la poca variación que se obtuvo respecto a la salinidad y la temperatura durante la prueba de bombeo. Asimismo, la alta salinidad y cantidad de Cl<sup>-</sup>, pueden ser evidencia de algún proceso de contaminación puesto que la zona donde se encuentra carece de sistema de drenaje y es, asimismo, zona industrial. Adicionalmente, las temperaturas registradas para el agua

de este pozo durante la prueba de bombeo son moderadas: 23-24°C, lo cual parece indicar que este sistema presenta también un aporte vertical de mayor profundidad.

Por otra parte, con base en la variación de temperatura y salinidad que se presenta durante las pruebas de bombeo a caudal constante, la cantidad de ciertos elementos cuya presencia caracteriza a los flujos más profundos y registros de la calidad química del agua obtenida, después de varios meses de extracción continua; se distinguió la naturaleza del flujo dominante hacia los pozos de extracción del área de estudio. Así como flujos adicionales cuyo aporte a los pozos del área de estudio se presenta en condiciones particulares.

A continuación se hace una breve descripción de los diferentes grupos y posteriormente se realiza una discusión de las implicaciones que este conocimiento tiene respecto al manejo de la extracción de agua subterránea como medida para mitigar los efectos de contaminación.

#### **5.2.1.1. Grupo I**

Este grupo está representado por el agua subterránea obtenida en el pozo 2 en condiciones de extracción *cuasi*-estacionarias (varios meses de bombeo continuo). Sus características son, STD (235 mg/l), baja temperatura (20°C), baja concentración de Cl<sup>-</sup> (78.44 mg/l). El agua subterránea que pertenece a este grupo, también se encuentra en el pozo 6 al comienzo de la prueba del bombeo, es decir, después de que haber sido detenido por alrededor de 12 h. En este último pozo, sus características son, STD (232 mg/l), temperatura (23°C), baja concentración de Cl<sup>-</sup> (66.84 mg/l), asimismo la cantidad de Li y Sr fue de 0.13 y 0.0 mg/l respectivamente. Los análisis químicos sugieren que el agua obtenida en el pozo 33 a tiempos largos de bombeo y en el pozo 1 a tiempos cortos, también pertenece a este grupo pues su concentración de STD fue de 325 y 230 mg/l respectivamente, su temperatura es muy similar (20.9 y 21.0°C respectivamente); asimismo, ambos presentan baja concentración de Cl<sup>-</sup> (57.44 y 63.21 mg/l respectivamente), también fue similar la cantidad de Sr pues se encontró de 0.09 mg/l para el pozo 33 y no fue detectado ni Li ni Sr en el pozo 1 (Ver tabla VII).

El agua subterránea que pertenece a este grupo fluye a través de depósitos granulares, esto se puede constatar por el perfil litológico del pozo 1 y del pozo 2 (ver anexo 2), y es de estos depósitos de donde obtiene su calidad. Como se mencionó la concentración de Li y Sr es muy baja (menos de 0.15 mg/l), o no se detecta, lo que sugiere un corto tiempo de residencia. De acuerdo con el gradiente térmico general de aumento de 1°C por cada 33 m de profundidad, se estima que este flujo ha viajado a una profundidad de 200 m, que es la profundidad de extracción del pozo, estas características químicas pueden ser tomadas para proponer que este flujo es de naturaleza local, de acuerdo a la teoría de Toth (1995).

No obstante que este flujo fue identificado como local, el cual aporta agua que circula a la profundidad de captación del pozo, la prueba de bombeo realizada para el pozo 1, indicó que durante los primeros 30 min de iniciado el bombeo, no se tiene aumento del abatimiento, lo cual es indicio de un aporte adicional, asimismo, es en este tiempo cuando se registra la mayor temperatura

para este pozo (23° C) de acuerdo con la gráfica de evolución de temperatura y SDT durante el tiempo de bombeo (anexo 2).

En los pozos 6 y 2 también se encontraron diferencias en los parámetros de campo de las muestras obtenidas, así, para ambos pozos se encontró que las muestras con mayor temperatura corresponden a aquellas con mayor cantidad de STD (Tabla VII). Además para el pozo 6 también pudo registrarse un aumento de la cantidad de Li, estos valores sugieren que aunque es el principal, no es el único flujo que aporta a estos pozos de extracción, sino que existe un aporte vertical de mayor profundidad que se induce a tiempos cortos del bombeo en el caso del pozo 1 y pozo 2 como lo indican las pruebas de bombeo (anexo 2).

### 5.2.1.2. Grupo II

A este grupo corresponde el agua subterránea que es obtenida a tiempos cortos de los pozos de abastecimiento 59 y 62 (ver anexo 2), las características químicas reportadas para este grupo de agua cuyos registros fueron hechos en los pozos después de largo tiempo de actividad así como durante la prueba de bombeo, son: salinidad media, (503 y 526 mg/l), temperatura baja: 19 y 18.7 °C y concentraciones de Li y Sr relativamente mayores al grupo anterior (0.12-0.17 y 0.28-0.36 mg/l respectivamente). Esto último sugiere un mayor tiempo de recorrido que el tipo de agua característico del grupo 1. Por la cantidad que se encontró de estos elementos, se puede sugerir un recorrido de aproximadamente 10km ( $\pm 3$  km); tal distancia puede indicar flujos de naturaleza intermedia. sin embargo, dado que las temperaturas son bajas, se debe considerar que puede haber mezcla con algún flujo local frío, cuyo recorrido se lleva a cabo aproximadamente a la misma profundidad que para el grupo anterior.

Por la litoestratigrafía reportada (anexo 2, pozos 59 y 62), se concluye que éste es un flujo que pasa a través de capas de lava basáltica y depósitos granulares, donde obtiene su calidad. Este grupo registró tanto el valor más bajo de Cl<sup>-</sup> como el más alto (38 y 258 mg/l, respectivamente), las concentraciones de Cl<sup>-</sup> más altas implican que estos pozos reciben una entrada de aguas negras provenientes posiblemente del Canal de Tláhuac, el cual no está revestido y se encuentra a pocos metros y en una línea paralela a la batería de pozos de extracción (Figura 19). También fue observado que la concentración de Cl<sup>-</sup> como de otros elementos, no es constante sino que depende de las condiciones de bombeo, puesto que puede inducirse con más facilidad el aporte superficial (del Canal Tlahuac) a tiempos cortos de bombeo en ambos pozos, 171 y 258 mg/l para los pozos 59 y 62, respectivamente; que a tiempos largos, donde fue obtenida una concentración de 75 y 38 mg/l, respectivamente. Estas observaciones hacen suponer que es posible controlar la calidad de agua en el pozo, si se realizan pruebas de bombeo que permitan definir las condiciones a las cuales se bloquea o disminuye el aporte de agua de mala calidad.

### 5.2.1.3. Grupo III

Este tipo de agua se obtiene después de varios meses de operación continua en el pozo 38 (muestra 6, anexo 1), su calidad química implica baja salinidad (STD, 270 mg/l), temperatura moderada (23.6°C), concentraciones medias de Li y Sr (0.26 y 0.24 mg/l respectivamente. Y una concentración moderada de Cl<sup>-</sup> (90 mg/l), la cual sin embargo, puede variar puesto que en una campaña de muestreo realizada posteriormente, la cantidad de Cl<sup>-</sup> fue de 230 mg/l (Tabla VII).

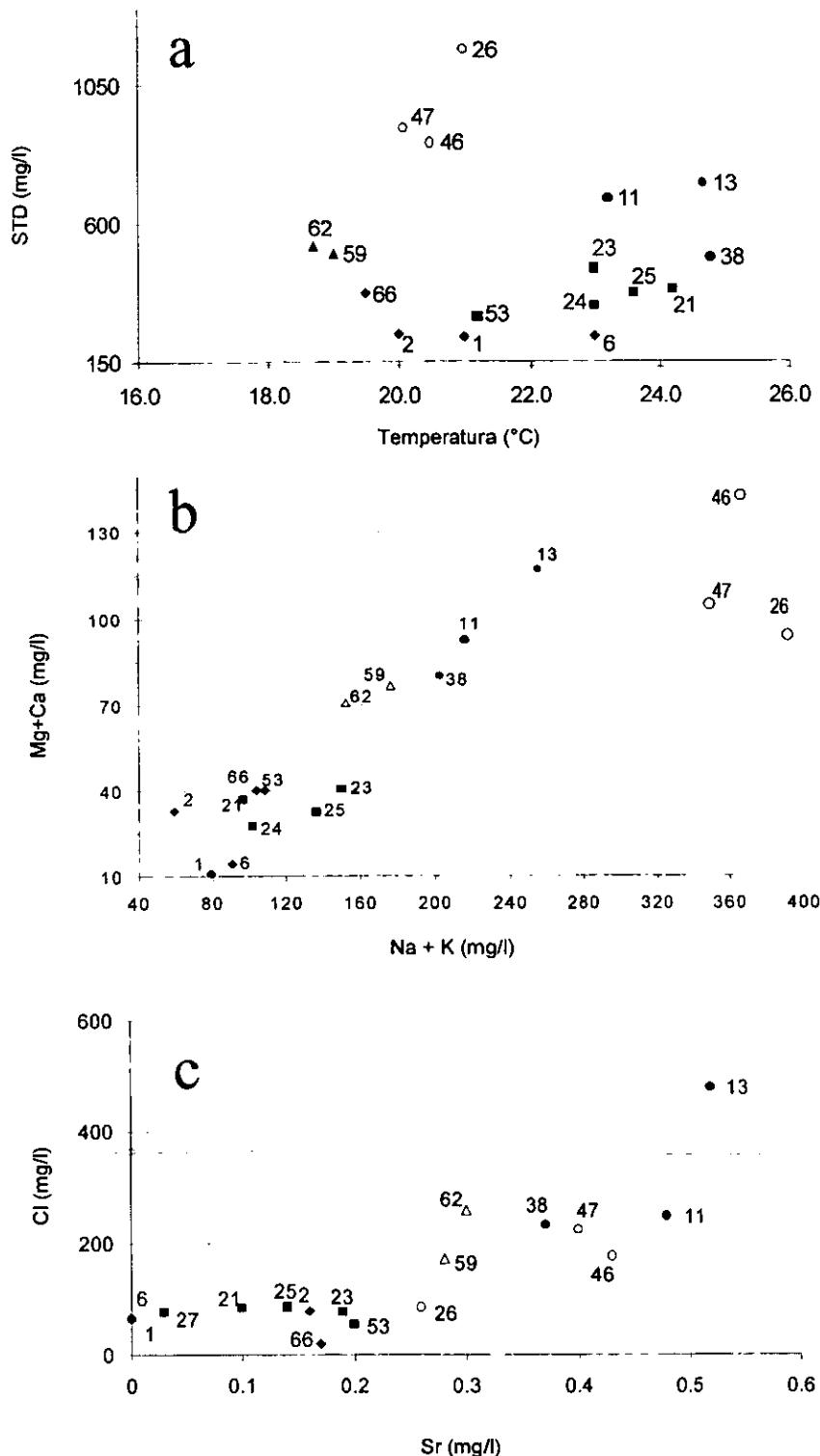
El agua del Grupo III viaja a través de lava basáltica de donde obtiene su calidad (de acuerdo con el perfil litológico del pozo 38 mostrado en anexo 2). Su contenido de Li sugiere un tiempo de residencia más prolongado que el agua que corresponde al Grupo II. Por otro lado, la proporción Ca/Sr, de acuerdo con lo sugerido por Hem (1985), corresponde a agua que fluye principalmente a través de rocas ígneas, asimismo, la temperatura registrada indica que este tipo de agua ha viajado a mayor profundidad que el agua del Grupo II. Las características químicas de este grupo sugieren que este grupo es de naturaleza regional de acuerdo a lo establecido por Toth (1995), pero no es el aporte que, de manera predominante, es captado por este pozo.

Por otra parte, a tiempos cortos de extracción, puede observarse que las características del tipo de agua se modifican, aumentando la cantidad de STD y la temperatura, esto sugiere que el pozo durante tiempos cortos recibe un mayor aporte del flujo más profundo anteriormente mencionado, temperatura, 24.8 °C, STD, 488 mg/l; y cantidades moderadas de Li y Sr: 0.37 y 0.27 mg/l respectivamente. (Toth, 1995).

Mediante análisis de las gráficas de temperatura contra STD, Sr contra Cl<sup>-</sup> y Na<sup>+</sup> + K<sup>+</sup> contra Ca<sup>+2</sup> + Mg<sup>+2</sup>, se encontró que este segundo tipo de agua tiene características similares a las del Grupo IV, pues las muestras se agrupan en la misma posición que estos últimos (Figura 18).

nombre del pozo	No. Pozo	Fecha	TEMP °C	SDT mg/l	Na mg/l	K mg/l	Cl mg/l	HCO3 mg/l	Ca mg/l	Mg mg/l	Li mg/l	Sr mg/l	grupo
Banjidal	1	29/01/99	21.0	230	37.39	9.43	63.21	164.40	7.57	5.97	n.d.	n.d.	I
Gracidias	33	25/03/99	20.9	325	108.26	6.61	57.44	270.17	3.59	6.98		0.09	I
Ixtapalapa 1	13a	25/01/99	24.7	729	232.52	23.25	82.50	752.08	44.15	72.60	0.64	0.51	IV
Ixtapalapa 1	13b	26/01/99	24.7	744	248.78	23.25	92.80	737.22	43.20	73.40	0.64	0.39	IV
Ixtapalapa 1	13c	26/01/99	24.6	933	196.23	16.23	99.76	762.90	45.04	81.80	0.64	0.45	IV
Ixtapalapa 1	13d	02/03/99	22.4	726	287.70	22.37	554.50	832.50	36.79	47.37	0.62	0.55	IV
Ixtapalapa 2	11	27/01/99	23.2	681	86.17	18.76	84.82	535.65	-	-	-	-	IV
Ixtapalapa 2	11	02/03/99			219.95	18.98	248.6	603.17	30.29	33.84	0.54	0.48	IV
Peñon 3	21	31/01/99	21.0	378	82.06	15.16	82.52	299.42	10.84	26.00	0.07	0.03	III
Peñon 3	21	01/02/99	24.2	379	82.11	17.15	82.50	311.17	11.58	24.90	0.07	0.1	III
Peñon 5	23	01/02/99	23.0	453	134.95	19.59	75.83	352.28	11.61	28.70	0.07	0.19	III
Peñon 5	23	02/02/99	23.4	474	134.95	19.59	78.73	364.01	13.97	27.20	0.16	0.05	III
Peñon 6	24	02/02/99	23.0	329	86.17	15.93	75.54	270.07	8.59	19.20	0.01	0.03	III
Peñon 7	25	02/02/99	23.6	371	151.21	16.34	85.40	281.80	9.79	22.80	0.08	0.14	III
Peñon 7	25	02/03/99	-	-	191.73	16.59	53.70	282.74	6.67	17.05	0.08	0.05	III
Purísima 3	38	24/01/99	23.6	477	155.28	13.90	90.63	384.15	18.47	36.90	0.26	0.24	IV
Purísima 3	38	25/01/99	24.8	488	191.86	16.74	93.62	508.61	28.34	51.60	0.37	0.27	IV
R.Tlahuac 20 bis	53	15/02/99	21.1	316	81.64	7.92	53.70	298.56	19.42	24.35	0.04	0.2	II
R.Tlahuac 20 bis	53	02/03/99	21.2	296	100.45	7.92	53.70	304.73	16.79	23.40	0.06	0.2	II
R.Tlahuac 23	59	17/02/99	19.0	475	155.03	12.40	171.00	512.06	20.29	29.78	0.12	0.28	II
R.Tlahuac 23	59	23/02/99	19.0	503	129.62	10.81	75.16	474.37	24.92	31.59	0.13	-	II
R.Tlahuac 25	62	23/02/99	18.7	526	181.33	15.19	38.37	574.89	26.54	31.59	0.17	0.36	II
R.Tlahuac 25	62	24/02/99	18.8	491	178.55	15.19	258.23	590.60	23.54	30.18	0.14	0.3	II
R.Tlahuac 27	66	26/02/99	19.5	373	123.04	10.81	19.59	311.01	15.67	26.42	0.08	0.17	II
San Sebastián	26a	29/01/99	21.0	1167	364.23	29.86	84.52	675.20	22.33	56.80	0.45	0.170	V
San Sebastián	26b	30/01/99	21.0	1127	362.60	31.78	86.57	778.06	17.55	39.70	0.11	0.16	V
San Sebastián	26c	02/03/99	20.9	935	351.00	19.28	105.0	813.65	16.79	29.75	0.44	0.26	V
Santa Catarina 10	47	02/03/99	20.1	908	1606.78	30.94	222.33	1014.70	34.17	35.66	0.40	0.4	V
Santa Catarina 12	46	05/02/99	19.8	963	330.08	33.00	76.85	886.55	48.00	97.10	0.40	0.43	V
Santa Catarina 12	46	02/03/99	20.5	862	313.11	30.54	184.50	967.58	39.04	36.16	0.40	0.38	V
Unidad Modelo 1	6	21/01/99	26.0	282	86.17	13.90	65.79	167.73	4.67	8.40	0.17	n.d.	I
Unidad Modelo 1	6	21/01/99	23.0	232	61.78	10.64	66.84	200.19	6.12	5.43	0.13	n.d.	I
Unidad Modelo 2	2	21/01/99	20.0	235	49.59	11.86	78.44	200.19	-	-	-	-	I
Unidad Modelo 2	2	22/01/99	21.4	290	45.52	13.90	78.44	194.79	13.35	19.40	0.10	0.16	I
<b>Fuentes de contaminación superficial</b>													
LR		07/06/00	21.7	628	45.30	14.80	128.10	269.00	35.30	34.80	-	-	
LT		15/02/00	23.9	758	135.70	36.20	153.10	254.50	46.20	56.10	-	-	
RSB		29/03/00	22.5	410	91.30	25.90	57.50	387.80	33.80	30.80	-	-	
RLC		31/01/00	16.0	906	244.00	29.94	175.30	91.50			-	-	
SDSC		29/01/00	-	6292	1350.00	880.00	1461.00	3225.00	74.00	52.50	-	-	

Tabla VII. Condensado de resultados de análisis fisicoquímicos de agua de pozos de la zona poniente de la delegación Ixtapalapa. En la última columna se muestra el grupo de agua que fue predominante de acuerdo a las características encontradas en las diferentes muestras tomadas para cada pozo. LR: Laguna los Reyes, LT: Laguna Tlahuac, RSB: Río San Buenaventura, RLC: Río La Compañía, SDSC: Ecurrimientos del sitio de disposición de Santa Catarina. Los SDT son estimados a partir de los valores de CE medidos en campo.



#### 5.2.1.4. Grupo IV

Representado por el agua subterránea que es obtenida durante el tiempo que duró la prueba de bombeo para el pozo 11 (aproximadamente 5 h). La muestra tomada a tiempos cortos de extracción (anexo 1, muestra 11), se caracteriza por presentar salinidad media, (STD, 681 mg/l), temperatura moderada (23.2°C), y concentración moderada de Cl<sup>-</sup>: ≈84 mg/l. No fue posible tener registros de la concentración de Li y Sr a este tiempo de extracción; sin embargo, la muestra b del pozo 13, también fue tomada a pocos minutos de haber reiniciado la extracción y presenta una concentración de STD de 744 mg/l con una temperatura de 24.7 °C, para esta muestra se registraron valores de Li y Sr de 0.64 y 0.39 mg/l respectivamente.

Este tipo de agua se transporta a través de lava basáltica (perfil litológico pozo 11, anexo 2), de la cual obtiene su calidad. Su contenido de Li sugiere que tiene un mayor tiempo de residencia que el agua subterránea correspondiente al Grupo III y su relación Ca/Sr sugiere que circula principalmente a través de rocas ígneas. Sin embargo, su temperatura indica que esta agua ha viajado a similar profundidad que la del Grupo III. Asimismo su contenido de Cl<sup>-</sup> es congruente con la naturaleza local sugerida para este flujo. No obstante, mayores concentraciones de Cl<sup>-</sup>, obtenidas después de dos meses de haber reiniciado la extracción, indican que estos pozos también reciben entrada de un flujo regional más profundo con mayor contenido de Cl<sup>-</sup> (248 mg/l) y cantidades altas de litio y estroncio.

De acuerdo con Hem (1985), contenidos de Sr como los reportados para algunas muestras obtenidas de los pozos 11 y 13, son característicos de agua que se transporta a través de rocas calizas, por lo que estos contenidos podrían ser indicadores de la captación de flujos de agua subterránea que viajan a profundidades mayores a 1500 m, pues es únicamente en esta zona donde se encuentran estas formaciones, tanto en el área de estudio como en el resto de la Cuenca de México, como lo muestran las secciones publicadas por Birkle, *et al*, 1998, Edmunds, *et al*, 2001 y la figura 4. Una manera de determinar si una muestra de agua ha atravesado algún tipo de formación en particular, es por medio del cálculo de índices de saturación, los cuales indican si un mineral particular puede o no reaccionar con una determinada muestra de agua con una composición determinada (disolución, precipitación), de manera que si el mineral se encuentra presente en el ambiente acuífero y es reactivo, un índice de saturación de cero indicará que la muestra de agua se encuentra en equilibrio con el mineral (puede existir precipitación y disolución del mineral pero los contenidos en el agua no varían), menor que cero indicará que se encuentra subsaturado (si existe el mineral en el acuífero no está reaccionando, o el tiempo de residencia no ha sido suficiente para alcanzar el equilibrio con este mineral) o mayor que cero si está sobresaturada. En este último caso, el mineral no es reactivo y la precipitación de la especie mineral disuelta está limitada por la presencia de algún otro factor o algún error en los análisis fisicoquímicos (Deutsch, 1997).

Lo anterior podría indicar, que si el flujo de agua tuvo interacción con la fase sólida, cuya presencia y ubicación en el acuífero también puede identificarse de los estudios geológicos, el tiempo de residencia del agua en la misma, puede establecerse por el equilibrio que haya alcanzado con la respectiva fase sólida. Consideraciones como ésta serán requeridas para establecer con mayor exactitud el origen de este grupo de agua; sin embargo, estas se encuentran fuera del alcance del presente estudio.



Agua subterránea de características químicas similares es detectada en el pozo 26 (Fig 18) a pocos minutos de haber reiniciado la extracción, después de haber parado el pozo su actividad por al menos 12 h (ver anexo 2, muestra 14). Sin embargo, de acuerdo con lo observado en las otras muestras, su temperatura es al menos 3°C más baja que la esperada. Esto puede atribuirse a una reducción más rápida de la temperatura, causada por una menor velocidad de flujo a través del material granular a comparación con el flujo a través de material fisurado por el cual circuló el agua de las otras muestras (Ver figura 18 y tabla VII).

#### 5.2.1.5. Grupo V

Las características de este tipo de agua se definieron con respecto a la calidad química obtenida para el agua extraída a tiempos largos del pozo 26. En la prueba de bombeo realizada para éste, se observó que su calidad evoluciona hacia la calidad que se espera para el agua de saturación del acuitardo (ver prueba de bombeo para pozo 26, anexo 2); la cual, de acuerdo con el nivel estático que exhibe el perfil litológico, se encuentra a la profundidad del cono de influencia.

Este grupo se caracteriza por presentar, a tiempos largos de extracción continua (varios meses), la más alta salinidad, ( $>1,100\text{mg/l}$ ), con baja temperatura ( $21^\circ\text{C}$ ), y contenidos medios de Li y Sr ( para la muestra 26<sup>a</sup>  $\approx 0.45$  y  $\approx 0.17$  mg/l, respectivamente). Por el contrario, las muestras tomadas a tiempos cortos (aproximadamente dos horas después del inicio de la extracción), presentaron contenidos más bajos de estos elementos,  $<0.2$  mg/l. (ver muestra 26<sup>b</sup> tabla VII y muestra 15 anexo 1). Respecto a los Cl, a tiempos cortos después del inicio de la extracción, se observaron concentraciones de aproximadamente 84 mg/l y después de dos meses de actividad continua, se registró un contenido de aproximadamente 100 mg/l.

Los resultados aquí presentados muestran que el pozo 26 capta principalmente una mezcla compuesta de agua de saturación del acuitardo y flujos de naturaleza local que circulan por el medio granular subyacente (perfil litológico pozo 26, anexo 2); Aunque algunas de las características fisicoquímicas de las muestras colectadas indica que se tiene aporte de flujos intermedios, como lo evidencian los contenidos medios de Li y Sr encontrados, de acuerdo con el esquema de análisis que se utilizó.

