

**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE BAJA CALIFORNIA
INSTITUTO DE INGENIERÍA**

DOCTORADO EN CIENCIAS E INGENIERÍA



**“EVALUACIÓN DEL COMPORTAMIENTO DE LA PLUMA DE
CONTAMINACIÓN GENERADA EN EL VERTEDERO DE RESIDUOS
DEL MUNICIPIO DE MEXICALTZINGO, ESTADO DE MÉXICO”**

TESIS PARA OBTENER EL GRADO DE:

**DOCTOR EN CIENCIAS
PRESENTA**

GUILLERMINA GÓMEZ BELTRÁN

DIRECTORA

DRA. MARÍA VICENTA ESTELLER ALBERICH

CODIRECTOR

DR. GUILLERMO PEDRO MORALES REYES

Mexicali, B. C.

Septiembre del 2014

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Autónoma de Baja California por la oportunidad de superarme académicamente, estos años de estudio me han servido para madurar profesionalmente, la labor que realiza la Universidad a través del Instituto de Ingeniería es encomiable y un ejemplo a seguir.

Al Consejo Mexiquense de Ciencia y Tecnología (COMECyT), por el apoyo financiero otorgado para el desarrollo del presente trabajo, enmarcado en el proyecto de investigación “Vulnerabilidad del agua subterránea del Valle de Toluca asociada a la presencia de sitios de disposición final de residuos” con clave de registro FECYT- 2009-C02-01.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por el apoyo otorgado para cursar los estudios de Doctorado en Ciencias en la Universidad Autónoma de Baja California.

A la Universidad Autónoma del Estado de México a través del Dr. Jorge Lugo de la Fuente, responsable del Nodo Estado de México de la UABC.

A la Universidad Tecnológica del Valle de Toluca por el apoyo otorgado en el desarrollo de este trabajo.

Al Dr. Jorge Lugo de la Fuente, mi maestro, colega pero sobre todo, mi amigo, desde siempre has sido fuente motivadora para superarme académicamente.

A la Dra. Esteller por sus valiosas aportaciones y por su gran disponibilidad para el trabajo, siempre sonriente y con las palabras exactas para avanzar.

Al Dr. Pedro Morales, en verdad, muchas gracias, por su empeño en el trabajo de campo, gracias también por sus valiosas cátedras.

A la Dra. Sara Ojeda Benítez, porque independientemente de ser una gran profesionalista, es una persona muy humana con las cualidades necesarias para guiar atinadamente a estudiantes y colegas.

A la Dra. Concepción, siempre es un gusto escuchar sus comentarios sobre los trabajos que evalúa, aprende uno mucho de usted.

Al Dr. Jorge Ramírez, gracias por el valioso tiempo que me dedicó, de lado al lado del país, me facilitó enormemente esta última fase de mi preparación.

Al Dr. Jaime Alonso Reyes López, por su disposición en aceptar ser parte del grupo de sinodales que evaluaron este trabajo, gracias por su tiempo.

DEDICATORIAS

“El hombre encuentra a Dios detrás de cada puerta que la ciencia logra abrir”

A Dios, por las grandes bendiciones que me ha dado: mi madre, mis hijos y el compañero mi vida, y porque en cada paso que doy, él siempre está ahí.

A mi madre, una gran mujer que me ha dado los mejores años de su vida sin esperar recompensa, y que sabe que la adoro.

A mi esposo, Ulbaldo, quien alguna vez me prometió llegar al final de nuestra vida juntos: tienes una prueba muy grande que superar, de la mano, saldremos adelante y esa promesa se va a cumplir.

A Dani, desde que naciste, has sido la luz y la alegría de mi corazón, espero que encuentres tu camino y logres la meta que te has trazado.

A Carlitos, mi niño, el que aún me pide un beso por las noches, sabiendo que a todas horas, ese beso lo tiene tatuado en sus mejillas.

A mi familia, pequeña en número pero grande en corazón, pese a las diferencias, somos una gran familia: Irma, Paco, Paquito, Fany, Chela, Tere, Sergio, Tavo, Frida, Benjamin, Renatita, Héctor, Mary, José, Javier y José.

A mis amigas y compañeras de vida: Lili, Malu, Lupita, Soco.

A todos mis alumnos que contribuyeron de una u otra manera en el desarrollo de los trabajos, sobre todo de campo: Ángel, Emmanuel, Omar, Tania, Claudia, Pedro, Gisel, Lupita, Eber, Ivan, Jeimy, Iris.

RESUMEN

El problema de la disposición de los residuos sólidos urbanos para las autoridades del municipio de San Mateo Mexicaltzingo, Estado de México, se ha convertido no solo en un problema social y económico, sino en un potencial riesgo para la conservación de la calidad del agua subterránea en la zona. En este municipio, los residuos son vertidos en un área que en años anteriores se utilizó para la extracción de materiales pétreos, la cual fue abandonada y el socavón fue entonces aprovechado para verter los residuos generados por los habitantes y destinar también los residuos tanto del rastro municipal, como de los que generan los 147 obradores del lugar. Esta actividad da lugar a que por la cantidad de residuos depositados, sea considerado por la legislación un sitio “C”, lo que obliga a las autoridades a realizar un saneamiento del lugar, que actualmente funciona como tiradero a cielo abierto sin ningún tipo de manejo estipulado en la NOM-083-SEMARNAT-2003. A través de los análisis de geofísica realizados en la zona de estudio, se evidenció la presencia de infiltraciones del lixiviado que se produce en el vertedero, localizados en profundidades de 4 a 7 m a partir de donde se localiza el basurero. Los estudios geotécnico establecen que la zona se encuentra sobre capas de arenas que facilitan la infiltración del agua que arrastran consigo los contaminantes contenidos en los lixiviados. El análisis de las características hidroquímicas de muestras de agua obtenidas de piezómetros perforados en las cercanías del basurero, el pozo que se