Respecto a los pozos de extracción para los que no se contó con la prueba de bombeo correspondiente; pero que también se tomaron muestras, por medio de las relaciones que se identificaron en su calidad química, a su ubicación geográfica y a su geología particular, fue posible agruparlos dentro de los grupos de agua arriba mencionados. Ver figura 18 y Tabla VII.

Dentro de éstos cabe destacar los resultados obtenidos para los pozos 46 y 47 pertenecientes al ramal Santa Catarina (números 10 y 12) respectivamente, los cuales presentaron baja temperatura ( $\approx 20^\circ\text{C}$ ), alto contenido de STD ( $< 860$  mg/l) y contenidos medios de Li y Sr ( $\approx 0.4$  mg/l para ambos elementos). Dadas estas características inicialmente se consideró que el aporte principal a estos pozos es similar al Grupo V; por otra parte, los valores de contenido de Cl<sup>-</sup> y HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> presentados en la Tabla VII, así como el valor de arsénico de la muestra 31 ( $137\ \mu\text{gr-gr/l}$ , ver anexo 1), indican que estos pozos pueden presentar aportes superficiales de agua contaminada.

En consecuencia, la composición fisicoquímica del agua subterránea que es obtenida por extracción depende de: i) características hidrogeológicas naturales que afectan el pozo (entre las más relevantes de acuerdo con los resultados obtenidos puede resaltar la comunicación hidráulica con el acuitardo, la heterogeneidad del medio, la presencia de diferentes tipos de sistemas de flujo y la captación de flujos regionales); ii) características particulares del sistema de extracción (perforación, diseño, construcción y régimen de operación) y, iii) influencia de aportes superficiales con agua contaminada. La definición de aquellos pozos que presentan influencia de las diferentes fuentes de contaminación presentes en el área, se establece con mayor claridad en la siguiente sección.

### **5.3. INFLUENCIA DE FUENTES DE CONTAMINACIÓN PRESENTES EN EL ÁREA**

Una vez definidos algunos de los diferentes grupos de agua que pueden ser captados por los pozos de extracción, se encontró que pueden existir mezclas en diferentes proporciones de los diferentes grupos encontrados, y que para algunos casos también es importante la entrada de flujos más profundos con mayor cantidad de SDT. Con base en esto resultó más factible determinar la influencia de las diferentes fuentes contaminantes presentes en el área de estudio sobre los sistemas de captación registrados

Para llevar a cabo lo anterior, se recabó información acerca de la composición química del agua superficial contaminada: 1) lixiviados de basureros y 2) aguas residuales de origen urbano. En este sentido, se obtuvieron análisis químicos (DRT-CNA) de los escurrimientos mezclados con lixiviados del SDSC y de los canales de aguas negras y aguas negras tratadas denominados Río La Compañía, Canal de Chalco y de la Laguna Tláhuac y la Laguna de los Reyes, las cuales se consideraron fuentes potenciales de contaminación del agua subterránea en el área de estudio.

Otras fuentes potenciales de contaminación del agua subterránea, que se encuentran en el lugar de estudio son los basureros actualmente clausurados de Santa Cruz Meyehualco y San Lorenzo Tezonco ubicados al norte y oeste de la Sierra de Santa Catarina, respectivamente. Sin embargo, no se tuvo acceso a análisis de composición de sus lixiviados; por lo que se consideraron en principio, de composición similar a los lixiviados generados por el SDSC. Esta consideración parece adecuada dado que ambos sitios de disposición, como el de Santa Catarina, fueron sitios de disposición de residuos predominantemente de origen municipal y tienen aproximadamente la misma edad. Otras fuentes potenciales de contaminación como estaciones de gasolina, asentamientos sin sistema de drenaje y áreas industriales, fueron también consideradas y se encuentran ubicadas en el mapa de la figura 20.

Para determinar la fuente de agua de mala calidad que impactó en los pozos de la zona, se hicieron gráficas de la relación que existe entre diferentes pares de indicadores inorgánicos de contaminación, tales como:  $\text{HCO}_3$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{Na}$ ,  $\text{SO}_4$ ,  $\text{K}$ ,  $\text{Mg}$  y  $\text{Ca}$ . Cabe señalar que únicamente para este análisis se utilizaron concentraciones reportadas de elementos y compuestos inorgánicos mayores pues en el caso de las fuentes contaminantes, no se contó con datos de concentraciones para elementos traza ( $\text{Li}$  y  $\text{Sr}$ ).

Mediante los análisis de la relación entre pares de iones se infirió la evolución de la calidad del agua con respecto a las fuentes superficiales de contaminación. Se pudo observar que para todas las

gráficas realizadas, fue similar la distribución de los pozos muestreados y las fuentes de contaminación; esto es, se observó la misma tendencia de deterioro y evolución hacia la calidad de agua de las fuentes contaminantes. También se observó que existen variaciones en la concentración de ciertos elementos y compuestos a partir de la toma de muestra con respecto al tiempo de extracción. En algunos casos estas variaciones pudieron ser explicadas por la captación de distintos grupos de agua como se explicó en sección 5.2.1. No obstante, también se detecta la influencia de fuentes contaminantes las cuales se pueden modificar a partir de las condiciones de extracción.

La relación Na+K y Mg+Ca que existe para los pozos del área de estudio y las fuentes de contaminación superficial (figura 19), ejemplifica la distribución de aquellos pozos que presentan mayores problemas de calidad de agua y la posible fuente de contaminación. Estos son los pozos 46 y 47 pertenecientes al ramal Santa-Catarina y los pozos 11 y 13 pertenecientes al ramal Ixtapalapa, los cuales muestran un marcado impacto por agua de calidad similar (en cuanto a concentración de elementos mayores), a la obtenida para las muestras de agua de diferentes puntos del Río la Compañía. Aunque no necesariamente la mala calidad de estos pozos pueda ser atribuida a estas fuentes, puesto que para el caso de los pozos 11 y 13 una fuente de aguas residuales más cercana, aunque difícil de evaluar, es la presencia de viviendas sin servicio de drenaje y para el caso de los pozos 46 y 47 del ramal Santa Catarina, el relleno sanitario de Santa Cruz Meyehualco se encuentra más cerca de éstos. Sin embargo, puede esperarse una calidad química similar, al menos para los indicadores inorgánicos que son considerados en este trabajo.

También se observa en esta gráfica, que la composición de los lixiviados del SDSC (en el sitio muestreado), es, de al menos, un orden de magnitud mayor para elementos como Na y K que para Mg y Ca, lo cual también se observa para los lixiviados de otros SD (Lema, 1998). Dado que los pozos 11, 13, 46 y 47, contienen casi la misma cantidad de Mg y Ca que la muestra de lixiviados analizada, puede proponerse que la mineralización de estos pozos no es sólo debida a un proceso de contaminación por fuente superficial; sino a un aporte profundo con mayor mineralización. Aunque la influencia particular de ambos procesos deba ser evaluada posteriormente.

También se hicieron gráficos de pares de iones de muestras de agua de pozos ubicados en el municipio de Netzahualcoyotl, los cuales se presentan en anexo 3 (incluyendo datos originales). La comparación de la distribución de los datos de estos pozos en los gráficos de pares de elementos mayores, con respecto a la distribución de los pozos de Ixtapalapa y a las muestras de aguas residuales y de lixiviados, indica que son los menos influenciados por estas fuentes contaminantes. Sin embargo, falta por definir el grupo principal que aporta agua y los mecanismos de flujo que controlan su calidad pues no fueron asequibles registros sobre el contenido de elementos traza de estas muestras así como registros de pruebas de bombeo. También se desconoce si fue adecuada la colecta de datos de campo como temperatura, pH y Eh (se debe utilizar celda aislante así como realizar calibración adecuada de los aparatos de medición),

Respecto a los pozos de abastecimiento de la cuenca de Chalco, ramal Santa Catarina-Mixquic, ha sido establecido que estos pozos han presentado un deterioro paulatino de su calidad de agua que en principio se relaciona con su cercanía a fuentes superficiales de contaminación, pues esta batería se ubica a 700 m del Río la Compañía, el cual es el principal canal de aguas negras, a 30 m de canales de riego con aguas contaminadas y el pozo 1 del ramal a 3 km del SDSC, hacia el noreste

(Figura 6). No obstante, también es posible que presenten contaminación natural por inducción (por extracción), de flujos profundos; pues existe evidencia de que estos pozos son susceptibles de captar flujos de naturaleza regional o que presenten aporte vertical del acuitardo (Rudolph, *et al*, 1991; Ortega-Guerrero, *et al*, 1993).

En vista de que fueron infructuosas las gestiones que se hicieron para poder llevar a cabo la toma de muestras y realizar pruebas de bombeo en los pozos de este ramal, no fue posible definir la influencia de estas fuentes de contaminación. Sin embargo, con base en estudios anteriormente realizados y el conocimiento que se generó sobre los mecanismos de flujo de la parte poniente que corresponde a la Delegación Ixtapalapa, fue posible establecer el funcionamiento en términos de respuesta de la calidad del agua bajo diferentes condiciones hidrológicas y de extracción.

En este sentido, el primer muestreo sistemático que permitió observar la evolución de la calidad del agua en los pozos del ramal y pozos aledaños al SDSC, fue realizado por Becerril (1991). Este estudio presenta gráficos donde se observa claramente que en el transcurso de un año, se tienen importantes variaciones de algunos parámetros fisicoquímicos como CE,  $\text{NH}_4$ ,  $\text{NO}_3$ , Cl,  $\text{HCO}_3$  (medidos como alcalinidad) y variaciones en sus contenidos de metales como el  $\text{Fe}^{+2}$  (ver tabla VIII). Debido a que estas variaciones ocurrieron en lapsos cortos y variables durante un año de extracción continua<sup>14</sup>, difícilmente puede considerarse que los pozos capten únicamente flujos radiales de naturaleza horizontal, sino que la calidad del agua en los mismos es debida a una mezcla particular de flujos de diferente composición y origen.

Con el fin de determinar el origen del agua subterránea obtenida, Mora, *et al*, (1990) llevaron a cabo estudios de análisis de sus contenidos de isótopos mediante los cuales se encontró que en la época de lluvias aumenta la proporción de agua de reciente infiltración.

Los resultados analizados, indican que el fenómeno de infiltración de agua del acuitardo, es un factor que contribuye al proceso de contaminación de los pozos que se ubican al norte de la Sierra. Se sabe además que la cantidad de agua del acuitardo que forma parte de la mezcla depende principalmente de las condiciones de extracción por este motivo resulta necesario diagnosticar cada caso de forma particular. Por otra parte, se observó que muestras de agua de los pozos 46 y 47 (Ramal Santa Catarina), se pueden integrar con éste grupo de agua, de acuerdo con los gráficos de la Figura 19, lo cual puede deberse a que estos últimos pozos también presentan aporte del acuitardo.

---

<sup>14</sup> De acuerdo con Becerril, 1991; excepto para el pozo 3, se tomaron muestras periódicas cada 15 o 20 días durante un año.

Tabla VIII. Valores máximo y mínimo de parámetros de calidad del agua en algunos pozos de la batería de Santa Catarina-Mixquic (SC-M)

PARÁMETROS	SC-M 1		SC-M 2		SC-M 3		SC-M 6		SC-M 7		SC-M 12	
	Máximo	Mínimo	Máximo	Mínimo	Máximo	Mínimo	Máximo	Mínimo	Máximo	Mínimo	Máximo	Mínimo
pH	7.8	6.48	7.57	7.04	8.15	7.65	7.7	6.98	7.53	6.92	7.59	6.94
OD	2.90	0.7	5.1	0.26	1.1	0.0	3.9	0.7	2.50	0.5	5.5	0.9
CE	714.0	410.0	612.0	109.0	7640.0	6210.0	456.0	94.13	545.0	101.0	354.0	68.7
Alc. (CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup> )	0.0	20.0	20.0	0.00	350.0	0.0	20.0	0.0	20.0	0.0	10.0	0.0
Alc. (HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )	155.0	380.0	375.0 <sup>15</sup>	175.0	4225.0	1905.0	315.0	190.0	292.5	140.0	320.0	135.0
Dureza Total	285.0	180.0	300.0	95.0	165.0	95.0	355.0	165.0	255.0	150.0	275.0	130.0
Na <sup>+</sup>	431.25	110.4	407.1	87.4	2127.5	1325.0	204.13	92.0	377.20	110.4	244.38	87.4
K <sup>+</sup>	54.73	9.77	39.09	4.69	205.22	17.98	39.09	4.5	39.09	0.98	39.09	0.98
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	4.5	0.0	6.3	0.0	75.0	1.59	6.3	0.0	6.6	0.0	9.0	0.0
Fe <sup>+2</sup>	0.0	0.4	0.83	0.1	0.08	1.13	1.41	0.0	1.0	0.0	0.42	0.05
Cl <sup>15</sup>	200.4	48.5	41.6	56.4	(42.0)	472.5	45.1	42.2	48.5	(41.0)	39.2	22.9
N-NO <sub>3</sub>	12.95	3.6	13.5	2.95	44.92	15.57	8.96	2.83	11.81	1.3	18.0	0.6
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	18.6	0.5	14.2	2.71	99.2	27.8	2.54	0.48	7.36	2.03	16.1	2.41
DBO	1.3	5.95	6.0	2.0	5.66	0.0	1.65	0.55	2.22	0.6	5.6	0.9

La campaña de muestreo fue llevada a cabo por Becerril (1991), de septiembre de 1987 a octubre de 1988 en diferentes épocas del año. Los valores están expresados en mg/l excepto alcalinidad de CO<sub>3</sub><sup>2-</sup> y HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> (mg/l, como CaCO<sub>3</sub>), pH (unidades de pH), y conductividad eléctrica (CE como; µmhos/cm).

<sup>15</sup> Valores de cloruros publicados por Mora, et al, 1990; campañas de muestreo 1983-1986, llevadas a cabo por la CAVM, excepto los valores entre paréntesis que son datos obtenidos por el Instituto de Geofísica, agosto 1986.

El estudio de la respuesta de cambios en la calidad fisicoquímica del agua con el tiempo de extracción, permite definir las entradas de agua de diferente origen, esto se logra cuando los mencionados orígenes han sido establecidos con claridad, esto es, los grupos extremos (por ejemplo, composición del lixiviado o del agua residual presente en el área, o la composición química del agua de una determinada unidad acuífera).

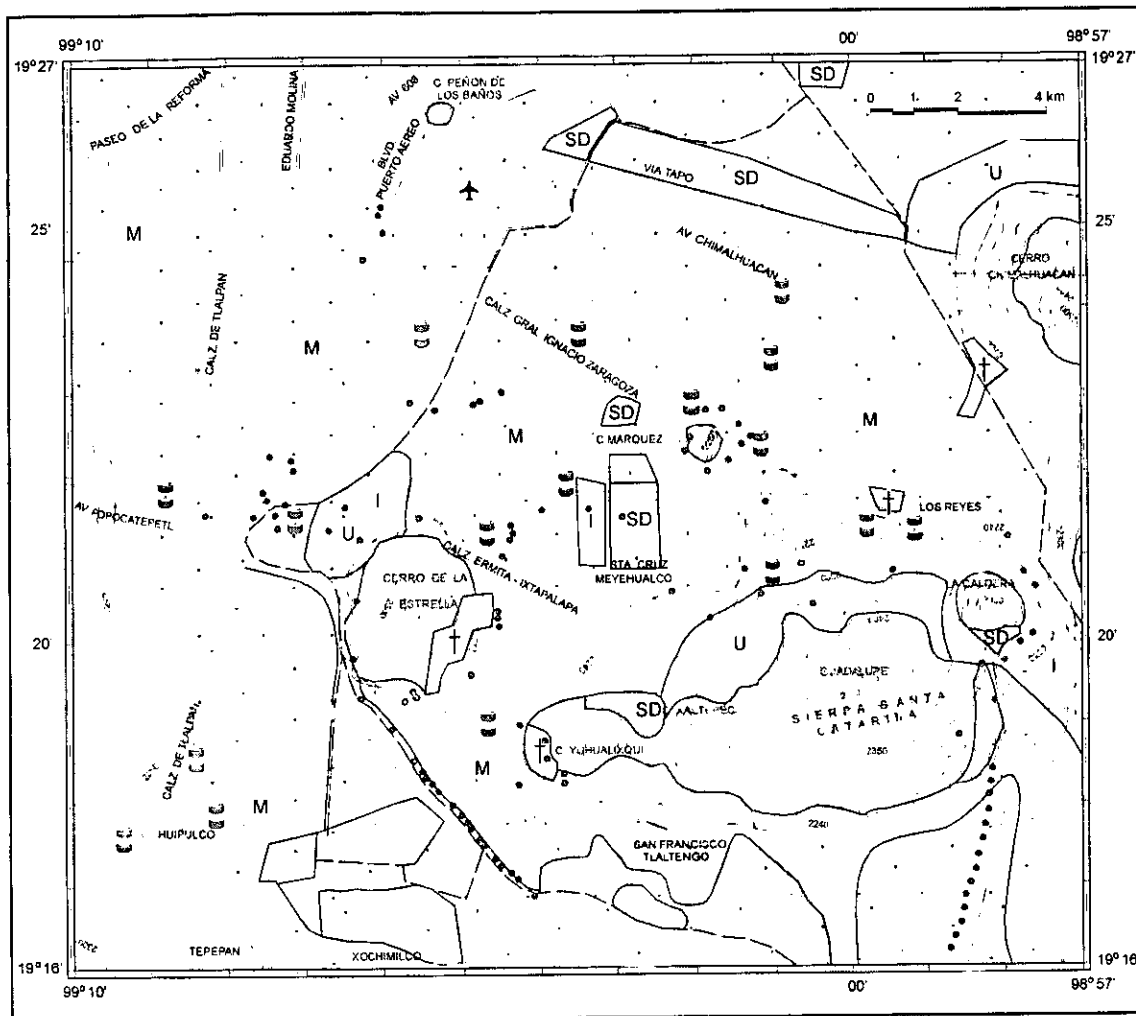
En el presente trabajo, registros de la composición de lixiviados provenientes del SDSC y de otros canales de conducción de agua residual, fueron considerados grupos extremos, los cuales permitieron definir una clara tendencia al deterioro en la calidad del agua subterránea debido a estas fuentes, en el caso de los pozos: 46, 47, 11 y 13. Sin embargo, falta por definir la composición química del agua del acuitardo, cuya calidad de acuerdo con los resultados obtenidos, puede ser un aporte importante que contribuya al deterioro de la calidad del agua obtenida en pozos.

Debido a que no se tienen análisis del agua del acuitardo para la zona de estudio pues éstos no han sido llevados a cabo por las diferentes instituciones encargadas; no se consiguió determinar con la exactitud del caso, el grado de influencia sobre cada sistema de extracción en particular. Es importante enfatizar que cualquier estrategia de manejo de los pozos de extracción de una zona en particular, con el objetivo de mejorar su calidad del agua; inclusive en algunos casos el sustituir las plantas a pie de pozo, deberá estar respaldada por estudios que integren los aspectos ambientales y el conocimiento hidrogeológico.

En este estudio, la integración de los aspectos anteriores, dio como resultado el conocimiento preliminar de tres tipos de respuestas (hidráulica, geológica y química) que establecen la influencia que tiene la migración de contaminantes desde el SDSC hacia los pozos de la batería Santa Catarina Mixquic y que serán discutidas a continuación.

**Hidráulica.**- Mediante gradientes aparentes calculados, se determinaron dos escenarios de movimiento horizontal de agua subterránea, en estos, la dirección de movimiento no es hacia la zona de ubicación de estos pozos. Cabe añadir que la  $K$  de los materiales en la cercanía a los pozos de extracción es menor (sección 4.3.1.1. y 4.3.1.3) que la reportada para los alrededores del SDSC. Asimismo, algunos valores de  $K$  que fueron reportados en trabajos previos no precisan si las pruebas de permeabilidad fueron realizadas a las condiciones originales de saturación del material, por esta razón, se prefirieron aquellos valores que eran reportados por debajo del nivel estático.

**Geología.**- Estudios previos han determinado claramente el espesor del material que corresponde al acuitardo y que presenta su mayor grosor hacia la zona donde se ubican los pozos 6 a 13. La heterogeneidad y anisotropía del medio producto de intercalaciones de material piroclástico con material lacustre y aluvial propicia que se lleven a cabo importantes mecanismos de atenuación natural, los cuales tendrán mayor impacto sobre los contaminantes entre mayor sea la distancia que recorran desde su fuente de generación.

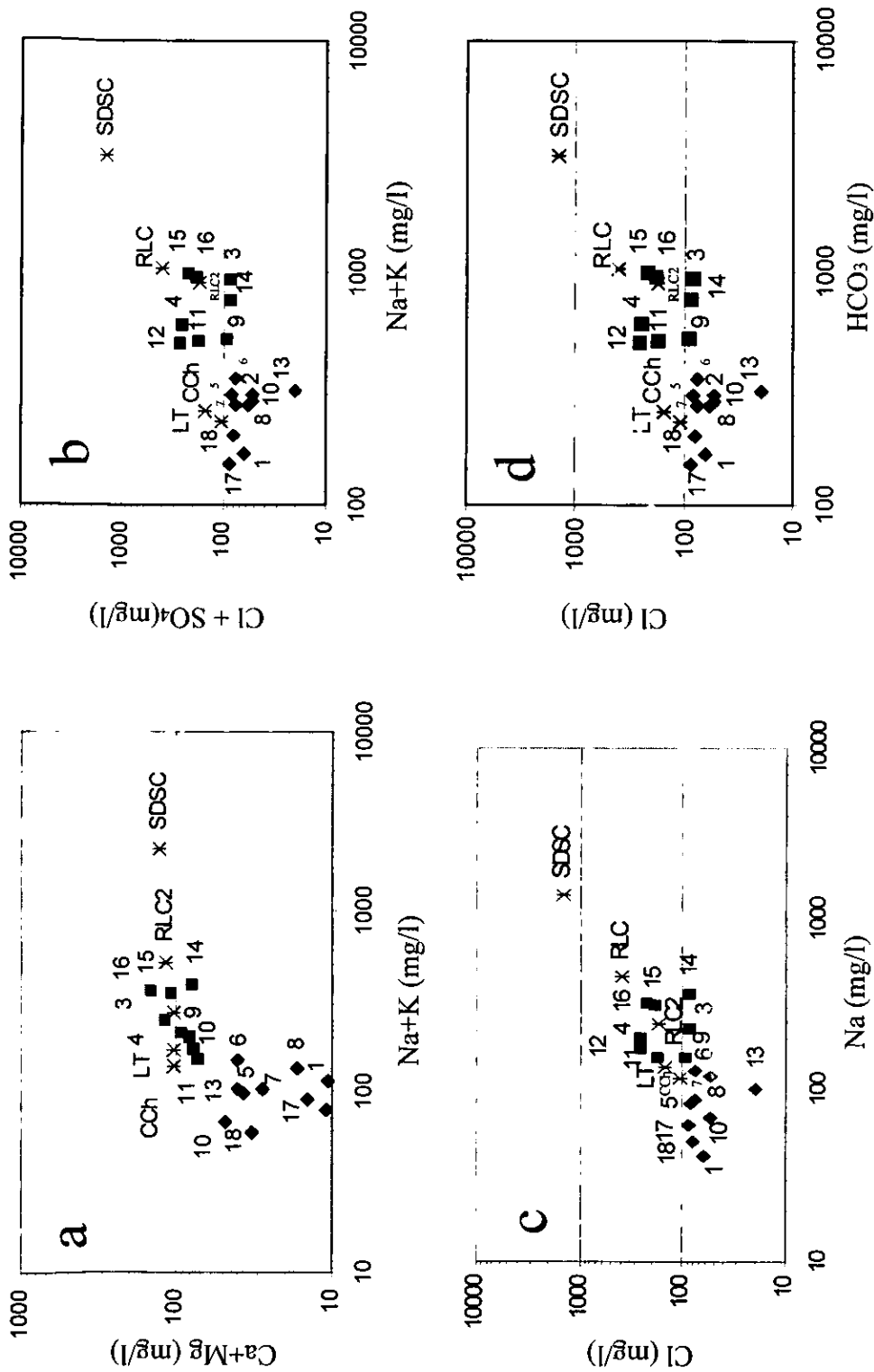


### NOMENCLATURA

- |   |                                       |    |   |
|---|---------------------------------------|----|---|
| ~ | Zonas de Descarga de Aguas Residuales | SD | Sitios de Disposición de Residuos Sólidos |
| ⛛ | Gasolineras                           | U  | Área Urbana sin Drenaje                   |
| ✈ | Aeropuerto                            | M  | Mexico Distrito Federal                   |
| + | Panteones                             | A  | Acuitardo                                 |
| — | Canales de Agua Residual              | ●  | Pozos de Extracción                       |
| I | Área Industrial                       |    |   |

Figura 19. Fuentes potenciales de contaminación de agua subterránea

Modificado de Huizar Álvarez *et al* 2001



**Figura 20.** Influencia de diferentes aportes de agua de mala calidad en los pozos de agua potable de la zona de Ixtapalapa. Pozos que presentan algún tipo de contaminación (■), pozos con agua de buena calidad (◆). Fuentes superficiales de contaminación (X): Laguna Tlahuac, LT; Canal de Chalco, CCh; Río La Compañía, RLC, RLC2; Sitio de disposición de residuos Santa Catarina, SDSC.



**Composición química.-** La calidad química del agua subterránea obtenida de los pozos del ramal Santa Catarina-Mixquic, varía con el tiempo y está cursando un proceso de deterioro paulatino. A pesar de las gestiones, no fue posible llevar a cabo muestreos personales de estos pozos así que se utilizaron datos históricos de calidad. Mediante el análisis de estos datos es como se estableció que parámetros inorgánicos de calidad como  $\text{NO}_3$ , Fe, Mn, Na y Cl no funcionan como indicadores de procesos de contaminación originados en el SDSC pues se tiene la presencia de estos elementos y compuestos en los canales de aguas negras y en aportes de zonas urbanas sin drenaje (Figura 20), además, se tiene la influencia del agua del acuitardo con una composición de Na en casos cercana a 4,500 mg/l. Por otra parte, la presencia de altos contenidos de materia orgánica (DBO y DQO) y  $\text{NO}_3$ , se atribuye a fenómenos de infiltración reciente, los cuales, de acuerdo con Morales, *et al*, 1991, se incrementan en época de lluvias. Debido a que los pozos se ubican en una zona donde el acuitardo corresponde a la parte más somera del material y éste presenta  $K$ 's muy bajas (de acuerdo con Vargas, 2001, para la planicie de Chalco la media geométrica es de  $1.81 \times 10^{-9} \text{ m s}^{-1}$  que incluye zonas con presencia de fracturas), deben tenerse en cuenta otras vías de contaminación, de origen superficial, de la parte acuífera subyacente, las cuales pueden estar relacionadas con la deficiente construcción, mantenimiento y operación de los pozos. La relación de estos aspectos con el deterioro de la calidad del agua será explicada en el siguiente capítulo.

Como quedó establecido, un factor que limita la extracción de agua subterránea en la zona de estudio, es el cambio de calidad físico-química del agua a extraerse. Debido a que los pozos captan mezclas de los diferentes sistemas de flujo, además de presentar influencias periódicas de agua superficial de distinta calidad (incluyendo infiltraciones de distinta calidad). Por lo tanto, es factible un mejoramiento de la calidad mediante un manejo eficiente de los pozos de abastecimiento, así se deberá considerar adecuaciones en la operación que sean reguladas por la respuesta observada en campo y laboratorio, tanto en el caso de un ramal particular, como para todos los pozos de una región específica. Tal respuesta debe ser evaluada sistemáticamente y de forma continua tomando en cuenta los siguientes elementos: i) realizar pruebas de bombeo con medición de parámetros de campo: temperatura, OD, Eh, pH, CE, STD, alcalinidad; y toma de muestras para análisis en laboratorio; ii) los análisis de laboratorio de las muestras deben considerar no sólo los indicadores tradicionales de calidad sino también elementos menores como Li y Sr, iii) debe establecerse con claridad las características de diseño, construcción y operación de los pozos a rehabilitar. Esto con el fin de contar con los elementos para el planteamiento de programas de extracción que permitan obtener agua de buena calidad físico-química a corto, mediano y largo plazos.

## VI. MEJORAMIENTO DE LA CALIDAD DEL AGUA OBTENIDA DE POZOS DE EXTRACCIÓN

Básicamente, durante el desarrollo de este trabajo se definió la problemática del agua subterránea en la Ciudad de México respecto al deterioro de calidad que ha sufrido en el transcurso del tiempo y se analizaron causas principales del mismo. En este caso, se analizó particularmente el área correspondiente a la Delegación Ixtapalapa y sus alrededores en la zona oriente que corresponden a los municipios de Chalco e Ixtapaluca en el Edo. de México.

Respecto a los diferentes causantes del deterioro de la calidad del agua, en el área poniente de la delegación Ixtapalapa se definió la influencia de flujos de agua subterránea más profundos de naturaleza intermedia y regional y de aportes de agua del acuitardo, sobre la calidad de agua resultante. Asimismo, fue necesario enfatizar el papel de dos fuentes de generación de flujos de agua superficial con gran concentración de contaminantes capaces de circular hacia la parte del sistema acuífero que subyace el área de estudio: i) el SDSC el cual al no estar revestido en el fondo, aún produce lixiviados que alcanzan el nivel de saturación; además, al recibir todavía residuos sólidos, a pesar de que fue oficialmente clausurado, presenta escurrimientos superficiales de lixiviado que aumentan en la época de lluvia. ii) el canal de aguas negras de La Compañía, que durante muchos años ha conducido aguas residuales provenientes de la zona oriente y se desconoce sobre planes oficiales para su entubamiento y iii) las áreas urbanas sin servicio de drenaje que se encuentran en la zona.

Se tiene claro que ambos se tomaron como casos representativos; pues en la zona poniente de la Delegación Ixtapalapa, se encuentran otros SD como el basurero clausurado de Santa Cruz Meyehualco y el canal de aguas negras de Tláhuac; sin embargo, se consideró en principio que es similar la composición de lixiviado y aguas residuales de éstos al de las fuentes antes mencionadas.

Debido a la necesidad que se tiene de aportar soluciones al problema de contaminación que representan las dos fuentes mencionadas, también en este trabajo se realizó una caracterización de las diferentes tecnologías de control y/o saneamiento, las cuales podrán ser empleadas de acuerdo con los objetivos buscados por las acciones de ingeniería ambiental. Estos objetivos a su vez deberán ser planteados posteriormente, con base en un análisis de los requerimientos o criterios de limpieza aplicables y relevantes respecto a los contaminantes presentes en las emisiones tanto de los SD como de los canales de aguas negras, los requerimientos para su adecuado confinamiento, así como el control de las fuentes de contaminación adicionales que han sido definidas; ya que como fue observado, en este momento no se cuenta con información suficiente de cada sitio, con la cual llevar a cabo el mencionado análisis. No obstante, la información obtenida sí permitió establecer lineamientos generales que pueden ser aplicados para conseguir un mejoramiento en la calidad del agua que se extrae de los pozos de la zona de estudio.

Hasta donde el presente trabajo abarcó, se pudo observar que la mayoría de los pozos de extracción del área poniente de Ixtapalapa presentaron una calidad de agua que resultó producto de un tipo particular de mezcla de diferentes grupos de flujo subterráneo y en algunos casos también se pudo detectar la influencia de fuentes de contaminación superficial tales como canales de aguas negras y

SD. Cabe resaltar que todos los casos analizados presentaron características muy particulares. Por lo tanto, este tipo de trabajos buscó definir el mecanismo de funcionamiento de los sistemas de flujo del agua subterránea y el efecto que tienen algunas fuentes de contaminación superficial, para plantear lineamientos de manejo más eficiente de los pozos de extracción, el cual permitirá finalmente, obtener mejoramiento en la calidad del agua extraída. Sin embargo, se debe considerar que bajo los esquemas anteriormente señalados no es posible establecer un único método, que permita lograr obtener la calidad del agua deseada, sino definir la problemática de cada pozo en forma particular. Por lo tanto, es posible establecer criterios generales a partir de la definición de algunas de las variables involucradas.

Es necesario reiterar que la calidad de agua extraída de los pozos, normalmente es una mezcla en diferentes proporciones, de los diferentes grupos de agua que saturan las unidades geológicas que componen el sistema acuífero; el cual es de más de 1,500 m de espesor y su extensión llega hasta más allá de las ciudades de Toluca, Pachuca, Puebla y vecindad de Cuernavaca.

En este trabajo también se presentaron evidencias que indican que la calidad del agua obtenida puede variar respecto a un régimen de extracción particular (ver pruebas de bombeo anexo 2). Sin embargo, los resultados presentados deben ser complementados con pruebas de bombeo en las que se pueda variar el caudal de extracción, y que el tiempo de bombeo sea del orden de días o, mejor aún, llevar a cabo pruebas de aforo de tres días, pues éstas darán más elementos de la evolución de agua respecto al caudal de extracción y tiempos largos de extracción; pues se ha visto en otras regiones de la Cuenca de México, como es la subcuenca del Río de las Avenidas en Pachuca Hidalgo, (ver localización en figura 1) que durante las pruebas de aforo con medición paralela de CE y temperatura, en algunos casos la calidad del agua mejoraba si se aumentaba el caudal de extracción, y en otros pozos, se requería un menor caudal de extracción para mejorar la calidad del agua obtenida. (Carrillo-Rivera, *et al*, 1999).

Adicionalmente, se plantea la necesidad de llevar a cabo un examen exhaustivo de los detalles de construcción y operación de los pozos estudiados; pues ambos aspectos son importantes causas de variabilidad de la calidad del agua. Debido a lo anterior, para el caso correspondiente a la parte del sistema acuífero de la Ciudad de México analizado, también fue necesario resaltar aspectos de construcción y operación de los pozos, que pueden condicionar problemas de calidad.

Es importante enfatizar que cualquier estrategia de manejo de los pozos de extracción de una zona en particular, con el objetivo de mejorar su calidad del agua; inclusive en algunos casos el sustituir las plantas a pie de pozo, deberá estar respaldada por estudios que integren tanto aspectos ambientales como de hidrogeología, pues como ha sido establecido para los pozos de la Delegación Ixtapalapa, la mezcla de agua resultante para cada pozo de extracción dependerá: i) de las características hidráulicas de las diferentes unidades hidrogeológicas, ii) de la presencia de fracturas, iii) del espesor de las diferentes unidades, iv) de las densidades relativas y características de los grupos de agua involucrados, v) del diseño, construcción y régimen de extracción del pozo y vi) de la influencia de las fuentes superficiales de contaminantes.

Dentro de las variables que están involucradas en la problemática de deterioro de la calidad del agua subterránea para la Ciudad de México, se expone a continuación de manera sucinta lo que respecta

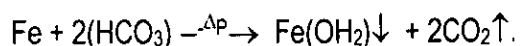
a la perforación, diseño, construcción y operación de los pozos de extracción, de manera que se aclare el papel que representan las actividades anteriormente mencionadas en la obtención de una determinada calidad de agua.

Actualmente, existen alrededor de 80 pozos de extracción en el área de estudio (sin considerar que posiblemente existan aprovechamientos no registrados); la mayoría de los cuales no fue posible conocer si presentan en su diseño y construcción, el sellado y aislamiento de su porción superior incluyendo aquellos que fueron construidos por industrias o particulares hace tiempo, como es el caso de los pozos de la Asunción y de la escuela CBTAS en las cercanías del SDSC (ver mapa figura 5).

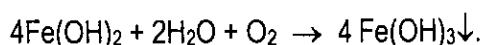
La definición de la problemática que existe respecto a los sistemas de extracción de agua subterránea, ha sido en parte definida en el trabajo previo de SMA (1999) se ha enriquecido con los resultados obtenidos por el presente, y es posible establecer que, tal problemática, de manera general, abarca los siguientes aspectos:

- i) El sistema de movimiento del agua que se establece durante la extracción puede permitir, después de un lapso dado, la entrada de agua de diferente calidad, contaminada de varias fuentes, incluso como fue determinado para algunos pozos pertenecientes al ramal Tlahuac (Ver capítulo 5.2.1.5). La solución de esta problemática conlleva planteamientos en diseño y construcción de pozos.
- ii) La mayoría de los pozos existentes tienen eficiencias electromecánicas menores al 40% y por otra parte, existe una baja eficiencia pozo-sistema acuífero, lo cual significa obtener la mitad del agua por el doble del costo de energía. Otros problemas que causan baja eficiencia son porque el pozo extrae arenas debido a una mala selección de la abertura de los filtros y de la granulometría del filtro de grava y /o la falta de desarrollo efectivo en los pozos; lo cual causa la presencia de arena que erosiona los tazones de las bombas y atascan los aspersores; este último hecho impide la aplicación de agua para algunos usos.
- iii) Para los pozos que atraviesan totalmente el acuitardo, se considera que el espacio entre la pared del pozo y el ademe constituye una vía para el acceso potencial de contaminantes desde la superficie hacia el subsuelo, este problema puede ser resuelto mediante un adecuado diseño y construcción de pozos.
- iv) En pozos de la zona de Santa Catarina-Mixquic, se reportaron concentraciones de  $Fe^{+2}$  superiores al valor máximo permisible (Becerril, 1991). Asimismo, personal de la DGCOH informa que se tienen altos contenidos de  $Fe^{+2}$  y  $Mn^{+2}$  en la batería de pozos Santa Catarina (Ing. Julia Jaramillo, DGCOH, comunicación personal), aunado a esto se presentan en anexo 1 resultados de análisis químicos de calidad del agua donde se registra que algunas muestras tomadas de los pozos de la batería de Ixtapalapa, Tláhuac-Neza y San Sebastián, presentan concentraciones de  $Fe^{+2}$  muy por encima del límite permisible para agua potable. Las propuestas para corregir esta problemática implican el manejo de los sistemas de extracción o tratamiento de agua a pie de pozo.

- v) Concentraciones altas de Fe en dichos pozos son producidas por disolución del Fe del material del ademe y de la bomba; efecto que es producido por la suma de varios factores entre los que destacan: i) agua con elevado contenido de CO<sub>2</sub>, ii) corrosión electrolítica producida por la presencia de diferentes tipos de metales en algunas partes de los equipos de bombeo y iii) existencia de bacterias.
- vi) Bacterias como *Aerobacter aerogenes*, *Escherichia coli* entre otras, que utilizan hidrógeno en sus procesos vitales ocasionan que la reacción de destrucción y corrosión electrolítica de metales se incremente. Otro tipo de bacterias conocidas como "Bacterias del hierro" (*Gallionella*, *Clonothrix*, *Crenothrix*, promueven la precipitación del Fe<sup>+2</sup> (ferroso) al oxidarlo a (férrico) Fe<sup>+3</sup>, lo cual se induce a partir del proceso de corrosión galvánica (producción de Fe<sup>+2</sup> a partir del metal de la tubería o bomba (Lloyd y Heathcote, 1985). La precipitación del Fe catalizada enzimáticamente y el rápido crecimiento de las bacterias crean un voluminoso material gelatinoso que rápidamente bloquea los poros de la rejilla del pozo y los sedimentos que rodean el pozo. A la vez destruyen muchas de las partes del sistema en especial aquellas que son de acero, u otro metal, más suave en la serie galvánica. Muchos otros tipos de bacterias de Fe inducen su precipitación a través de procesos no enzimáticos.
- vii) Una de las causas que pueden explicar las altas pérdidas de pozo (manifiestas como un abatimiento adicional), que se tuvieron durante las pruebas de bombeo para los pozos de Ixtapalapa, de acuerdo con los resultados de la aplicación del modelo numérico de Rathod-Rushton (1991) para definir las propiedades hidráulicas (anexo 2); son los problemas con incrustaciones generadas de la precipitación de CaCO<sub>3</sub> y MgCO<sub>3</sub>, y sus sulfatos, hidróxidos de Fe y Mn, silicatos de Al, las cuales pueden causar taponamiento por la producción de bacterias de Fe u otros microorganismos. El precipitado se deposita rellenando los vacíos y el flujo del agua hacia el pozo es reducido proporcionalmente. Además de las pérdidas de pozo, otras respuestas de causas similares es la corrosión y erosión del material de la bomba y de la tubería del pozo.
- viii) Durante el bombeo, la velocidad induce cambios de presión que pueden perturbar el equilibrio químico del agua subterránea y resultar en el depósito de Fe(OH) y Mn insolubles. La disolución de Fe es afectada por la reducción de presión como indica la reacción:



Asimismo, si se introduce oxígeno por aireación durante el bombeo, ocurrirá precipitación adicional de Fe(OH)<sub>3</sub> y de la misma forma sucedería con el Mn:



- ix) Las bacterias de Fe aparecen ampliamente en pozos abiertos a la atmósfera o cuando estas han sido introducidas al mismo en cualesquiera de las labores efectuadas por el contratista respectivo: perforador y/o instalador de equipo de bombeo, pues no se tiene como norma la desinfección de los equipos usados antes de introducirlos al pozo. Asimismo, las bacterias

prolifera al tener materia orgánica disuelta cuya degradación se hace evidente por un aumento en las concentraciones de  $\text{HCO}_3$ , ó  $\text{CO}_2$ .

Los cambios en la calidad química del agua subterránea que pueden lograrse mediante un control particular del sistema de extracción, se han presentado en muchas partes del mundo. Ejemplos clásicos incluyen la perturbación a los sistemas naturales de flujo del agua subterránea: i) salinización como resultado del avance de agua salada hacia los continentes (Bear *et al.*, 1968) y ii) flujo termal ascendente (Carrillo Rivera *et al.*, 1996).

Para el presente estudio, que abarcó el área correspondiente a la Delegación Ixtapalapa y a los municipios de Netzahualcoyotl y Chalco, los esfuerzos realizados para contar con datos en calidad y cantidad suficientes para el presente análisis, permiten hacer las siguientes propuestas respecto al mejoramiento de la calidad del agua subterránea extraída.

En principio, se parte de aceptar que las acciones de rehabilitación deben establecerse de acuerdo a si son para pozos existentes o para pozos nuevos. En el primer caso, el control de la calidad se puede lograr conociendo la respuesta del caudal de bombeo sobre la calidad del agua extraída en una prueba de bombeo escalonada y de allí definir la respuesta (caudal-calidad) deseada. En el segundo, se podrá controlar con más detalle si durante la perforación y desarrollo del pozo (consistente en extraer toda el agua subterránea que al inicio se encuentra con gran cantidad de material disuelto y en suspensión), se lleva a cabo un adecuado registro de la litología, y detalles constructivos del pozo, para ambos casos, será necesario conocer la respuesta de temperatura y CE durante la extracción. Asimismo, será requerido el apoyo de una prueba de bombeo escalonada (llamada así porque se lleva a cabo variando a un tiempo específico el caudal de extracción), en la cual se mida, además del caudal y abatimiento, la temperatura, pH, OD, Eh y CE del agua extraída.

Como se ha sostenido a lo largo del estudio, estas acciones permiten obtener datos para conocer más sobre las condiciones de funcionamiento particulares del pozo y su entorno, de manera que sea posible controlar su calidad. Por lo tanto, estas acciones deberán ser llevadas a cabo si se busca una mejoría de la calidad del agua en los alrededores del SDSC y el Canal de la Compañía, como pudo ser establecido para la zona poniente de la delegación Ixtapalapa.

En la zona poniente de Ixtapalapa, particularmente en el pozo 26 (San Sebastián), se identificó que a tiempos largos de extracción con caudales del orden de  $34 \text{ l s}^{-1}$ , se obtienen aportes importantes de agua del acuitardo. De acuerdo con la información litológica y el nivel estático medido (anexo 2), se infieren condiciones semiconfinadas para este pozo, lo cual implica una mezcla de agua del material granular con el agua con mayor contenido de sales del acuitardo. En este caso particular, una propuesta concreta del sistema de extracción en la zona se esquematiza en la figura 21. En ella se propone la construcción de pozos someros que extraigan un caudal  $Q_1$  que correspondería al aporte de agua de mala calidad (acuitardo, canales de aguas negras, lixiviados, etc.). Queda claro que esta acción disminuiría en una proporción equivalente a  $Q_1$  el caudal que actualmente se extrae ( $Q_2$ ), el cual sin embargo, mejoraría su calidad evitando con ello acciones de tratamiento posterior. Este esquema sin embargo por otro lado, requeriría del tratamiento del agua extraída por los pozos someros.

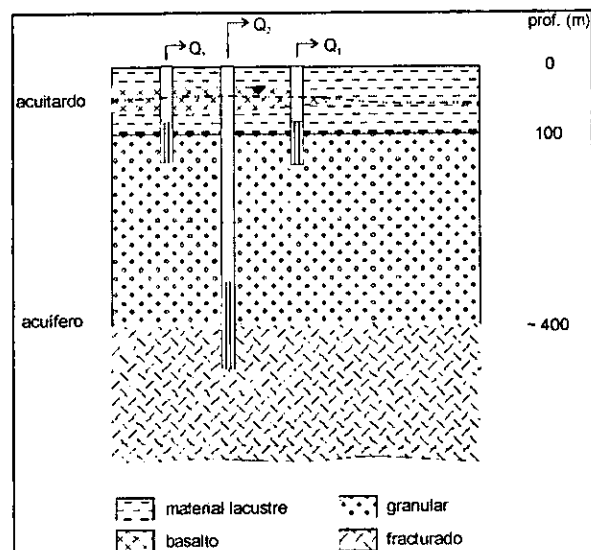


Figura 21. Esquema de propuesta de sistema de extracción de las diferentes unidades productoras a aprox. 400 m de profundidad.  $Q_1$ : caudal captado de flujos someros,  $Q_2$ : caudal extraído de flujos profundos. SMA, 1999.

La captación de agua de mala calidad proveniente del acuitardo también es un problema que se presenta en la zona de Chalco (ver sección 5.3), en este caso, en la batería de 14 pozos profundos Santa Catarina-Mixquic. Debido a la necesidad que tiene la población del agua que aportan estos pozos, se construyó la planta potabilizadora La Caldera, hacia la cual son enviados los caudales producidos para su tratamiento, con lo cual se redujo la problemática generada por el abasto a la población de agua de mala calidad. Sin embargo, estas acciones no procuran el mantenimiento y manejo adecuado de los pozos, lo cual aumentaría la vida útil de los mismos. Asimismo, se tiene ahora que disponer de los lodos generados en la planta potabilizadora así como de los altos costos que implica la operación y compra de materia prima de una potabilizadora. En este sentido, resulta justificable instrumentar en campo propuestas como la señalada anteriormente.

Otras propuestas de diseño construcción y operación de pozos en Ixtapalapa y zonas aledañas pueden plantearse a partir de las condiciones hidrogeológicas aquí establecidas, con el fin de controlar la calidad del agua extraída en los pozos mediante una adecuada elección de los siguientes elementos:

i) **Profundidad del pozo.**- Como se muestra en el anexo 1, la mayoría de los pozos de abastecimiento presentaron un potencial redox (Eh) negativo, lo cual pone de manifiesto zonas anaerobias-anóxicas que pueden propiciar la movilidad de elementos como el  $Fe^{+2}$  y  $Mn^{+2}$ ; estas zonas son asociadas a las partes someras del sistema acuífero con contenidos altos de materia orgánica (ver análisis de DBO y DQO de las zonas alrededor del SDSC en anexo 5), a mayores profundidades sin embargo, la evidencia geológica y los tiempos de llegada calculados para contaminantes conservativos, sugieren que los contenidos de materia orgánica son nulos, por lo que estudios que definan claramente parámetros como Eh, pH y OD a profundidades mayores a 400 m (excepto los pozos profundos del ramal Santa Catarina-Mixquic, la mayoría de los pozos de la Delegación Ixtapalapa tienen menos de 200 m de profundidad), serán útiles en la determinación de

la profundidad de los nuevos pozos para abastecimiento. Esto implica que durante la fase de perforación se tomen datos de CE y temperatura, así como su viscosidad y densidad, además de los otros registros comunes.

ii) **Diseño constructivo.**- Para evitar que el agua de saturación del acuitardo, que en la zona presenta altas concentraciones de STD, sea captada por los pozos de abastecimiento, se debe proceder a cortar la comunicación hidráulica entre estas unidades; tal comunicación en parte se debe a que el diseño constructivo de algunos pozos. El pozo 26 contempla la ubicación de tubería ranurada desde la parte inferior del acuitardo hasta la unidad acuífera. En principio, las variaciones en la calidad del agua que se reportan para la zona correspondiente al ramal Santa Catarina (pozos analizados 46 y 47), también fueron atribuidas a mezclas de agua del acuitardo (sección 5.2.1.5.); adicionalmente, también se detectó una componente de agua contaminada de fuentes superficiales por la semejanza química (elementos mayores) en distribución de algunas muestras de agua de estos pozos con muestras provenientes de canales con aguas negras y aguas negras tratadas (ver gráfico en figura 19). Por lo tanto, para abordar el problema de diseño constructivo con el objetivo de disminuir estos aportes de agua de mala calidad, será necesario conocer cada uno por su composición química de manera que se pueda definir su grado de contribución en la composición química final del agua. Lo anterior requerirá llevar a cabo análisis químicos que incluyan los siguientes: parámetros de campo (Eh, pH, CE y alcalinidad), análisis bacteriológicos, cationes y aniones mayores, elementos menores y traza, compuestos orgánicos del tipo detectado en las fuentes contaminantes (acuitardo, lixiviado, agua residual). Estos análisis deberán llevarse a cabo a diferentes profundidades en el acuitardo, en agua subterránea y en las fuentes contaminantes aledañas; bajo un estricto control de la toma y conservación de la muestra y medición de parámetros. Adicionalmente, debe considerarse que los pozos, debido a una deficiente construcción, pueden carecer de un adecuado sello sanitario en su parte superior que propicie una vía directa de acceso de contaminantes a la unidad acuífera. Debido al riesgo de contaminación que se tiene en la zona de estudio por la presencia de fuentes contaminantes superficiales, la inspección de pozos de abastecimiento en operación o clausurados debería ser sistemática, no obstante, no se encontraron reportes de que se halla realizado.

iii) **Caudal de extracción.**- Para conocer porque un pozo aporta un caudal determinado y cómo este influye en la obtención de una determinada calidad de agua, es indispensable la toma de datos de temperatura y CE durante la etapa de aforo y desarrollo del pozo. En principio, estos datos son necesarios para correlacionar el caudal de extracción con la calidad del agua obtenida. Asimismo, será también importante observar la correlación entre el caudal producido y el nivel de abatimiento, lo cual también indica el grado de obturación que puede tener el pozo. En trabajos anteriores se encontró que la limpieza de los sistemas de captación y el material que los rodea puede ser determinante en la captación de determinado grupo de agua. Carrillo-Rivera, *et al*, (1999) en pozos de Pachuca proponen ampliar el caudal de extracción de los mismos para aumentar la captación de flujos profundos, utilizando durante el desarrollo del pozo un dispersor de arcillas con el cual limpiar las fracturas por donde circulan este tipo de flujo. Cabe añadir que para la zona estudiada, un aumento controlado del caudal proveniente de flujos más profundos podría mitigar la captación de aportes superficiales provenientes de canales de aguas negras, lixiviados o acuitardo.



iv) **Tiempo de operación.**- Como quedó establecido por los resultados y análisis aquí presentados, la calidad del agua en un pozo de abastecimiento debe ser continua y sistemáticamente determinada, para poder definir el grado de influencia que tiene el tiempo de operación sobre la misma. En este sentido, las pruebas de aforo de varios días llevando a cabo la medición estricta de los parámetros de campo anteriormente especificados, es necesaria para hacer planteamientos respecto a periodos de operación en los cuales sea posible obtener un mejoramiento en la calidad del agua. Por ejemplo, para algunos pozos de la batería Santa Catarina-Mixquic, existen evidencias de aumento importante de STD,  $Fe^{+2}$ ,  $Cl^-$  y otros elementos durante los meses de mayor precipitación pluvial (Morales, *et al*, 1990); resulta factible que tales aumentos puedan ser mitigados reduciendo los tiempos de operación continua o el caudal en esas épocas del año.

Estos elementos deben ser seleccionados tomando en cuenta el marco hidrogeológico de referencia y a partir de llevar a cabo un programa de muestreo completo en la zona, el cual incluya la estricta medición de parámetros de campo (temperatura, CE, STD, alcalinidad, pH, Eh y OD), de todas las unidades de posible aporte identificadas. Asimismo, de acuerdo con los resultados reportados por este trabajo, se establece la necesidad de llevar a cabo pruebas de aforo con mediciones de características fisicoquímicas en los pozos que se encuentran en vías de iniciar su operación.

## VII. CONCLUSIONES

1. La complejidad de la problemática ambiental relacionada con el agua subterránea en la Ciudad de México se debe principalmente, a que durante el manejo del recurso, las políticas no han sido suficientemente aplicadas desde una perspectiva integral que incluya adecuadamente el contexto regional en el que se ubica la Ciudad; esto ha ocasionado una importante afectación en regiones aledañas y ha condicionado, hacia el interior, aumentos en el deterioro de la calidad del agua subterránea.
2. La aplicación de la teoría de los sistemas de flujo es importante para la definición de estrategias que disminuyan el deterioro de la calidad del agua que se extrae por pozos, debido a procesos de contaminación; pues nos permite distinguir más de un proceso de contaminación que pueda influir. Tal deterioro, puede ser atenuado por el propio medio natural, mediante una serie de mecanismos que deben ser adecuadamente definidos. Por otra parte, también deben ser determinados aspectos tales como, las características del contaminante, los métodos de diagnóstico y evaluación y las características particulares de la zona afectada con el fin de plantear medios de control más eficientes.
3. Con base en la información recabada de trabajos anteriores, se consideró que las unidades hidrogeológicas acuíferas que aportan agua a los diferentes pozos ubicados en la Delegación Ixtapalapa y zona de Santa Catarina son, de las más someras a las más profundas: i) acuitardo, ii) unidad intergranular y iii) unidad fisurada. La comunicación hidráulica que se tiene entre estas unidades se hace evidente de los análisis fisicoquímicos de la composición del agua subterránea y las variaciones de parámetros como la temperatura y calidad fisicoquímica del agua definidas durante el tiempo de extracción.
4. A partir de los contenidos de Sr reportados por este trabajo para algunas muestras de agua subterránea obtenidas en el área de estudio; aunado al hecho de que no se ha logrado definir la profundidad del basamento impermeable, como se discute en el capítulo IV, se estimó que en la zona de estudio algunos pozos de abastecimiento captan flujos que pueden circular a profundidades mayores a 1500 m (Figura 4). Por lo que se considera que el espesor del sistema acuífero de la Ciudad de México es mayor a 1500 m. Tal espesor, aunado a la extensión geográfica de las unidades acuíferas que abarca más allá de Toluca, Pachuca, Puebla y considerando la heterogeneidad del medio geológico, hacen factible la existencia de diferentes sistemas de flujo (locales, intermedios y regionales), de acuerdo con Tóth (1963).
5. El presente estudio se realizó bajo la óptica de que existen varios sistemas de flujo de agua subterránea (con diferentes propiedades químicas y físicas) los cuales se desplazan a diferente profundidad y cuya calidad depende de su origen y tiempo de circulación. A partir de esta hipótesis, se presentaron evidencias que muestran que el agua obtenida durante la extracción en pozos de abastecimiento del área de estudio, es una mezcla de diferentes flujos que circulan a través de las diferentes unidades que conforman el sistema acuífero.

Así, se concluye que para la Delegación Ixtapalapa se identificaron cinco grupos de agua con características físicas y químicas particulares:

- Grupo I.- con 20°C, un contenido de STD de 230 – 315 mg/l, 70 mg/l de Cl<sup>-</sup> y 0.1 mg/l de Li.
- Grupo II.- con 19°C, un contenido de STD de 400-500 mg/l, 38 – 258 mg/l de Cl<sup>-</sup> y 0.12, 0.28 mg/l de Li y Sr respectivamente.
- Grupo III.- con mayor temperatura que el anterior, 23.4°C, y contenidos de STD, Cl<sup>-</sup>, Li y Sr, de 474, 80, 0.6 y 0.08 mg/l respectivamente.
- Grupo IV.- que tuvo una temperatura de 24.8°C, se caracterizó por los siguientes valores, 600 – 933 mg/l de STD, 100 mg/l de Cl<sup>-</sup>, y 0.54 y 0.48 mg/l de Li y Sr respectivamente.
- Grupo V.- se caracterizó por presentar los más altos contenidos de STD (935 – 1167 mg/l respectivamente), 86 mg/l de Cl<sup>-</sup>, 0.4 y 0.3 mg/l de Li y Sr respectivamente, y 20.5°C de temperatura.

Las características de los grupos III y IV indican influencia de flujos de naturaleza regional, los grupos II y V de flujos intermedios y el grupo I de flujos locales. Sin embargo, para los flujos más profundos no se encontró un grupo cuyas características fueran típicas de flujos intermedios o regionales puros. Esto se atribuye a las variaciones en la composición química y temperatura de las muestras de agua obtenidas de los diferentes sistemas de extracción de agua subterránea, lo cual indica que se está extrayendo agua resultado de la mezcla de diferentes tipos de flujo regional, que descargan en una forma natural en el ex lago de Texcoco y que provenían radialmente de toda la periferia de la Cuenca de México, por lo que circulan por diferente tipo de unidades geológicas.

6. Respecto a la influencia de fuentes contaminantes, se detectó por análisis de pruebas de bombeo con medición paralela de temperatura y STD (a partir de CE), así como análisis de calidad de agua y contenidos de metales pesados lo siguiente:
  - i) Existe un aporte intermitente, que proviene de canales de aguas negras en los pozos del ramal Tláhuac-Neza; el cual fue identificado por variaciones en los contenidos de Cl<sup>-</sup> y STD, durante el desarrollo de las pruebas de bombeo.
  - ii) Los contenidos de STD, Cl<sup>-</sup> y NO<sub>3</sub><sup>-</sup> y las variaciones que se tuvieron de estos parámetros en las diferentes muestras tomadas de los pozos 46 y 47 pertenecientes al ramal Santa Catarina, indicaron que estos pozos captan flujo de agua proveniente de canales de agua superficial (mezcla de aguas de escurrimiento, precipitación y residuales). Este aporte sin embargo, no se presenta de manera continua.
  - iii) El agua del acuitardo es la fuente principal de contaminación que produce altos contenidos de Cl<sup>-</sup>, Na<sup>+</sup> y K<sup>+</sup> en la batería Santa Catarina-Mixquic. La alta concentración de materia orgánica y NO<sub>3</sub><sup>-</sup>; así como las variación que se tienen en época de secas y de lluvia de los contenidos isotópicos de deuterio y oxígeno-18, indicaron que estos pozos tienen además, aporte de agua contaminada de infiltración reciente.

iv) En los pozos 11, 13, y 38, se determinó la influencia de flujo vertical de fuentes naturales profundas el cual se identificó por la entrada de agua con mayor temperatura ( $<23^{\circ}\text{C}$ ), salinidad ( $< 500 \text{ mg/l}$ ) y contenido alto de elementos como Li y Sr ( $< 0.3 \text{ mg/l}$ ) que indican mayores tiempos de residencia. Sin embargo, el bajo aumento de temperatura (alrededor de  $2^{\circ}\text{C}$ ) sugiere que el ascenso del flujo regional es lento y reciente.

v) La información que se consiguió sobre la litología y posición del nivel estático en los pozos, así como del diseño constructivo fue utilizada como apoyo a la definición del tipo de entrada de agua al pozo; para el caso del pozo 26 también se identificó la entrada de agua procedente del acuitardo, este aporte fue notado en principio, por un constante aumento de salinidad durante el tiempo de bombeo en contraste con una baja y constante temperatura del agua extraída.

vi) Respecto a los pozos del ramal Santa Catarina-Mixquic, se obtuvieron las siguientes conclusiones: a) de acuerdo con el gradiente para 1999, la determinación de la dirección de flujo aparente desde el SDSC indicó una dirección general de movimiento, que no corresponde a un movimiento hacia la zona de los pozos (para escenario 1, hacia el sureste, escenario 2 al oeste, b) los pozos presentan condiciones semiconfinadas por la influencia del acuitardo, cuyas características pueden propiciar la generación de zonas reductoras de naturaleza local, c) la velocidad de flujo obtenida a partir de la  $K$  medida para diferentes unidades hidrogeológicas, varió de  $5.49 \times 10^{-10} \text{ m s}^{-1}$  para unidades con  $K$  baja, a  $5.39 \times 10^{-3} \text{ m s}^{-1}$  para las unidades con mayor  $K$ . El cálculo de velocidades relativas, y sin considerar los efectos de dispersión, indicó que los tiempos de llegada del frente de lixiviado para contaminantes conservativos a partir de una distancia de 5km es de: aproximadamente 14 años para los parámetros más altos d) la presencia de altas concentraciones de  $\text{NO}_3^-$  y  $\text{Fe}^{+2}$ , no tiene correlación directa con el transporte de lixiviados, su presencia se atribuye a procesos de contaminación por infiltración reciente más que a transporte de contaminantes desde el SDSC, pues esto último implicaría un recorrido de 5 km en material heterogéneo

vii) Registros de la composición de lixiviados provenientes del SDSC y de otros canales de conducción de agua residual, fueron considerados tipos extremos, los cuales permitieron definir una clara tendencia al deterioro en la calidad del agua subterránea debido a estas fuentes, en el caso de los pozos: 11, 13, 46 y 47. Sin embargo, no se tienen análisis fisicoquímicos del agua del acuitardo, lo cual impidió determinar con la exactitud del caso los grupos extremos particulares y el grado de influencia sobre cada sistema de extracción en particular.

7. Un factor que limita la extracción de agua subterránea en la zona de estudio, es el cambio de calidad físico-química del agua a extraerse, debido a que los pozos captan mezclas de los diferentes sistemas de flujo, además de presentar influencias periódicas de agua superficial de distinta calidad (infiltraciones de distinta calidad). Debido a esto, no es posible establecer un método único, que permita lograr obtener la calidad del agua deseada. Se considera necesario definir la problemática de cada pozo en forma particular de manera que

se puedan establecer criterios generales a partir de la definición de algunas de las variables involucradas. Por lo tanto, el manejo propuesto de los pozos de abastecimiento número 26, 46 y 47, definido con base en las condiciones hidrogeológicas particulares, considera en principio la ubicación de pozos someros que extraigan el agua proveniente del acuitardo y fuentes superficiales, esta acción implica la disminución del caudal actual de extracción. Adicionalmente, para los pozos del ramal Santa Catarina y Santa Catarina-Mixquic (SC1, SC2, en figura 6), deberán realizarse adecuaciones en la operación que sean reguladas por la respuesta observada en campo y en el laboratorio. Tal respuesta debe ser evaluada sistemáticamente y de forma continua tomando en cuenta los siguientes elementos:

- o pruebas de bombeo a caudal constante y escalonadas, con medición de parámetros de campo, al menos, temperatura, OD, Eh, pH, CE, STD, alcalinidad; y toma de muestras para análisis en laboratorio;
  - o análisis de laboratorio de las muestras que deben considerar no sólo los indicadores tradicionales de calidad, sino también elementos menores especialmente Li y Sr, cuya presencia es indicativa del aporte de flujos subterráneos con mayores tiempos de residencia.
  - o Se encontró que el diagnóstico del estado actual de los pozos de abastecimiento con el fin de encontrar problemas en la operación y en el estado actual del ademe y filtro de grava y de los equipos (mal sellado de los pozos, corrosión, obturación por arenas, etc), es indispensable para la definición de un método de operación que conduzca al mejoramiento de la calidad del agua obtenida.
8. Es necesario establecer el modelo conceptual de funcionamiento del pozo-unidades productoras para marcar los controles a la calidad del agua extraída por los pozos. La necesidad de conocer la evolución de la calidad con el tiempo de extracción, es incluso extremadamente importante para poder diseñar el método de tratamiento si fuera necesario. Lo anterior debido a que con los datos generados en este contexto se conocerá, ya sea la calidad del agua a producir sin planta de tratamiento, o en su caso, la calidad esperada para hacer un tratamiento más eficiente.

## **VIII. RECOMENDACIONES**

Los estudios y análisis hasta aquí discutidos, ponen de manifiesto la necesidad de conocer el funcionamiento del agua subterránea que circula por debajo de la Ciudad de México desde la perspectiva de la existencia de sistemas de flujo de agua subterránea con diferente calidad química y cuya continuidad hidráulica puede extenderse más de 1500 m en la vertical y más allá de los límites de la Cuenca en la horizontal.

Este esquema resulta de gran importancia para estudios específicos sobre procesos de contaminación, debido a la presencia de múltiples y numerosas fuentes de contaminación en áreas de la Ciudad como la Delegación Ixtapalapa, donde las medidas de control de una fuente puntual, aunque necesarias, pueden no tener el efecto esperado sobre la calidad del agua que se extrae. Adicionalmente, se debe considerar la influencia de procesos de contaminación natural por la inducción durante el bombeo de flujos más profundos; pues desde el punto de vista ambiental y de costos, resulta más barato operar adecuadamente un pozo que construir una planta de tratamiento a pie de pozo.

Esta afirmación requiere posterior determinación mediante pruebas de bombeo con toma de muestras paralela y determinación de parámetros como temperatura y STD, las cuales por otra parte, son necesarias para conocer cómo las políticas de extracción en los pozos (caudal de extracción, tiempo de bombeo, operación), influyen sobre la calidad del agua; y a partir de esto es posible definir políticas de manejo de pozos para controlar la calidad del agua obtenida.

Además, durante los trabajos en campo en los sistemas de extracción existentes, con el objeto de determinar condiciones de operación que mejoren la calidad del agua obtenida, deben establecerse las características de diseño, construcción y operación de los pozos a rehabilitar. Esto con el fin de contar con los elementos para el planteamiento de programas de extracción y de ser el caso rehabilitación, que permitan obtener agua de buena calidad físico-química a corto, mediano y largo plazos.

Finalmente, debido a la presencia de los canales de aguas negras y el agua del acuitardo sobre la calidad del agua obtenida en el Ramal Santa Catarina-Mixquic, se recomienda llevar a cabo un estudio de campo que permita determinar el grado de influencia que tienen las diferentes fuentes de contaminación, incluyendo la natural, sobre su calidad, asimismo se recomienda hacer inspecciones minuciosas al estado físico actual y métodos de operación, de los 14 sistemas de extracción con el fin de descubrir los problemas que presenten.

## IX. LITERATURA CITADA

- AIC (Academia de la Investigación Científica, A.C), Academia Nacional de Ingeniería, A.C. National Reserarch Council.1995. El agua y la Ciudad de México. National Academy, Press Washington. En: <http://lanic.uteas.edu/world/search>.
- Arizabalo R. D., y Díaz G. 1997. La contaminación del agua subterránea y su transporte en medios porosos. *Cuadernos del Instituto de Geofísica UNAM*. Pp. 17 - 23.
- Barker, J. F., Cherry, J. A., Reindard, M., Pankow, J.F., y Zapico, M.M. 1989. Final report: The occurrence and mobility of hazardous organic chemicals in groundwater at several Ontario landfills: research Advisory Committee Project No. 118 PL for Environment Ontario, 148p.
- Becerril, A. J. 1991. Estudio de la calidad del agua en pozos cercanos al tiradero de basura de Santa Catarina, *Tesis de Maestría en Ingeniería Ambiental DEP-FI UNAM*. Pp. 18-21, 137-148.
- Bianchi – Mosquera, G., Allen-King, R. Y Mackay, D. (1994) Enhanced degradation of dissolved benzene and toluene using a solid oxygen-releasing compound, *GWMR*, 120-128.
- Birkle P., Rodríguez Torres, V., y González Partida, E. 1998. The water balance for the Basin of the Valley of Mexico and implications for future water consumption. *Hydrogeology Journal*. 6: pp. 500-517.
- Blengino A. M., Veggi S., Manassero M., Rossello A., y Spanna C. 1996. Investigation, monitoring system and stability analysis of an old canyon landfill. *Environmental Geotechnics*, Kamon (ed).
- Blowes D., Ptacek, C., Cherry J., Gillham R., y Robertson W. 1999. Pasive remediation of groundwater using In Situ treatment curtains.
- Canter L., Knox R., y Fairchild D. 1988. *Ground Water Quality Protección*. Lewis Publishers, Estados Unidos. 562 pags.
- Cardona, A. y Hernández, N,1995. Modelo geoquímico conceptual de la evolución del agua subterránea en el valle de México. *Ingeniería Hidráulica en México*, septiembre–diciembre de 1995, p71-90.
- Cardona, A. y Carrillo-Rivera, J.J. 1998. Situación Hidrogeológica de las Cuencas de San Luis Potosí, Aguascalientes e Hidalgo, como referencia conceptual del Funcionamiento del Agua Subterránea en la Región Centro del País. *Memoria del Simposio Internacional de Aguas Subterráneas*. Castellanos, J., Carrillo, J. y Hernández-Yañez, C. (Eds.). IAH, ALHSUD. Pp. 69-83.
- Carrillo-Rivera J. J. 1992. The Hydrogeology of the San Luis Potosi area, Mexico. Thesis, Ph. D. University of London., United Kingdom, Pp. 5-11.
- Carrillo-Rivera J., Cardona, A. y Margain, K. 1997. Groundwater flow and environmental impact in Mexico. *Geografía y Desarrollo*, no. 15: Pp.17-26.
- Carrillo-Rivera J. J., Cardona, A. y Moss, D. 1996. Importance of the vertical component of groundwater flow: a hydrogeochemical approach in the valley of San Luis Potosi, Mexico. *Journal of Hydrology*, 185. Pp. 23-44.
- Carrillo-Rivera, J. J. y Cardona, A. 1998. Relación Agua Subterránea y Ambiente. *Memoria del Simposio Internacional de Aguas Subterráneas*. Castellanos, J., Carrillo, J. y Hernández-Yañez, C. (Eds.). IAH, ALHSUD. Gto. México. Pp. 122 - 136.
- Carrillo-Rivera, J.J., Cardona, A., Hergt, T., Huizar, A. R., y Kobr, M. 1999. Marco geológico, hidrogeología subterránea, hidrogeoquímica, análisis geomorfológico y registros de

- temperatura en la subcuenca del Río de las Avenidas, Reporte Final CAASIM, Hidalgo, México. 268p.
- Carrillo-Rivera, J. J. 2000. Application of the groundwater-balance equation to indicate interbasin and vertical flow in two semi-arid drainage basins, México. *Hydrogeol. J.* 8:503-520.
- CAVM (Comisión de Aguas del Valle de México). 1966. Datos del Valle de México, Periodo 1959-1963, *Boletín de mecánica de Suelos*, No. 4, México.
- Custodio, E., y Llamas, M. 1983. Hidrología Subterránea. 2ª ed. T.II. Omega. Barcelona. 2347p. Cap. 18.3, *Contaminación de las aguas subterráneas*. pp. 1905 - 1931.
- Deutsch, W. J. 1997. Groundwater geochemistry, fundamentals and applications to contamination. *Lewis Publishers*. New York. 221p.
- De Csema, Z., De la Fuente-Duch, M., Palacios-Nieto, M.; Triay, L., Mitre-Salazar, L.M., Mota-Palomino, R., 1987. Estructura geológica-gravimetría sismicidad y relaciones neotectónicas regionales de la Cuenca de México: *Univ. Nal. Autón. Méx. Inst. Geol. Bull.* 104, 71pp
- DGCOH, 1996. Modelo de calidad del agua del acuífero de la parte sur de la Cuenca de México. Por Montgomery Wattson para *Dirección general de Construcción y Operación Hidráulica*, No 6-CO4-1-0253, pp 110
- DGCOH, 1999. Medición del nivel estático en pozos ubicados en la parte sur del Valle de México, para cuantificar su evolución, 1999. Por Lesser y asociados, SA de Cv, para *Dirección General de Construcción y Operación Hidráulica, Gobierno del Distrito Federal*.
- DGSU (Dirección General de Servicios Urbanos) 1991. Estudio regional del marco geológico geohidrológico de la Cuenca del Valle de México y su relación con la ubicación de los tiraderos localizados en ella. *Estudios y Proyectos Moro*, para *Dirección General de Servicios Urbanos, Gobierno del Distrito Federal*, proyecto No. SU-2-31-1-691.
- DGSU 1992. Estudios Geohidrológicos-Geológicos de detalle al cierre del Tiradero de Santa Catarina. EXYCO para *Dirección General de Servicios Urbanos, Gobierno del Distrito Federal*, proyecto No. SU-2-31-1-397.
- DGSU, 1992b. Evaluación de pozos de monitoreo de biogás para los sitios de disposición final, en Santa Catarina y Alameda Poniente. Consultores S.A. de C.V. para *Dirección General de Servicios Urbanos, Gobierno del Distrito Federal*, proyecto No. SU-2-31-892.
- Durazo, L. J. y Farvolden, R. N. 1989. The groundwater regime of the valley of Mexico from historical evidence and field observations, *Journal of Hydrology*, 112. Pp. 171-190.
- Engelen, G. B y Jones, G. P. 1986. Water systems, methodology and definitions. En *Developments in the analysis of groundwater flow systems*, Editors: G.B.Engelen y G.P. Jones, publicación de IAHS 63:67-107.
- Edmunds, W. M., Cook, J. M. y Miles, D. L., 1986. Lithium mobility and cycling in dilute continental water. En: *Water-Rock Interaction V*, Proc. Int. Congress. Resúmenes en extenso, pp. 183-187.
- Edmunds., W. M., Carrillo-Rivera, J. J. y Cardona A. 2001. Geochemical Evolution of Groundwater Beneath Mexico City. *J Hydrology*. En Prensa
- GDF-JICA, 1999. Estudio sobre el manejo de residuos sólidos para la Ciudad de México de los Estados Unidos Mexicanos. *Agencia de Cooperación Internacional de Japón, Gobierno del Distrito Federal*.
- Farqahar, G. F., 1989, Landfill leachate migration in soil: *Can. Geotech. J.*, 6, p. 51-87.
- Freeze, A. y Cherry, J. 1979. Groundwater. *Prentice Hall*.



- Frisancho-Ortiz, R. A. 1996. Estudio Geohidrológico del área de Santa Catarina Mixquic, Tlahuac D.F. Tesis Licenciatura. *Facultad de Ingeniería UNAM*. 117p.
- GDF, 2000. Impacto ambiental a la calidad del agua subterránea en la zona comprendida entre Santa Fé e Ixtapalapa, DF. Informe Final para Programa Conserva, *Instituto de Geografía, UNAM*.
- González-Morán T., y Rodríguez, R. (1996) Identificación por métodos geoelectricos de la pluma contaminante asociada al basurero de Santa Catarina, subcuena de Chalco; evaluación del impacto ambiental sobre la alteración de la calidad del agua subterránea. En *La situación Ambiental de México*. Rivero Serrano y Ponciano Rodríguez. (Eds.) Programa Universitario del Medio Ambiente. UNAM pp.882-889.
- Greenhouse, J., y Slaine, D. 1986. Geophysical modelling and mapping of contaminated groundwater around three waste disposal sites in southern Ontario. *Can. Geotech. J.* 23, pp. 372-384.
- Hem, D. J. 1985. Study and Interpretation of the chemical characteristics of natural water. *U. S. Geol. Survey. Water Supply P.* 2254.
- Herrera, I. R., Yates, R., y Hennart, J. P. 1982. Estudio del hundimiento y balance de los acuíferos subterráneos de la Ciudad de México. Gobierno del Distrito Federal (Antes DDF), Contrato 0-33-1-275, IMAS-UNAM.
- Hopkins, G. y McCarthy, P. (1995) Field evaluation of *in situ* aerobic cometabolism of trichloroethylene and three trichloroethylene isomers using phenol and toluene as the primary substrates. *Environ. Sci. Technol.*, 29, 1628 – 1637.
- Hubbert, K. M. 1940. The Theory of Groundwater Motion, *J. Geology*. 48:8, pp 785-944.
- Huizar-Alvarez, R. 1993. Simulación matemática del sistema acuífero de Chalco – Amecameca, México. *Geofísica Internacional*, 32:1, pp. 57 – 79.
- Huizar, A. y Carrillo-Rivera, J. 1998. Panorama General del Agua Subterránea en la Ciudad de México. *Memoria del Simposio Internacional de Aguas Subterráneas*. Castellanos, J., Carrillo, J. y Hernández – Yañez, C. (Eds.). Pp. 61 – 68.
- Huizar-Álvarez, R., Carrillo-Rivera, JJ., Cardona, A., Hergt, T., Angeles-Serrano, G. 2001. Chemical Response To Groundwater Abstraction In The South-East Of Mexico City. Enviado a *Groundwater Pollution Control*.
- Kuajara, O., Sanchez, J. C. D., Ballestrin. R. A., y Teixeira, E. C. 1997. Environmental monitoring of the north Porto Alegre landfill, Brazil. *Water Environment Research*, 69:6, pp. 1170-1176.
- Leal, B., R. 1997. Sorción de metales traza y compuestos orgánicos por las arcillas en las proximidades de la CD. de México. *Tesis Maestría en Ingeniería Ambiental*. División de Estudios de Postgrado, Facultad de Ingeniería. UNAM.
- Lema J. M, Mendez R. y Blazquez R. (1988) Characteristics of landfill leachates and alternatives for their treatment: a review. *Water Air & Soil Pollut.* 40: 223 – 250.
- Lesser (1998) Medición del Nivel Estático en pozos ubicados en la parte sur de I Valle de México para cuantificar su evolución. Lesser y Asociados. Proyecto para la Dirección General de Construcción y Operación Hidráulica.
- Lloyd, J. W. y Heathcote, J. A. 1985. Natural inorganic hydrochemistry in relation to groundwater. An Introduction. Clarendon press, Oxford, United Kingdom, pp. 130-137.
- Mikac, N., Cosovic, B., Ahel, M., Andreis S., y Tonicic Z., 1998. Assessment of groundwater contamination in the vicinity of a municipal solid waste landfill (Zagreb, Croatia). *Wat. Sci. Tech.* 37:8, pp. 37-44.

- Mooser F., Montiel, A., y Zuñiga, 1997, Mapas Geológicos de la cuenca de México. CFE.
- Morales P., Mora G., Arizabalo R. D., Cortés A., y Rodríguez, R. 1990. Contaminación en los acuíferos de Santa Catarina, D.F. *Instituto de Física, Instituto de Geofísica, UNAM.*, Trabajo realizado para la DGCOH. p. 1-22.
- Niedzielski, H. 1991. Sección hidrogeológica a través del Valle de Chalco, México. *Geofísica Internacional*, 30:2, pp. 97 – 105.
- ODAPAS, 2000. Estudio del control de la calidad del agua subterránea extraída de la subcuenca de México (Municipio de Nezahualcoyotl, Estado de México. Instituto de Geología, UNAM, Organismo Descentralizado de Agua Potable Alcantarillado y Saneamiento (ODAPAS). Municipio de Nezahualcoyotl, Estado de México, pp. 71 más anexos.
- Ortega-Guerrero A., y Farvolden, R. 1989. Computer análisis of regional groundwater flow and boundary conditions in the Basin of Mexico. *J. Hidrology*, 110, 271-294.
- Ortega-Guerrero A., Cherry J y Rudolph, D. 1993. Large scale aquitard consolidation near Mexico City. *Ground Water*, Vol 31, p 708-718.
- Ortega-Guerrero, A, Cherry, J. A., y Aravena, R. 1997. Origin of pore water and salinity in lacustrine aquitard overlying the regional aquifer of Mexico City, *J. Hydrol.*, 197, pp. 47-69.
- Ortega-Guerrero, A, Rudolph, D. L., y Cherry, J. A. 1999. Análisis of long-term land subsidence near México City: Field investigations and predictive modeling. *Water. Resour. Res.* 35(11), pp. 3327-3341.
- Pankow, J., Johnson, R., y Cherry, J. (1993) Air sparging in gate wells in cutoff walls and trenches for control of plumes of volatile organic compounds, (VOC's), *Ground Water*, 31, pp. 654 – 663.
- Pitre, V. C., 1994. Analysis of induced recharge from a waste water canal trough fractured clays in México City. M of Sc. Thesis. University of Waterloo, Canada. P.76, pp. 225.
- Quingley, R. M., Fernandez, F., Yanful, E., Helgason, T., Margaritis, A., y Whitby, J. L. 1987. Hydraulic conductivity of contaminated natural clay directly below a domestic landfill. *Can. Geotech. J.* 24, pp. 377-383.
- Rathod, KS and Rushton, KR. 1991. Interpretation of pumping from two zone layered aquifers using a numerical model. *Groundwater*, Vol. 29 –a4, 499 - 509
- Reitzel, A., 1990. The temporal characterization of municipal solid waste leachate: Waterloo, Ontario, *University of Waterloo, Masters of Applied Science thesis*, 144p.
- Rowe, R.K., 1988, Eleventh Canadian Geotechnical Colloquium: Contaminant migration through groundwater – the role of modeling in the design of barriers: *Can. Geotech. J.*, 25:778-798.
- Rowe, R.K., 1990. Leachate characteristics for MSW landfills, en International Landfills Symposium, 5<sup>th</sup>, Cagliari, Italy, 1995, Proceedings: CISA, Environmental Sanitary Engineering Center, Cagliari, Italy.
- Rowe, R. K., y Nadarajah, P., 1996. Estimating leachate drawdown due to pumping wells in landfills. *Can. Geotech. J.* 33:1-10.
- Rudolph, D. L., Cherry, F. A., y Farvolden, R.N. 1991. Groundwater flow and solute transport in fractured lacustrine clay near Mexico city. *Water Res. Research*, Vol. 27, No. 9. pp. 2187-2201.
- Russell G. M. Y Higer L. A. (1988) "Assesment of Ground –Water Contamination Near Lantana Landfill, Southeast Florida". *Ground Water*. Vol. 26, No. 2. pp. 156-164.
- Ryan, MC, 1989. An investigation of inorganic nitrogen compounds in the Valley of Mexico. *Geofísica Internacional*, vol 28, No. 2. pp. 417-434

- Samarin, E. N., Voznesensky, E. A., Rybakov, S. N., y Zerkal, O. V. 1996. Assessment of Kaluga municipal waste - range influence on environment. *Environmental Geotechnics*, Kamon (ed.) Balkema, Rotterdam., pp. 1179-1183.
- Schrab, G. E., Brown, K. W., y Donnelly, K. C. 1993. Acute and genetic toxicity of municipal landfill leachate. *Wat, Air, & Soil Poll.*69:99-112.
- SMA, 1999. Definición del control de la calidad del agua subterránea extraída de la subcuenca de México (delegación Ixtapalapa). *Instituto de Geología, U.N.A.M. para, Secretaría del Medio Ambiente (SMA), Gobierno de la Ciudad de México.* Contrato CON/04-1998.
- Starr, R. y Cherry, J. (1994) In situ remediation of contaminated ground water: the funnel and gate system, *Ground Water*, 32, 465-476.
- Suthersan, S. S. 1996. *Remediation Engineering Design Concepts*. Lewis Publishers, 362pp.
- Theis, C.V., 1935. Relation between lowering of the piezometric surface and the rate and duration of discharge of a well using groundwater storage. *Transactions, American Geophysical Union*, Vol 16, pp. 519-614.
- Tóth, J. 1962. A theory of groundwater motion in small drainage basins in Central Alberta, Canada. *Journal of Geophysical Research*. 67:11., pp. 4375 - 4387.
- Tóth, J. 1995. Hydraulic continuity in large sedimentary basins. *Hydrogeology Journal*, 3-4:4-16.
- Tóth, J. 1999. Groundwater as a geologic agent: An overview of the causes, processes, and manifestations. *Hidrogeology J. Vol. 7(1)*. pp. 1-14.
- Van-Lanen, A. J. H y Carrillo-Rivera, J. J. 1998. Framework for groundwater monitoring in (semi-)arid regions. UNESCO, En: Monitoring for groundwater management in (semi-)arid regions. *Studies and reports in hydrology* No 57, pp 7-20.
- Vargas, C. C. 1995. Distribución de la conductividad hidráulica en el acuitardo lacustre de la subcuenca de Chalco. D.F. Edo. De México. *Tesis Licenciatura. Facultad de Ingeniería, UNAM. México.*
- Vargas Cabrera, C. (2001) Propiedades y comportamiento hidráulico del acuitardo lacustre de la Ciudad de México. Tesis de Maestría (Agua Subterráneas). *Posgrado en Ciencias de la Tierra. UNAM.* 76p.
- Vázquez-Sánchez, E, y Jaimes, P. R. 1989. Geología de la Cuenca de México. *Geofísica Internacional (México)*, 28:2, pp.133-190.
- Ünlü, K., Parker, J. C., y Chong, P. K. 1995. Comparison of three uncertainty-analysis methods to assess impacts on groundwater of constituents leached from land-disposed waste. *Hydrogeol. J.* 3:2, pp. 4-18.
- Warren, C. J., y Rudolph, D. L. 1997. Clay minerals in basin of México lacustrine sediments and their influence on ion mobility in groundwater. *Journal of Contaminant Hydrology* 27. pp 177-198.
- Williams, G. M., y Higgo, J. J. W. 1994. *In situ* and laboratory investigations into contaminant migration. *Journal of Hydrology* 159, pp. 1-25.
- Zaporozec, A. 1994. Concept of groundwater vulnerability. En: Guidebook on mapping groundwater vulnerability (J. Vrva y A. Zaporazec Eds.). International Association of Hydrologists, 16, pp. 3-7.
- Zheng, C., Anderson, M., y Bradbury, K. 1989. Effectiveness of hydraulic methods for controlling groundwater contamination. *Groundwater Contamination. IAHS Publ. no. 185, Baltimore.* pp. 173-179.

# Anexo 1

Análisis químicos  
Obtenidos por muestreo  
SMA, 1999

## ANEXO 1

## RESULTADOS DE CAMPO Y DE ANÁLISIS DE LABORATORIO DE MUESTRAS DE AGUA SUBTERRÁNEA DE POZOS DE LA DELEGACIÓN IXTAPALAPA

INFORMACIÓN GENERAL								Alcalinidad		Dureza	
Sitio	No.	No.	No.		pH	C.E	STD	Total	Alcalinidad fenolfaleína	Total	Dureza
Pozo	muestra	Pozo	Gráfica	Fecha	lab	lab	lab	CaCO <sub>3</sub>	CaCO <sub>3</sub>	CaCO <sub>3</sub>	CaCO <sub>3</sub>
Unidad Modelo 1 (162)	1	6	1a	20/01/99	7.34	354	172	124.18	n.d.	38.834	19.417
Unidad Modelo 1 (162)	2	6	1b	21/01/99	7.37	422	211	137.48	n.d.	58.25	19.41
Unidad Modelo 1 (162)	3	6	1c	21/01/99	7.21	356	181	164.09	n.d.	58.25	29.12
Unidad Modelo 2 (163)	4	2	2a	21/01/99	7.23	468	234	164.09	n.d.	126.21	29.12
Unidad Modelo 2 (163)	5	2	2b	22/01/99	7.60	354	178	159.66	n.d.	59.23	32.04
Purísima 3 (125)	6	38	3a	24/01/99	7.57	1201	477	436.39	n.d.	213.59	58.25
Purísima 3 (125)	7	38	3b	25/01/99	7.68	1189	456	438.52	n.d.	211.09	57.25
Ixtapalapa 1 (059)	8	13	4a	25/01/99	7.47	-	-	781.15	n.d.	-	-
Ixtapalapa 1 (059)	9	13	4b	26/01/99	7.24	312	161	778.69	n.d.	78.56	32.58
Ixtapalapa 1 (059)	10	13	4c	26/01/99	7.56	346	145	625.33	n.d.	504.85	135.92
Ixtapalapa 2 (061)	11	11	5b	27/01/99	7.54	1429	705	439.06	n.d.	805.82	116.5
Banyidal (050)	12	1	6b	29/01/99	7.61	304	153	134.75	n.d.	87.37	19.41
San Sebastián (246)	13	26	7a	29/01/99	7.91	2180	1090	725.00	43.31	271.84	57.2
San Sebastián (246)	14	26	7b	30/01/99	7.88	2210	1070	637.75	n.d.	269.13	58.25
San Sebastián (246)	15	26	7c	30/01/99	-	-	-	645.69	-	-	-
Peñon 3 (109)	16	21	8a	31/01/99	7.61	640	310	245.43	n.d.	145.63	29.12
Peñon 3 (109)	17	21	8b	01/02/99	7.68	952	608	255.06	n.d.	320.38	97.08
Peñon 5 (111)	18	23	9a	01/02/99	7.80	775	391	288.75	n.d.	165.04	38.83
Peñon 5 (111)	19	23	9b	02/02/99	7.78	775	386	298.37	n.d.	145.63	38.85
Peñon 6 (112)	20	24	10a	02/02/99	7.81	533	262	221.37	n.d.	106.74	38.83
Peñon 7 (113)	21	25	11a	02/02/99	7.93	602	300	230.98	4.82	106.80	29.12
Santa Catarina 12 (SC-12)	22	46	12a	05/02/99	7.91	-	-	875.66	n.d.	514.56	135.92
Ramal Tlahuac 20 bis	23	53	13a	15/02/99	7.06	569	-	244.72	n.d.	-	-
Ramal Tlahuac 23 (ATN-23)	24	59	14a	17/02/99	7.36	1094	-	419.72	n.d.	-	-
Ramal Tlahuac 23 (ATN-23)	25	59	14c	23/02/99	6.73	752	-	388.83	10.30	-	-
Ramal Tlahuac 25 (ATN-25)	26	62	15a	23/02/99	7.93	1171	-	471.22	n.d.	-	-
Ramal Tlahuac 25 (ATN-25)	27	62	15b	24/02/99	7.33	1145	-	413.93	n.d.	-	-
Ramal Tlahuac 27 (ATN-27)	28	66	16b	26/02/99	7.93	715	-	254.93	10.30	-	-
Ramal Tlahuac 20 bis	29	53	13d	02/03/99	7.74	556	-	249.78	5.15	-	-
Santa Catarina 12 (SC-12)	30	46	17a	02/03/99	7.80	2150	-	793.10	n.d.	-	-
Santa Catarina 10 (SC-10)	31	47	18a	02/03/99	7.88	2230	-	831.72	n.d.	-	-
San Sebastián (246)	32	26	7d	02/03/99	8.14	2190	-	666.93	15.45	-	-
Ixtapalapa 1 (059)	33	13	4d	02/03/99	7.55	1776	-	682.38	5.15	-	-
Ixtapalapa 2 (061)	35	11	5d	02/03/99	7.72	1423	-	494.40	n.d.	-	-
Peñon 5 (111)	36	23	9d	02/03/99	8.23	809	-	283.25	15.45	-	-
Peñon 7 (113)	37	25	11a	02/03/99	8.40	625	-	231.75	15.45	-	-
Purísima 3 (125)	38	38	3d	02/03/99	7.40	1115	-	401.70	10.30	-	-
Ramal Tlahuac 25 (ATN-25)	39	62	15d	02/03/99	7.54	1181	-	491.83	n.d.	-	-
Peñon 6 (112)	40	24	10a	02/03/99	-	-	-	-	n.d.	-	-
Ramal Tlahuac 23 (ATN-23)	41	59	14d	02/03/99	-	-	-	-	n.d.	-	-
Gracidias	42	33	19a	25/03/99	8.06	510	-	221.45	n.d.	-	-
Gracidias (Planta trat.)	43	--	--	25/03/99	7.79	512	-	220.41	n.d.	-	-
San Sebastián (246)	44	26	7d	25/03/99	7.89	2160	-	772.50	n.d.	-	-
Purísima 3 (125)	45	38	3a	25/03/99	-	-	-	-	-	-	-
Purísima 3 (planta trat.)	46	--	--	25/03/99	7.78	1125	-	777.65	n.d.	-	-
Ixtapalapa 2 (061)	47	11	5d	25/03/99	7.56	1397	-	520.15	n.d.	-	-
Ixtapalapa 2 (planta)	48	11	22c	25/03/99	7.71	1400	-	551.05	n.d.	-	-
Ixtapalapa 1 (059)	49	13	4a	25/03/99	7.90	1381	-	180.25	n.d.	-	-

Las concentraciones se reportan en mg/l, excepto cuando se indique algo diferente. La temperatura en °C y la conductividad eléctrica en mmhos/cm, el potencial en milivots. n.d. es concentración por debajo del límite de detección.

ANEXO 1  
 RESULTADOS DE CAMPO Y DE ANÁLISIS DE LABORATORIO DE MUESTRAS DE AGUA SUBTERRÁNEA DE POZOS DE LA  
 DELEGACIÓN IXTAPALAPA

Datos recopilados en campo												
No.	No.	Temp.	pH	C. E.	STD	Potencial	Eh	pe	Alcalinidad	Alcalinidad	HCO <sub>3</sub>	CO <sub>2</sub>
Pozo	muestra	°C		µmhos/cm	mg/l	mV	mV		Total	Fenof.		
6	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
6	2	26.0	-	405	282	-258	-61	-1.023	-	-	-	-
6	3	23.0	-	332	232	62	262	4.464	153.3	n.d.	187.0	n.d.
2	4	20.0	-	335	-	-	-	-	-	-	-	-
2	5	22.8	7.52	414	290	6	207	3.517	194.6	n.d.	237.4	n.d.
38	6	23.6	7.98	386	270	-3	197	3.341	-	-	-	-
38	7	24.8	7.76	702	488	-125	74	1.243	436.4	n.d.	532.4	n.d.
13	8	24.7	7.52	1042	729	-134	65	1.093	-	-	-	-
13	9	24.7	7.65	1064	744	-142	57	0.958	-	-	-	-
13	10	24.6	7.54	1334	933	-147	52	0.875	781.3	n.d.	953.2	n.d.
11	11	23.2	7.60	975	681	-88	112	1.907	539.5	n.d.	658.2	n.d.
1	12	21.0	7.58	328	230	-41	161	2.765	-	-	-	-
26	13	21.0	8.09	1669	1167	-140	62	1.069	-	-	-	-
26	14	21.0	8.10	1612	1127	-57	145	2.490	-	-	-	-
26	15	21.0	8.17	1663	1163	-84	118	2.028	681.1	17.7	787.7	21.6
21	16	21.0	7.62	542	378	-79	123	2.114	-	-	-	-
21	17	24.2	7.85	542	379	-138	61	1.036	-	-	-	-
23	18	23.0	7.90	648	453	-223	-23	-0.386	342.0	14.7	381.3	18.0
23	19	23.4	8.12	669	474	-65	135	2.293	330.2	17.7	359.7	21.6
24	20	23.0	8.00	471	329	-29	171	2.915	241.8	11.8	266.2	14.4
25	21	23.6	8.14	531	371	-27	173	2.933	265.4	14.7	287.8	18.0
46	22	19.8	7.68	1379	963	-26	178	3.055	875.7	n.d.	1068.3	n.d.
53	23	21.1	7.61	453	316	-13	189	3.241	-	-	-	-
59	24	19.0	7.38	681	475	5	209	3.612	412.8	n.d.	503.6	n.d.
59	25	19.0	7.31	721	503	-10	194	3.353	394.2	n.d.	480.9	n.d.
62	26	18.7	7.10	754	526	4	209	3.604	459.9	n.d.	561.1	n.d.
62	27	18.8	7.20	705	491	6	211	3.635	413.9	n.d.	505.0	n.d.
66	28	19.5	7.05	534	373	15	219	3.769	262.8	n.d.	320.6	n.d.
53	29	21.2	7.28	424	296	0	202	3.461	-	-	-	-
46	30	20.5	7.51	1234	862	-22	181	3.104	-	-	-	-
47	31	20.1	7.62	1302	908	-33	170	2.926	-	-	-	-
26	32	20.9	7.93	1338	935	6	208	3.573	-	-	-	-
13	33	22.4	7.35	1039	726	-47	154	2.625	-	-	-	-
11	35	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
23	36	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
25	37	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
38	38	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
62	39	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
24	40	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
59	41	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
33	42	20.9	7.90	464	325	-13	189	3.247	-	-	-	-
--	43	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
26	44	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
38	45	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
--	46	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
11	47	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
11	48	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
13	49	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Las concentraciones se reportan en mg/l, excepto cuando se indique algo diferente. La temperatura en °C y la conductividad eléctrica en mmhos/cm, el potencial en milivots. n.d. es concentración por debajo del límite de detección.

ANEXO 1  
 RESULTADOS DE CAMPO Y DE ANÁLISIS DE LABORATORIO DE MUESTRAS DE AGUA SUBTERRÁNEA DE POZOS DE LA  
 DELEGACIÓN IXTAPALAPA

No. muestra	No. Pozo	CATIONES						ANIONES					
		Na	K	Na+K	Mg	Ca	Mg+Ca	Cl	CO <sub>3</sub>	HCO <sub>3</sub>	SO <sub>4</sub>	SO <sub>4</sub>	NO <sub>3</sub>
1	6	61.78	11.46	73.24	--	--	--	88.16	n.d	151.5	-	-	-
2	6	103.59	9.06	112.65	3.67	1.80	5.47	65.79	n.d	167.73	0	n.d	n.d
3	6	84.89	5.96	90.85	10.60	3.64	14.24	66.84	n.d	200.19	0	n.d	n.d
4	2	49.59	11.86	61.45	--	--	--	78.44	n.d	200.19	-	-	-
5	2	45.52	13.90	59.42	19.40	13.35	32.75	78.44	n.d	194.79	3.82	3.82	n.d
6	38	155.28	13.90	169.18	36.90	18.47	55.37	90.63	n.d	532.40	5.31	5.31	n.d
7	38	186.40	16.74	203.14	51.60	28.34	79.94	93.62	n.d	535.00	3.12	3.12	n.d
8	13	232.52	23.25	255.77	72.60	44.15	116.75	82.50	n.d	953.00	3.82	3.82	n.d
9	13	226.64	19.60	246.24	63.40	36.50	99.90	92.80	n.d	950.00	8.04	8.04	n.d
10	13	196.23	16.23	212.46	81.80	45.04	126.84	99.76	n.d	762.90	0	n.d	n.d
11	11	200.00	18.76	218.76	-	-	--	84.82	n.d	535.65	-	-	-
12	1	41.28	38.30	79.58	6.37	4.54	10.91	63.21	n.d	164.40	8.74	8.74	n.d
13	26	364.23	29.86	394.09	56.80	22.33	79.13	84.52	51.97	780.00	3.11	3.11	n.d
14	26	362.60	31.78	394.38	39.70	17.55	57.25	86.57	n.d	778.06	1.02	1.02	n.d
15	26	351.25	28.60	379.85	48.30	9.13	57.43	-	-	787.74	1.06	1.06	n.d
16	21	82.06	15.16	97.22	26.00	10.84	36.84	82.52	n.d	299.42	0	n.d	n.d
17	21	114.49	11.80	126.29	21.30	5.82	27.12	82.50	n.d	311.17	2.13	2.13	n.d
18	23	130.06	19.59	149.65	28.70	11.61	40.31	75.83	n.d	352.28	0	n.d	n.d
19	23	134.95	19.59	154.54	27.20	13.97	41.17	78.73	n.d	364.01	0	n.d	n.d
20	24	86.17	15.93	102.10	19.20	8.59	27.79	75.54	n.d	270.07	0	n.d	n.d
21	25	120.00	16.34	136.34	22.80	9.79	32.59	85.40	5.78	281.80	3.99	3.99	n.d
22	46	330.08	33.00	363.08	97.10	48.00	145.10	176.85	n.d	1068.30	0	n.d	n.d
23	53	67.58	0.24	67.82	29.10	18.60	47.70	53.70	n.d	298.56	0	n.d	n.d
24	59	147.20	5.14	152.34	46.10	24.60	70.70	171.00	n.d	512.06	0	n.d	n.d
25	59	129.62	10.81	140.43	31.59	24.92	56.51	75.16	12.36	474.37	0	n.d	n.d
26	62	181.33	15.19	196.52	31.59	26.54	58.13	38.37	n.d	574.89	0	n.d	n.d
27	62	178.00	15.19	193.19	44.50	23.00	67.50	258.23	n.d	505.00	0	n.d	n.d
28	66	100.47	3.51	103.98	29.00	11.10	40.10	19.59	12.36	311.01	0	n.d	n.d
29	53	100.45	7.92	108.37	23.40	16.79	40.19	53.70	6.18	304.73	0	n.d	n.d
30	46	313.11	30.54	343.65	36.16	39.04	75.20	184.50	n.d	967.58	5.36	5.36	n.d
31	47	326.32	31.10	357.42	67.20	40.50	107.70	222.33	n.d	1014.70	8.13	8.13	n.d
32	26	364.00	19.28	383.28	29.75	16.79	46.54	105.00	18.54	813.65	0	n.d	n.d
33	13	237.54	20.10	257.64	65.80	45.60	111.40	89.00	6.18	832.50	3.26	3.26	12.15
35	11	201.71	14.70	216.41	58.50	34.06	92.56	248.60	n.d	603.17	2.31	2.31	n.d
36	23	174.79	19.28	194.07	21.30	8.04	29.34	80.00	18.54	345.57	0.00	n.d	n.d
37	25	120.72	12.10	132.82	11.80	4.71	16.51	53.70	18.54	282.74	0.00	n.d	n.d
38	38	225.60	18.28	243.88	27.03	18.67	45.70	230.67	12.36	490.07	5.90	5.90	5.86
39	62	167.45	9.06	176.51	48.10	28.70	76.80	198.61	n.d	600.03	5.36	5.36	6.19
40	24	--	-	-	-	-	-	-	n.d	-	-	-	-
41	59	--	-	-	-	-	-	-	n.d	-	-	-	-
42	33	108.26	6.61	114.87	6.98	3.59	10.57	57.44	-	270.17	0.00	n.d	-
43	--	144.49	6.61	151.10	7.04	3.61	10.65	52.57	-	268.90	0.00	n.d	-
44	26	345.02	28.60	373.62	43.00	18.80	61.80	85.00	-	942.45	51.41	51.41	-
45	38	186.14	13.60	199.74	35.90	17.70	53.60	-	-	-	-	-	-
46	--	-	-	-	-	-	-	299.36	-	948.73	0.00	n.d	-
47	11	203.32	16.70	220.02	57.40	34.50	91.90	248.60	-	634.58	12.03	12.03	-
48	11	-	-	-	-	-	-	476.98	-	672.28	12.03	12.03	-
49	13	240.65	19.80	260.45	66.70	45.30	112.00	476.98	-	219.91	4.38	4.38	-

Las concentraciones se reportan en mg/l, excepto cuando se indique algo diferente. La temperatura en °C y la conductividad eléctrica en mmhos/cm, el potencial en milivots. n.d. es concentración por debajo del límite de detección.

ANEXO 1  
 RESULTADOS DE CAMPO Y DE ANÁLISIS DE LABORATORIO DE MUESTRAS DE AGUA SUBTERRÁNEA DE POZOS DE LA  
 DELEGACIÓN IXTAPALAPA

OTROS					METALES POR ESTAND. EPA							
NH <sub>3</sub>	SI	LI	As mic-gr/L	F	Co	Cd	Cr	Pb	Ni	Fe	Mn	Sr
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
n.d.	53.3	0.17	11.14	-	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
n.d.	51.0	0.13	10.12	-	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
n.d.	47.5	0.10	11.8	-	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0.16
n.d.	43.4	0.26	10.2	-	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0.65	n.d.	0.24
n.d.	46.4	0.37	121.1	-	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0.27
n.d.	50.2	0.64	129.5	-	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	1.21	1.544	0.51
n.d.	50.6	0.64	n.d.	-	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0.33	1.058	0.39
n.d.	51.3	0.64	9.3	-	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0.04	1.038	0.45
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
n.d.	47.5	n.d.	122.4	-	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
n.d.	34.8	0.45	138.6	-	-	-	-	-	-	-	-	-
n.d.	45.0	0.11	134.1	-	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	1.08	0.74	0.16
n.d.	43.8	0.13	125.5	-	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0.13
n.d.	42.5	0.07	10.4	-	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0.03
n.d.	41.4	0.07	10.3	-	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0.1
n.d.	42.5	0.07	10.8	-	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0.19
n.d.	41.6	0.16	10.1	-	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0.05
n.d.	39.6	0.01	10.8	-	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0.03
n.d.	39.1	0.08	10.5	-	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0.14
n.d.	33.1	0.40	10.2	-	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0.43
n.d.	26.7	0.04	10.4	1.000	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0.2
-	21.9	0.12	8.0	1.135	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	1.484	0.28
-	21.9	0.13	10.1	1.606	-	-	-	-	-	-	-	-
-	23.8	0.17	n.d.	1.114	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0.06	1.023	0.36
-	19.0	0.14	9.3	1.177	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0.879	0.3
-	20.0	0.08	126.4	1.093	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0.428	0.17
n.d.	27.6	0.06	9.4	0.966	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0.056	0.2
n.d.	16.7	0.40	10.3	1.892	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0.38
n.d.	16.2	0.40	137.0	1.790	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0.09	n.d.	0.4
4.59	17.6	0.44	120.8	1.520	-	-	-	-	-	-	-	-
n.d.	29.0	0.62	10.4	0.948	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0.993	0.55
n.d.	25.7	0.54	n.d.	1.037	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0.398	0.48
n.d.		0.16	n.d.	1.035	-	-	-	-	-	-	-	-
n.d.	18.1	0.08	n.d.	1.729	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0.05
n.d.	24.8	0.34	125.6	1.135	-	-	-	-	-	-	-	-
n.d.	22.6	0.16	10.2	1.073	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	1.008	0.5
n.d.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
n.d.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1.24	-	-	-	-	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0.09
-	-	-	-	-	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0.12
10.62	-	-	-	-	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0.26
0.54	-	-	-	-	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0.37
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
0.51	-	-	-	-	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0.428	0.52
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1.64	-	-	-	-	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	1.023	0.52

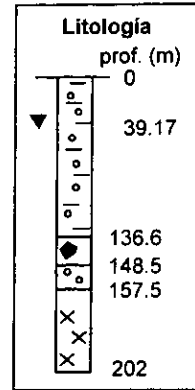
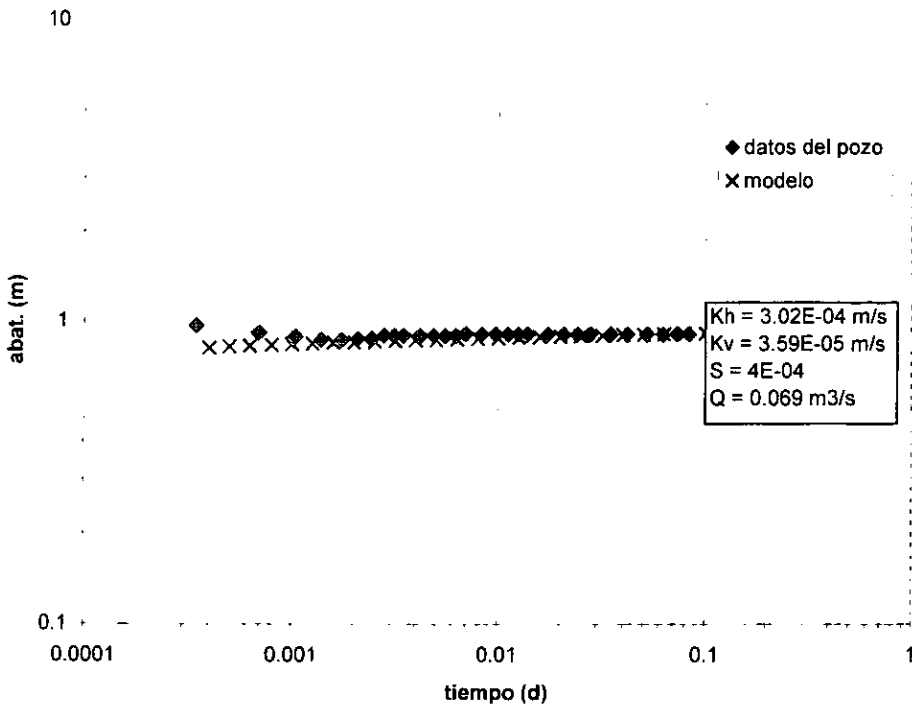
Las concentraciones se reportan en mg/l, excepto cuando se indique algo diferente. La temperatura en °C y la conductividad eléctrica en mmhos/cm, el potencial en milivots. n.d. es concentración por debajo del límite de detección.



## Anexo 2

Gráficos obtenidos  
Durante pruebas de bombeo  
SMA, 1999

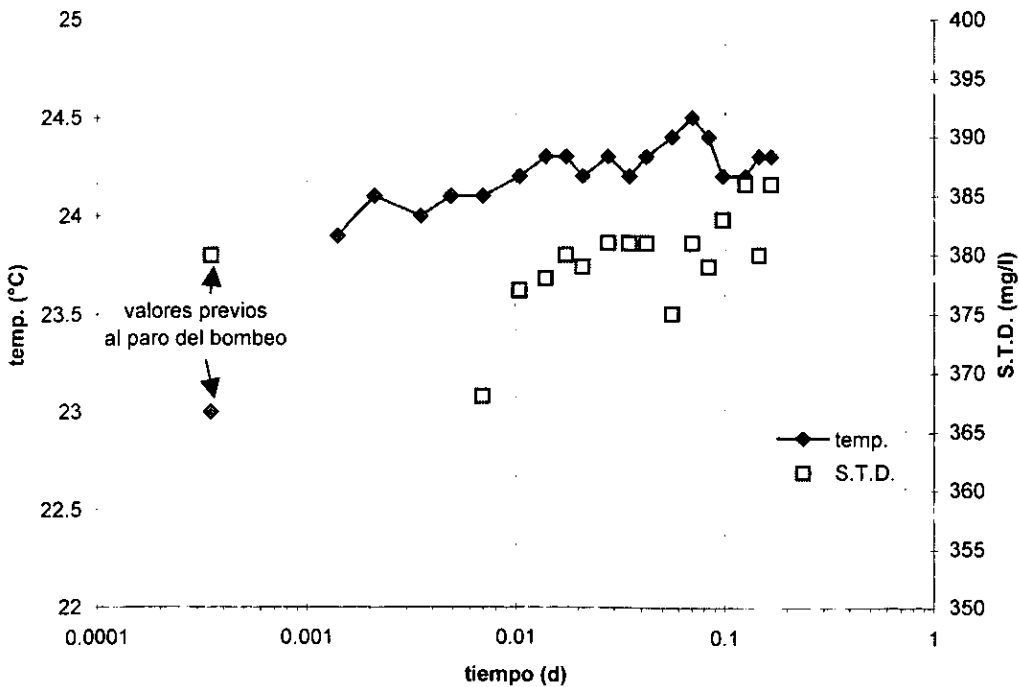
### Prueba de bombeo Peñon N. 3 (21)



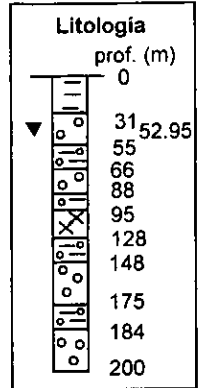
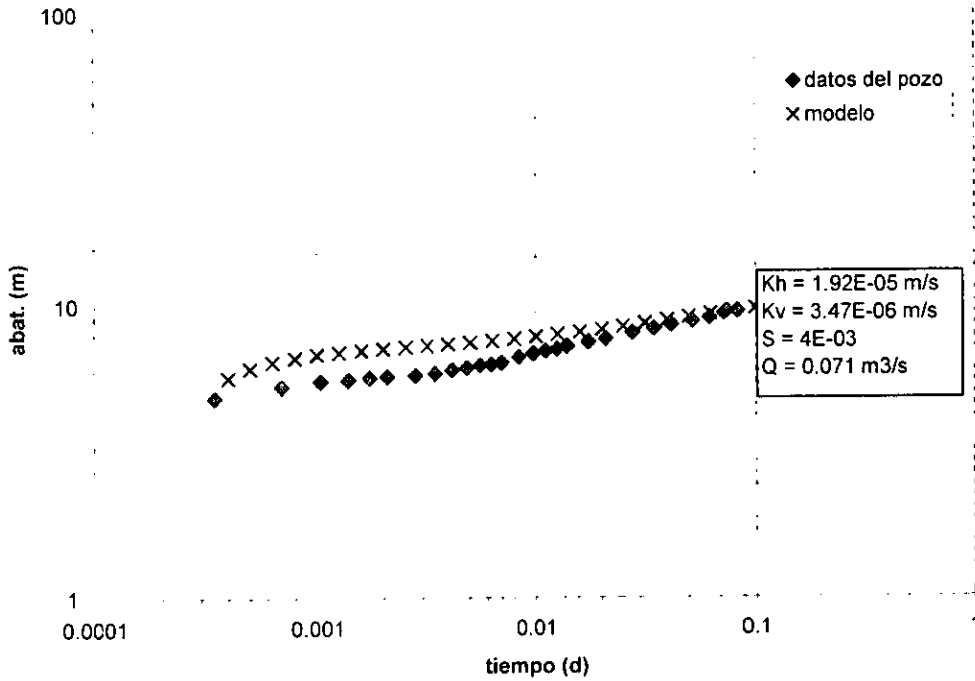
#### Explicación



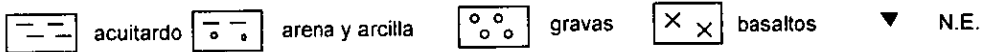
### Evolución de la temperatura y S.T.D. durante la prueba de bombeo en el Pozo Peñon N. 3



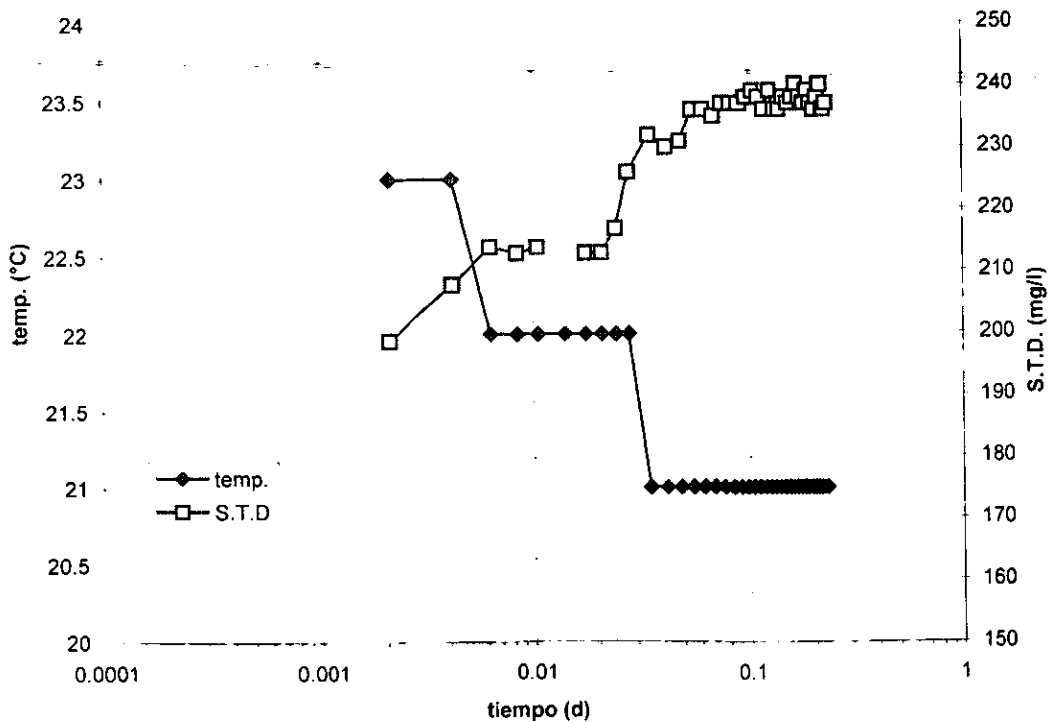
### Prueba de bombeo Pozo Banjidal (1)



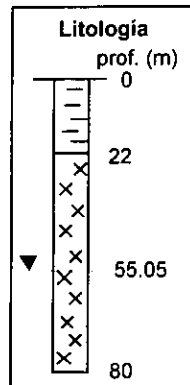
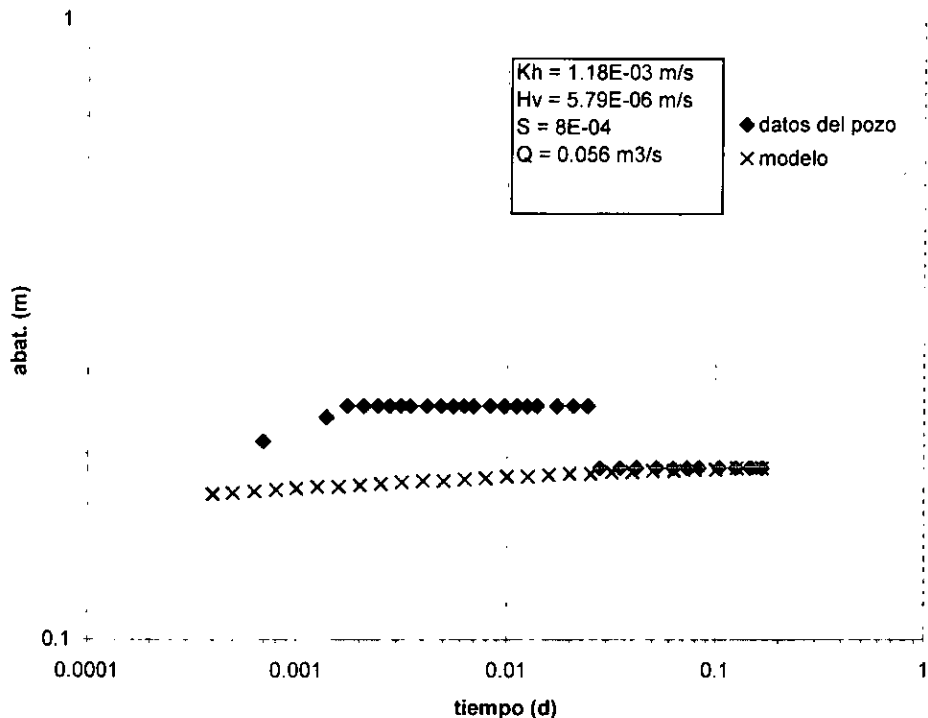
#### Explicación



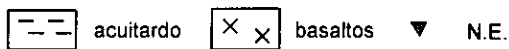
### Evolución de la temperatura y S.T.D. durante la prueba de bombeo en el Pozo Banjidal



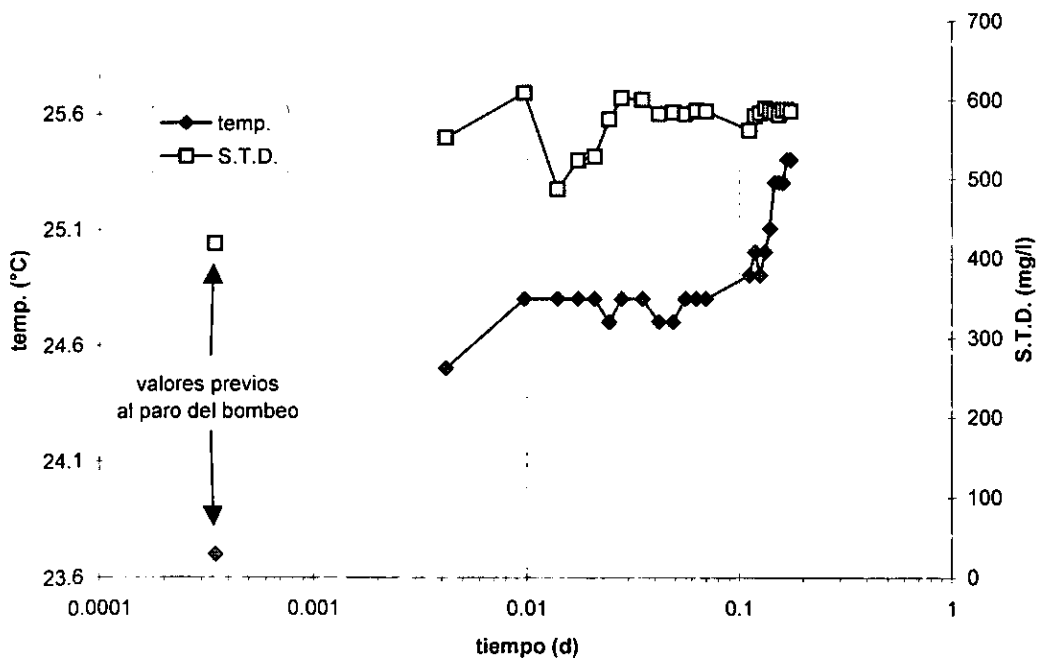
### Prueba de bombeo Purísima N. 3 (38)



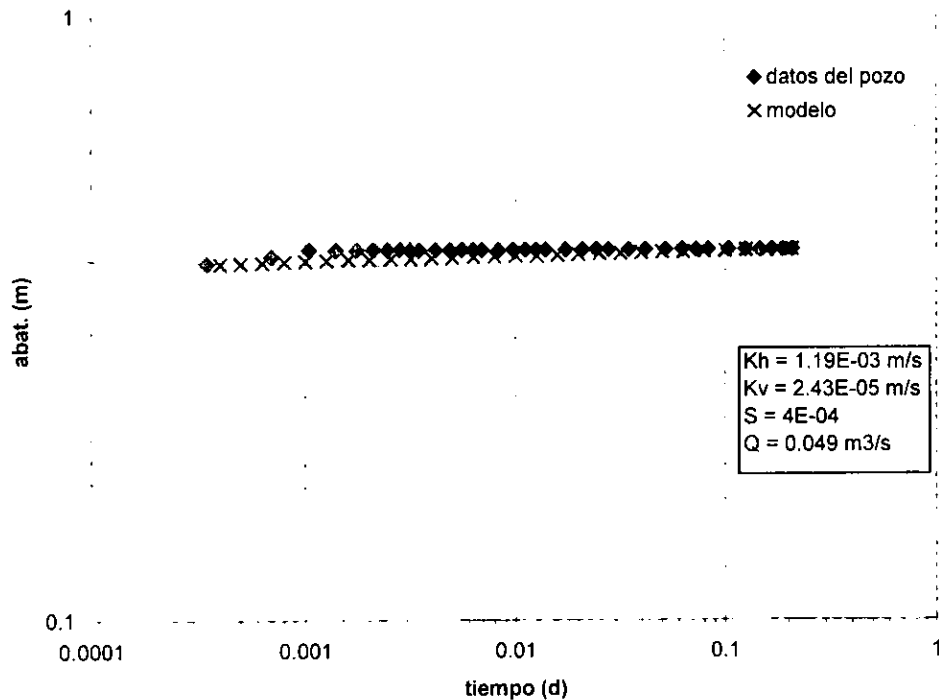
#### Explicación



### Evolución de la temperatura y S.T.D. durante la prueba de bombeo en el Pozo Purísima N. 3

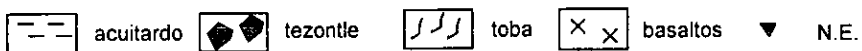


### Prueba de bombeo Iztapalapa N. 2 (11)

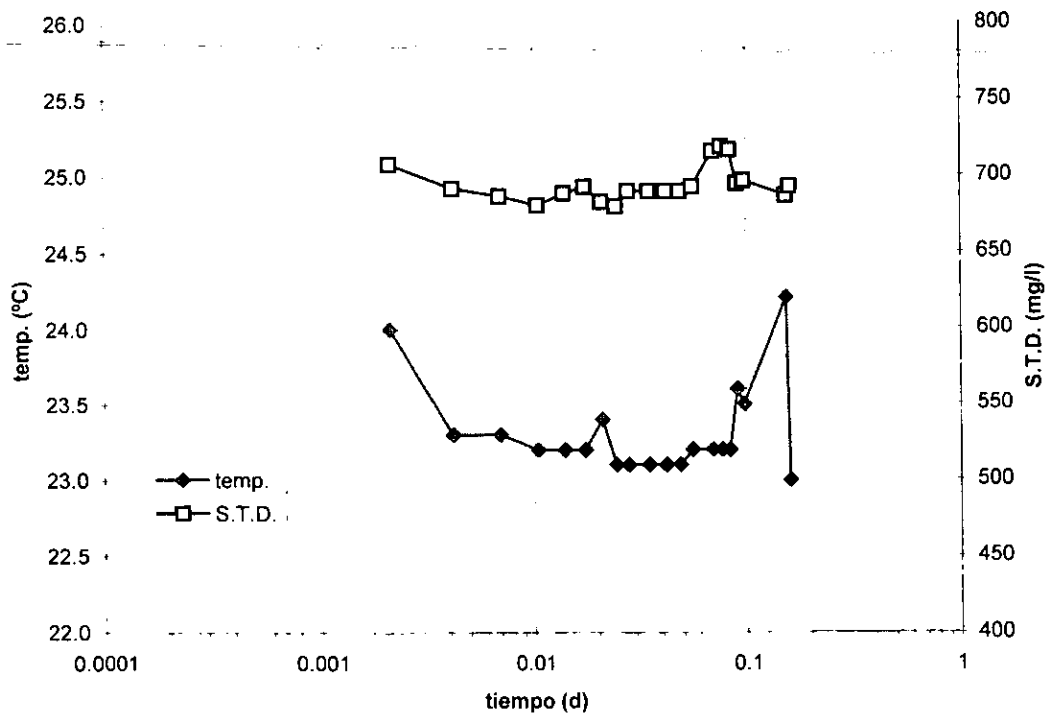


Litología	
prof. (m)	
0	---
11	
29	
47	
56	
61	▼
70	×
	×
	×
122	
128	×
	×
150	×

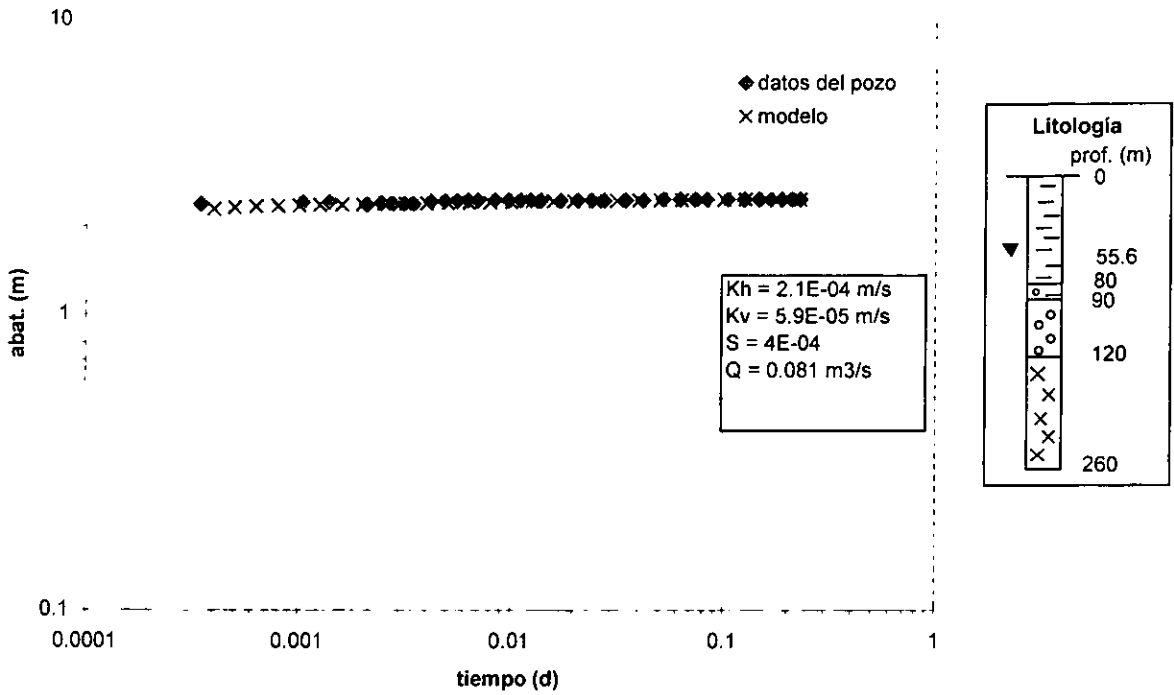
#### Explicación



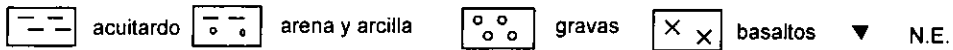
### Evolución de la temperatura y S.T.D. durante la prueba de bombeo en el Pozo Iztapalapa N. 2



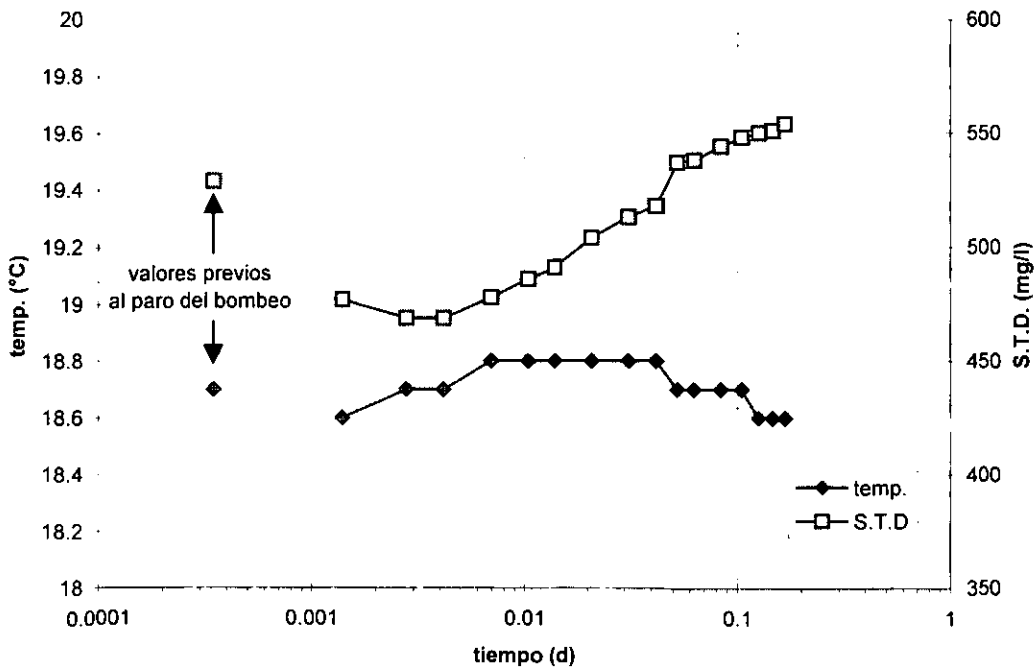
### Prueba de bombeo Tlahuac-Neza. N. 25 (62)



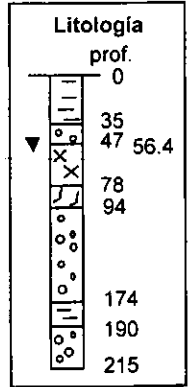
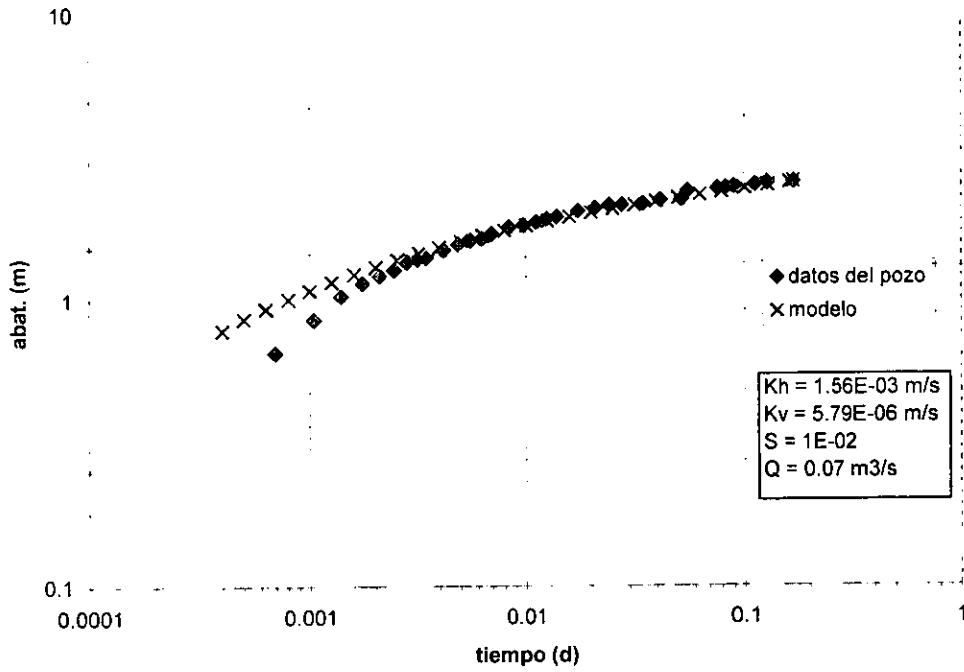
#### Explicación



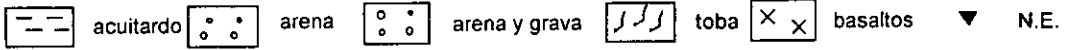
### Evolución de la temperatura y S.T.D. durante la prueba de bombeo en el Pozo Tlahuac-Neza. N. 25



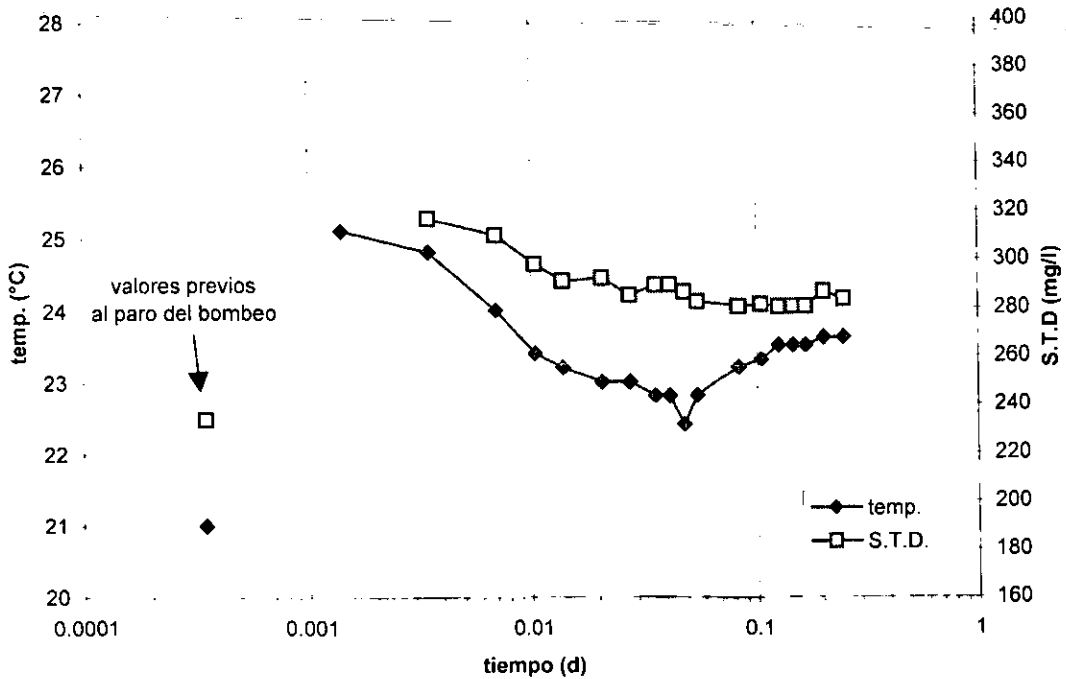
### Prueba de bombeo Unidad Modelo N. 2 (2)



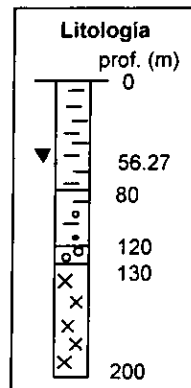
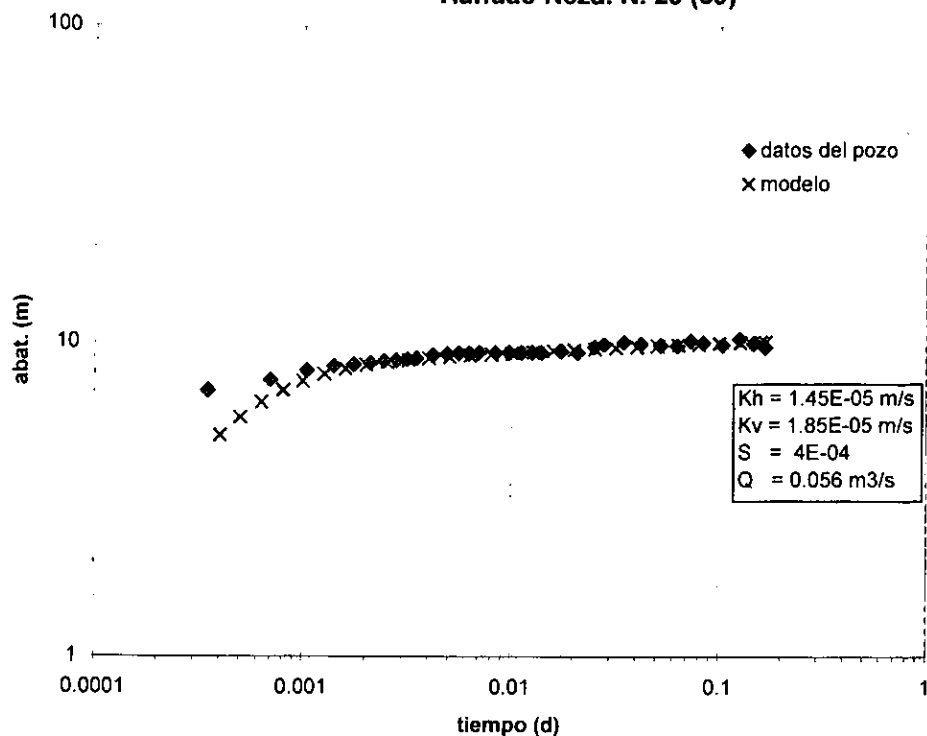
#### Explicación



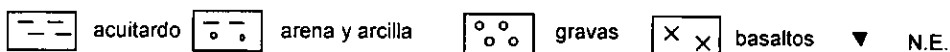
### Evolución de la temperatura y S.T.D. durante la prueba de bombeo en el Pozo Unidad Modelo N. 2



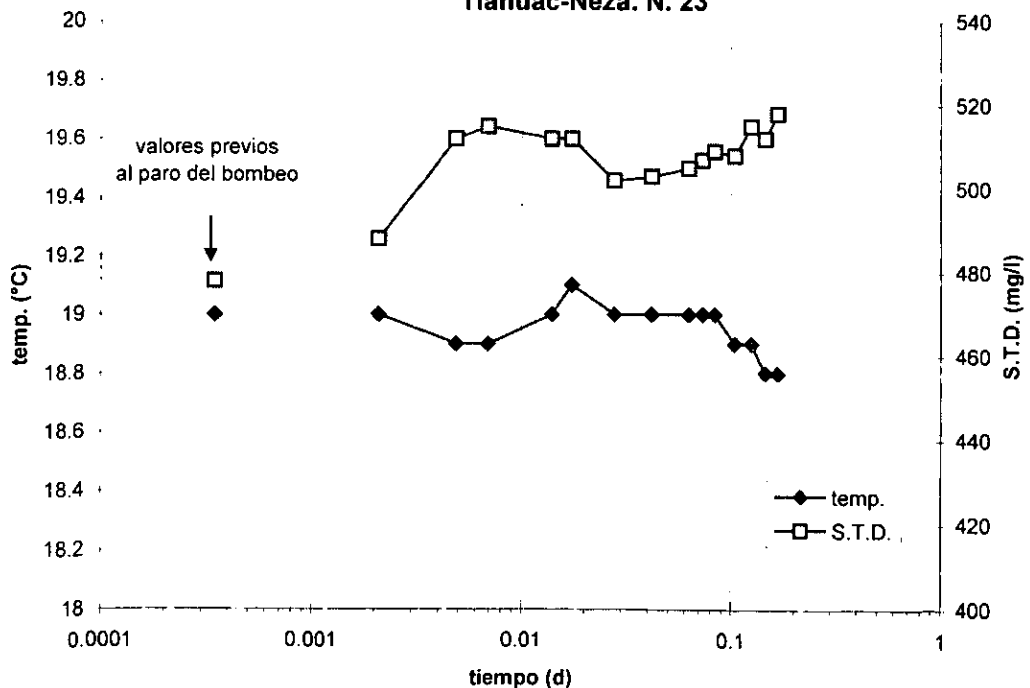
### Prueba de bombeo Tlahuac-Neza. N. 23 (59)



#### Explicación



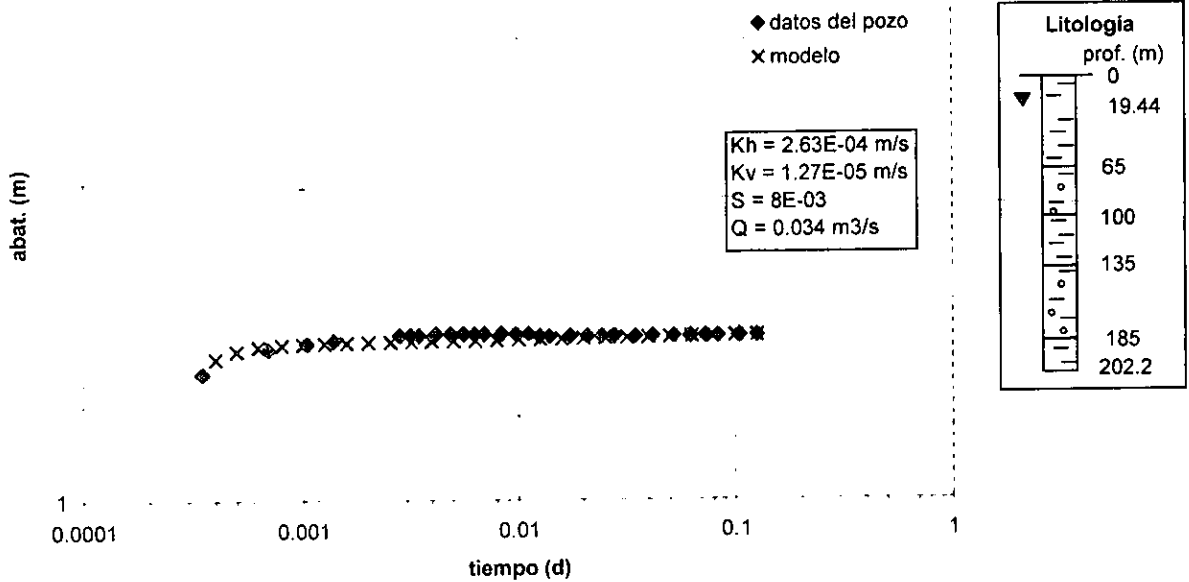
### Evolución de la temperatura y S.T.D. durante la prueba de bombeo en el Pozo Tlahuac-Neza. N. 23





## Prueba de bombeo San Sebastian (26)

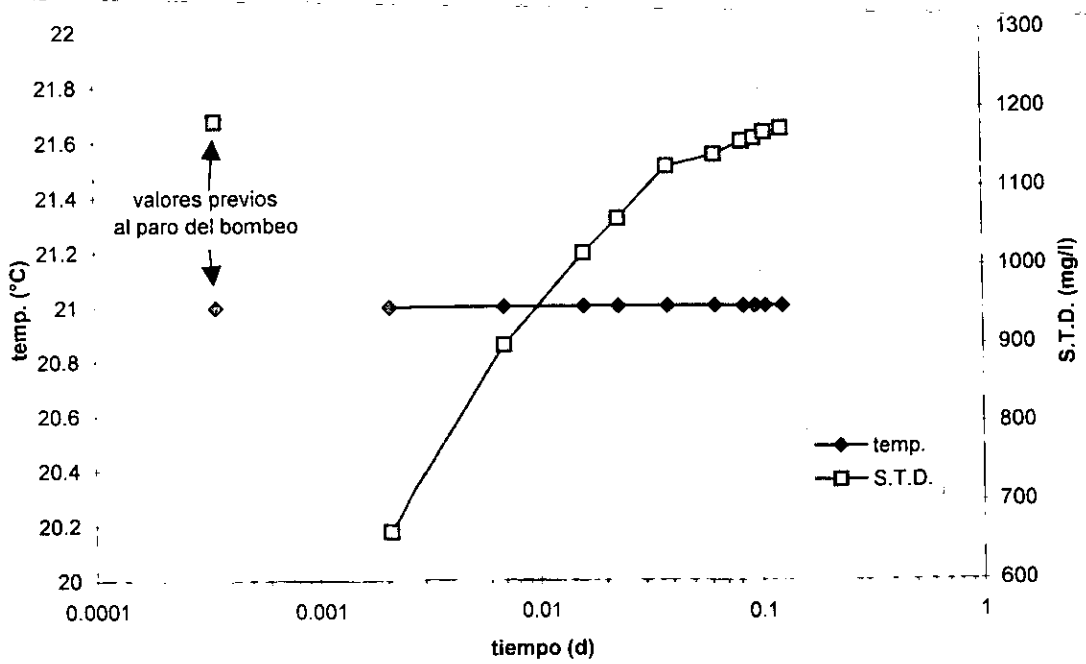
10



### Explicación



## Evolución de la temperatura y S.T.D. durante la prueba de bombeo en el Pozo San Sebastian



## Anexo 3

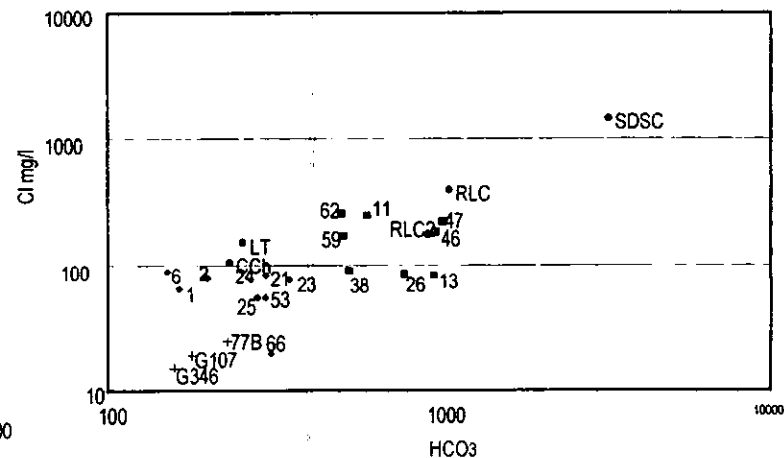
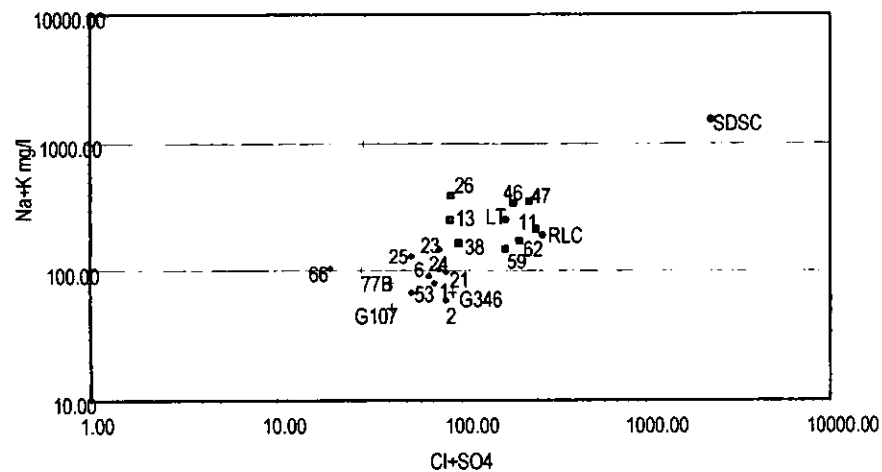
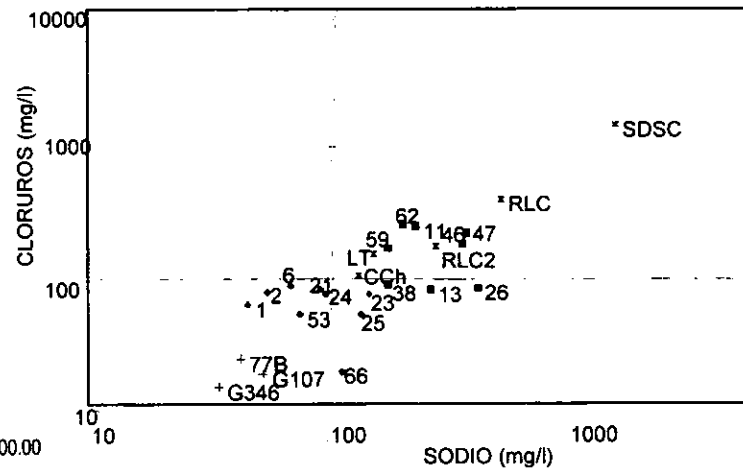
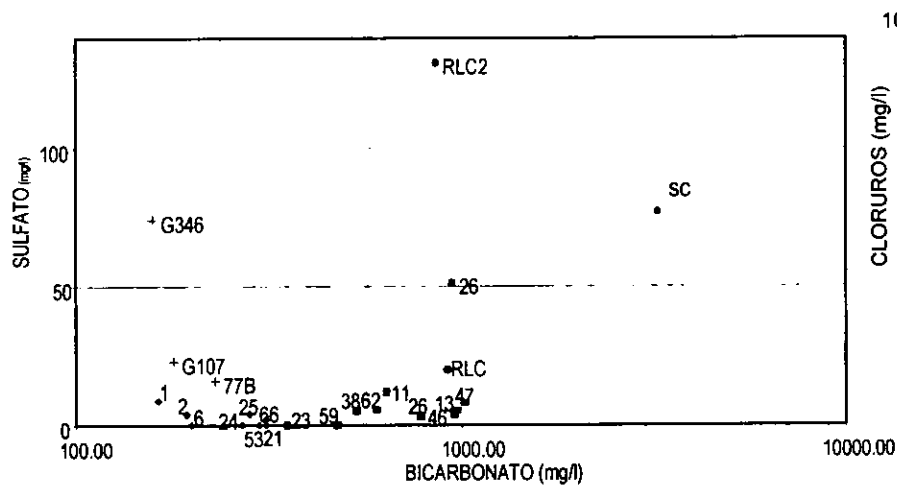
Gráficos de pares de  
Iones de muestras de  
Agua subterránea

ANEXO 3

MATRIZ DE RESULTADOS DE ANÁLISIS QUÍMICOS DE MUESTRAS DE AGUA SUBTERRÁNEA Y SUPERFICIAL EN DIFERENTES PUNTOS UBICADOS EN LAS CERCANÍAS DEL SITIO DE DISPOSICIÓN FINAL DE RESIDUOS DE SANTA CATARINA

Muestra	Fecha	STD	Temp.	Na	HCO3	K	Cl	Na+K	Mg+Ca	Cl+SO4	SO4
77B (agua subterránea)	31/01/00	-	-	38.6	230	41	24.6	79.6	26.53	40.6	16
G107 (agua subterránea)	31/01/00	-	-	47.7	180	3.9	18.92	51.6	24.5	41.92	23
G346 (agua subterránea)	31/01/00	-	-	31.2	158.6	36	15.14	67.2	28.8	89.44	74.3
Canal de Chalco	26/08/00	539	20.1	118	232	19.24	106.38	137.24	104.04	-	-
Laguna Tlahuac	15/02/00	758	23.9	135.7	254.5	36.2	153.1	172	102.3	257.11	104
Río La Compañía (RLC)	26/08/00	906	16	244	915	29.94	175.3	273.94	102.45	195.3	20
Río la Compañía (RLC3)	26/08/00	1250	19.6	456	1062	66	399	522	116	-	-
Refrero Sanit. Sta. Cat.	31/01/00	-	-	1350	3225	880	1461	2230	126.5	1538	77

Los resultados aquí presentados pertenecen al archivo de la GAVM (Gerencia de Aguas del Valle de México)



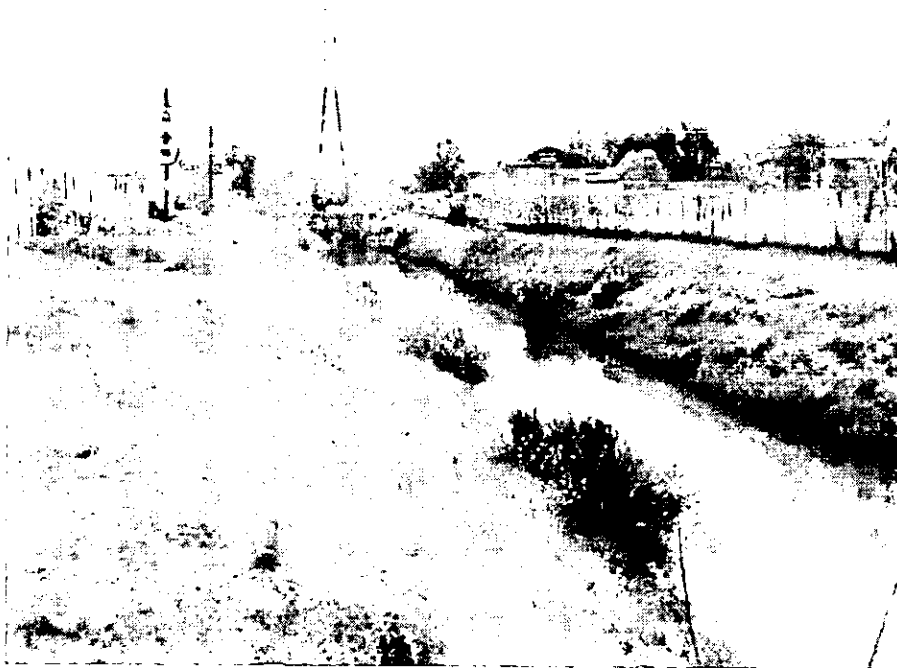
Anexo 3. Gráficos de pares de iones de muestras de agua subterránea de pozos de abastecimiento de la Delegación Ixtapalapa y municipio de Netzahualcóyotl, gradiente arriba del SDSC. ■ muestras de agua subterránea con tendencia al deterioro de su calidad. ◆ muestras aparentemente con baja influencia de fuentes de contaminación. + muestras de pozos gradiente arriba del SDSC.

## Anexo 4

**Reporte fotográfico del  
Sitio de disposición final de  
Residuos de Santa Catarina**



La actividad de disposición de residuos sólidos municipales continúa hasta las 6:00 pm en el SDSC. Los camiones llegan al lugar cada 20 min. Aproximadamente.



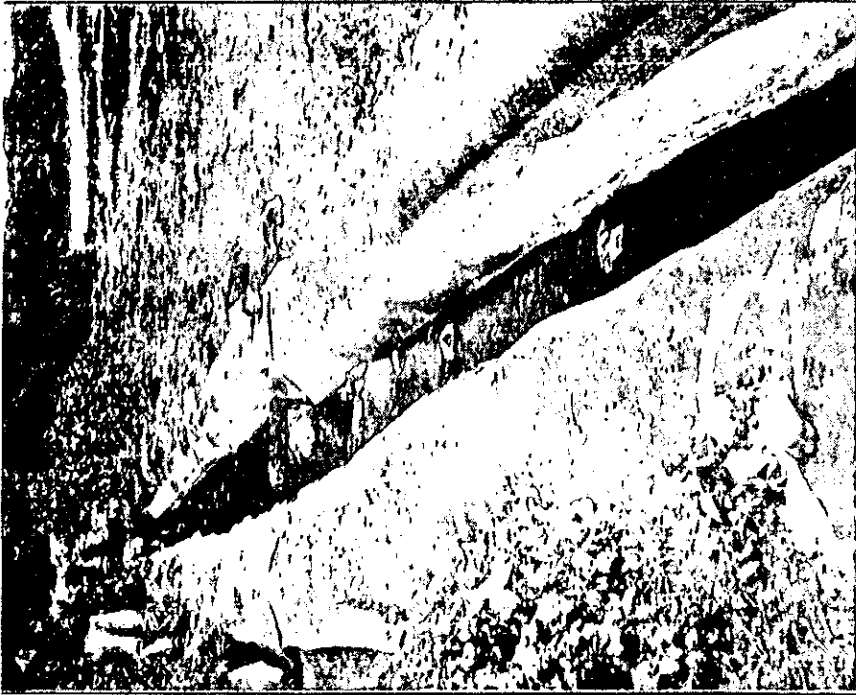
Vista del canal de aguas residuales y de escurrimiento superficial denominado Río La Compañía, en los alrededores del SDSC.



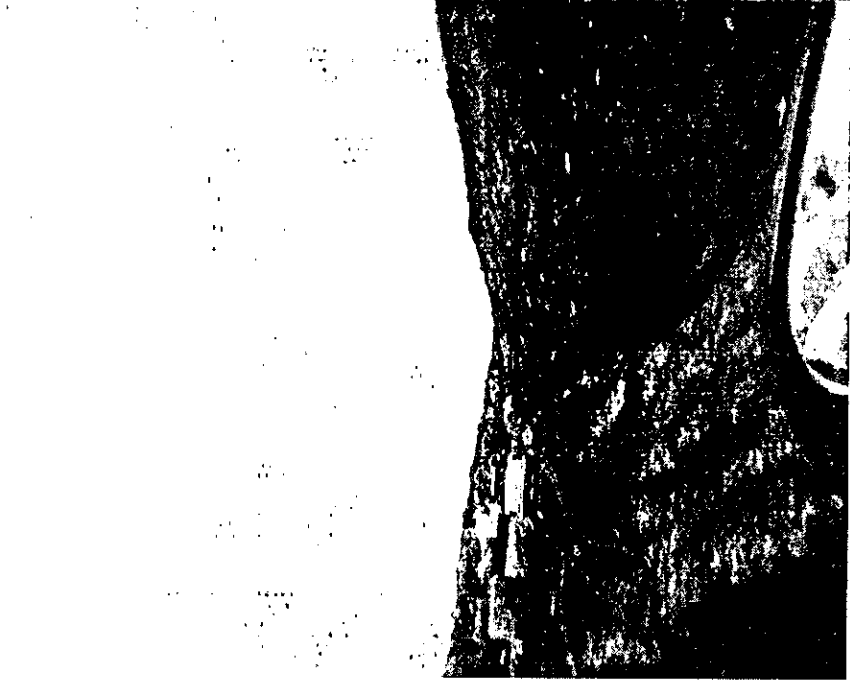
Laguna de colección de lixiviados del Sitio de disposición Final de Residuos de Santa Catarina, los escurrimientos son bombeados periódicamente y llevados en pipas a la Planta de Tratamiento de lixiviados de Bordo Poniente



Cárcamo de lixiviados ubicado a la entrada del predio del sitio de disposición final de residuos de Santa Catarina.



Canal de colección de lixiviados y escurrimientos,  
revestido con material plástico



Canal de recolección de lixiviados no revestido.

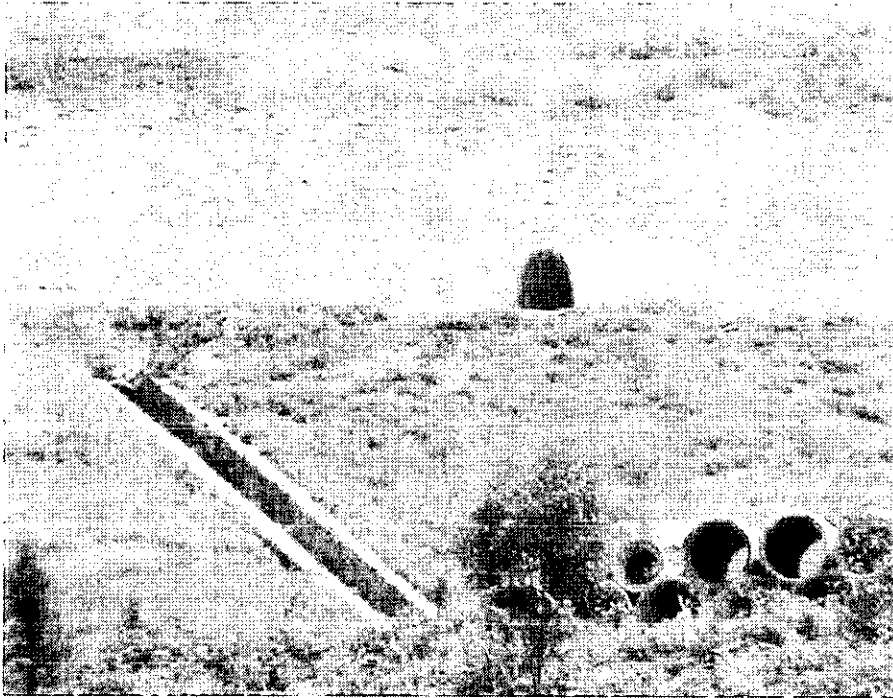




Vista parcial del SDSC donde se tiene la distribución de los canales de aireación y al fondo los residuos sólo parcialmente cubiertos con tierra.



En esta fotografía se puede apreciar el nivel de compactación de los residuos.



Canales de escurrimientos en el SDSC



Vista nor-oriental del volcán la Caldera, se observa una unidad habitacional recientemente construida en primer plano y las celdas del relleno de tierras al fondo.

## Anexo 5

Análisis químicos  
Campaña de monitoreo  
GRAVM (Texcoco)  
1999 - 2000

RESULTADOS DE ANÁLISIS QUÍMICOS LLEVADOS A CABO POR LA EMPRESA LAQMISA PARA GEOLOGÍA Y MEDIO AMBIENTE.

Datos propiedad de Gerencia Regional de Aguas del Valle de México

No. TE-38-99-210A

Punto de Muestreo	Fecha	Redox	STD	SDF	Alcalin. T	Dureza T	Dur. Ca	DBO	DQO
77B (Pozo Agua Sub.)	Ene-00	-173	313	226	188.6	92.7	28.25	0	6.96
77B (Pozo Agua Sub.)	Nov-99	-88	274	274	124	141	38.7	0	1.22
77B (Pozo Agua Sub.)	Ago-97	-	-	-	187.8	105	-	-	-
G107 (Pozo A.S.)	Ene-00	-37	291	223	147.6	85	25.25	0	3.6
G107 (Pozo A.S.)	Nov-99	-72	216	112	171	105	32	0.28	0.4
G107 (Pozo A.S.)	Ago-97	-	-	-	195.9	101	-	-	-
G107 (Pozo A.S.)	Sep-77	-	-	-	152.5	96.5	-	-	-
G346 (Pozo A.S.)	Ene-00	-60	344	280	130	102.6	32	0	6.6
G346 (Pozo A.S.)	Nov-99	-155	252	252	136	120	43.7	1.75	0
G346 (Pozo A.S.)	Ago-97	-	-	-	149.4	133.3	-	-	-
G346 (Pozo A.S.)	Sep-77	-	-	-	107.6	93.8	-	-	-
RLC (Aguas Res.)	Ene-00	-77	384	331	207.5	156	66	0	3.7
RLC (Aguas Res.)	Nov-99	-109	872	666	381.4	242.5	95.25	23.42	232
RLC2 (Aguas Res.)	Ene-00	-89	1238	988	700.5	293	112.5	187.36	517.1
RLC2 (Aguas Res.)	Nov-99	-129	822	872	266.2	256.27	104.25	108.67	196
SC1 (lixiviados)	Ene-00	-185	6292	4568	2644	411	185	815.15	6025.6
SC1 (lixiviados)	Nov-99	-109	8032	7206	2873.3	387.11	168.75	1588	3280
SC2 (lixiviados)	Ene-00	-52	57034	28578	16117.9	7867	5325	2424.2	73050
SC2 (lixiviados)	Nov-99	-139	28124	27992	6318	1521	450	9360	21200
SC3 (lixiviados)	Ene-00	-219	23750	17094	1358	940	190	320.18	19668
SC3 (lixiviados)	Nov-99	-121	5760	4478	1427	1018.54	227.5	138.76	2960

Todos los valores están reportados en mg/l, excepto Redox (mV a 21°C), y Temp (°C).  
 Para SDT se utilizó método gravimétrico según NMX-AA-20. El As. se midió de acuerdo a norma NMX-AA-51.

## RESULTADOS DE ANÁLISIS QUÍMICOS LLEVADOS A CABO POR LA EMPRESA LAQMISA PARA GEOLOGÍA Y MEDIO AMBIENTE.

Datos propiedad de Gerencia Regional de Aguas del Valle de México

No. TE-38-99-210A

Punto de Muestreo	As	Cd	Cu	Cr	Pb	Zn	Fósforo Tot.	O-PO4	Silicatos	Ni	Ag	Se	Fenoles	pH	Temp.
77B (Pozo Agua Sub.)	0	0	0	0	0	0.02	0.45	0.05	27.82	0	0	0	0	-	-
77B (Pozo Agua Sub.)	0	0	0	0	0	0.06	0	0	66.1	0	0	0	0	-	-
77B (Pozo Agua Sub.)	-	-	-	-	-	-	-	0.5	63.1	-	-	-	-	8.1	22.3
G107 (Pozo A.S.)	0	0	0	0	0	0.02	0.16	0	65.91	0	0	0	0	-	-
G107 (Pozo A.S.)	0	0	0	0	0	0	0	0	50.3	0	0	0	0	-	-
G107 (Pozo A.S.)	-	-	-	-	-	-	-	0.7	54.7	-	-	-	-	8.2	23
G107 (Pozo A.S.)	-	-	-	-	-	-	-	0.15	58.9	-	-	-	-	7.5	22
G346 (Pozo A.S.)	0	0	0	0	0	0.2	0	0	32.1	0	0	0	0	-	-
G346 (Pozo A.S.)	0	0	0	0	0	0.09	0	0	69.5	0	0	0	0	-	-
G346 (Pozo A.S.)	-	-	-	-	-	-	-	0.4	63.1	-	-	-	-	7.6	23.8
G346 (Pozo A.S.)	-	-	-	-	-	-	-	0.26	47.3	-	-	-	-	7.4	21
RLC (Aguas Res.)	0	0	0	0	0	0.09	0.19	0.4	64.62	0.28	0	0	0	-	-
RLC (Aguas Res.)	0	0	0	0	0	0.2	0.27	0.03	54.78	0	0	0	0	-	-
RLC2 (Aguas Res.)	0	0	0	0	0	0.17	18.08	6.83	49.22	0	0	0	0	-	-
RLC2 (Aguas Res.)	0	0	0	0	0	0.18	0.16	0.16	44.3	0	0	0	0	-	-
SC1 (lixiviados)	0	0	0.23	0	0	0.44	18.31	10.96	150.65	0.32	0	0	0	-	-
SC1 (lixiviados)	0	0.03	1.2	0	0.45	4.39	11.63	0	185	0.42	0	0	1.63	-	-
SC2 (lixiviados)	0	0.1	1.82	0.6	1.42	7.44	2.43	0	562.8	3.13	0.12	0.94	0.44	-	-
SC2 (lixiviados)	0	0.05	0.6	0	0.4	0.73	18.95	12.37	142	0.69	0	0	9.07	-	-
SC3 (lixiviados)	0	0.02	0.45	0	0	0.89	451	0	197.3	1.3	0	0	12	-	-
SC3 (lixiviados)	0	0.03	0.18	0	0.24	0.18	3.33	1.38	66.2	0.41	0	0	0.39	-	-

Todos los valores están reportados en mg/l, excepto Redox (mV a 21°C), y Temp (°C).  
Para SDT se utilizó método gravimétrico según NMX-AA-20. El As. se midió de acuerdo a norma NMX-AA-51.

## RESULTADOS DE ANÁLISIS QUÍMICOS LLEVADOS A CABO POR LA EMPRESA LAQMISA PARA GEOLOGÍA Y MEDIO AMBIENTE.

Datos propiedad de Gerencia Regional de Aguas del Valle de México

No. TE-38-99-210A

Punto de Muestreo	Na+	Ca+2	Mg+2	K+	Cl-	SO4-	HCO3-	CO3=	Fetot.	Mn	NH4+	N-NO3-	N-NO2
77B (Pozo Agua Sub.)	38.6	11.33	15.2	41	24.6	16	230	0	-	-	0.23	0.02	0
77B (Pozo Agua Sub.)	41	15.5	24.8	3.9	21.9	104	151.3	0	-	-	0.35	0.84	0
77B (Pozo Agua Sub.)	62.4	14.5	16.7	0	34.3	3.6	219.2	4.8	0	0.11	0	0	0
G107 (Pozo A.S.)	47.7	10.1	14.4	3.9	18.92	23	180	0	-	-	0	0.02	0
G107 (Pozo A.S.)	72	12.8	17.6	5.5	22.8	67.8	208	0	-	-	0.8	0.6	0
G107 (Pozo A.S.)	77.8	12.9	16.7	0	41.2	14.5	179.8	29.1	0	0	0	0	0
G107 (Pozo A.S.)	45.6	16.1	13.7	8.1	25	12.3	198.2	0	0	0	0.072	0	0
G346 (Pozo A.S.)	31.2	12.7	16.1	36	15.14	74.3	158.6	0	-	-	0.23	0.02	0
G346 (Pozo A.S.)	50	17.5	18.5	4.6	16.9	57.1	165.5	0	-	-	0.14	0.26	0
G346 (Pozo A.S.)	39.4	17.8	21.6	0	18.3	41.4	182.2	0	0.28	0.22	0.03	0	0.02
G346 (Pozo A.S.)	19.5	10.7	16.3	4.1	17.8	9.2	131.2	0	0	0	0.08	0	0
RLC (Aguas Res.)	55	26.4	21.6	7.3	18.92	55.98	253	0	-	-	0	1.25	0
RLC (Aguas Res.)	38.1	36.7	36.7	24.8	67.7	155.3	464.8	0	-	-	12.23	1.15	0
RLC2 (Aguas Res.)	226	45	43.6	31.4	111.7	131	854	0	-	-	45.78	0.1	0
RLC2 (Aguas Res.)	41.7	36.9	36.9	23	81.6	217	324.5	0	-	-	10.55	1.2	0.17
SC1 (lixiviados)	1350	74	52.5	880	1461	76.87	3225	22.7	-	-	558.7	0.61	0
SC1 (lixiviados)	2016	67.5	53	1149	1557	78	3504	0	-	-	813.1	3.22	0
SC2 (lixiviados)	5700	2130	617	4100	6292	1104	19656	0	-	-	2840	4.34	0
SC2 (lixiviados)	5730	180	260	3350	7107	137.6	7708	702	-	-	3241	4.7	0.16
SC3 (lixiviados)	5000	76	186	2450	9463	86.31	1656	0	-	-	1333	0.57	0
SC3 (lixiviados)	1580	91	192	519	2548	127.6	1741	140.4	-	-	374	4.2	0.19

Todos los valores están reportados en mg/l, excepto Redox (mV a 21°C), y Temp (°C).  
Para SDT se utilizó método gravimétrico según NMX-AA-20. El As. se midió de acuerdo a norma NMX-AA-51.