utiliza para la extracción del agua para consumo humano, la laguna formada por escurrimientos en la zona así como de lixiviados, confirman el deterioro de la calidad del agua subterránea. Se utilizaron las metodologías AVI y Ekv para establecer la vulnerabilidad a la contaminación del sitio la cual resulto ser alta. Cercano al basurero se ubica el pozo “Solidaridad” de donde se bombea el agua a la población, dicha agua potencialmente puede contaminarse. Los análisis del flujo de agua realizados con el software MODFLOW indican que la dirección del flujo se modifica de su curso natural por acción del bombeo y se dirige hacia el pozo. Esta agua presenta concentraciones altas de cloruros y carga orgánica. Aunque la acción más aceptable es el cierre del sitio, el municipio no cuenta con otra área para verter los residuos, por lo que actualmente busca financiamiento para sanearlo y abrir una celda con las características que marca la norma aplicable a rellenos sanitarios.

CONTENIDO

INTRODUCCIÓN.....	1
CAPÍTULO I. MARCO TEÓRICO	5
1.1 Generación de residuos.....	6
1.2 Disposición final de residuos sólidos.....	10
1.2.1 Rellenos sanitarios (RESA).....	11
1.2.2 Sitios controlados.....	12
1.2.3 Sitios no controlados.....	12
1.3 Propiedades físicas de los RSU.....	17
1.3.1 Densidad y contenido de humedad.....	17
1.3.2 Conductividad hidráulica de los residuos.....	18
1.3.3 Capacidad de campo.....	18
1.3.4 Porosidad.....	19
1.4 Impactos de la disposición de los RSU.....	21
1.4.1 Contaminación del Aire.....	21
1.4.2 Proliferación de fauna nociva.....	23
1.4.3 Contaminación del Suelo y del Agua.....	24
1.5 Lixiviados.....	25
1.5.1 Composición del lixiviado.....	26
1.5.2 Potencial de formación de lixiviados.....	29
1.5.3 Destino de los constituyentes de los lixiviados en la migración subsuperficial	33
1.6 Técnicas geofísicas.....	36
1.6.1 Sondeos Eléctricos Verticales (SEV).....	37
1.6.2 Tomografía eléctrica.....	39

1.7	Sondeo geotécnico.....	44
1.7.1	Clasificación de los suelos.....	45
1.7.2	Conductividad hidráulica.....	48
1.8	Flujo del agua subterránea.....	53
1.9	Hidrogeoquímica.....	55
1.10	Los vertederos como factor de contaminación de las aguas subterráneas.....	56
1.11	Modelación.....	58

CAPITULO II. ZONA DE ESTUDIO

2.1	San Mateo Mexicaltzingo, Estado de México.....	60
2.2	Características y uso del suelo.....	62
2.3	Geología.....	62
2.4	Clima.....	63
2.5	Hidrografía.....	64

CAPÍTULO III. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1	Caracterización de los residuos sólidos urbanos.....	67
3.2	Técnicas geofísicas.....	69
3.2.1	Tomografía eléctrica.....	69
3.2.2	Sondeos eléctricos verticales (SEV's).....	72
3.3	Sondeo geotécnico.....	76
3.3.1	Ubicación del sitio del sondeo geotécnico.....	76
3.3.2	Obtención de muestras de suelo.....	77
3.3.3	Preparación de las muestras.....	78
3.3.4	Análisis granulométrico.....	79
3.3.5	Determinación de la conductividad hidráulica.....	80

3.3.6	Perfiles estratigráfico.....	81
3.4	Flujo del agua subterránea.....	81
3.5	Hidrogeoquímica.....	82
3.5.1	Estimación del volumen de lixiviados generados en el vertedero de San Mateo Mexicaltzingo.....	83
3.5.2	Diseño de la red de monitoreo de agua subterránea.....	83
3.5.3	Perforaciones de los pozos de muestreo.....	84
3.5.4	Muestreo.....	87
3.5.5	Análisis de muestras.....	88
3.5.6	Tratamiento de datos.....	89
3.6	Caracterización hidrodinámica geológica del sitio.....	90
3.7	Modelación numérica de la pluma de contaminación. Modelo Conceptual.....	90
3.7.1	Modelo de elevación.....	91
3.7.2	Modelo de flujo.....	91
3.7.3	Carpeta de uso de suelo.....	92
3.7.4	Carpeta hidráulica.....	92
3.7.5	Carpeta hidrológica.....	93
3.7.6	Carpeta hidrogeológica.....	93
3.7.7	Carpeta geológica.....	94
3.7.8	Carpeta ambiental.....	94
3.8	Geometría de la pluma de contaminación.....	95
3.9	Proponer medidas de mitigación o de control del paso de los contaminantes hacia los pozos que abastecen de agua potable a las comunidades cercanas.....	95

CAPÍTULO IV. RESULTADOS Y ANÁLISIS DE RESULTADOS

4.1	Residuos Sólidos Urbanos.....	96
4.2	Sondeo eléctrico vertical (SEV).....	100
4.2.1	Curvas geoelectricas.....	100
4.2.2	Pseudosección de isoresistividad eléctrica aparente.....	106
4.3	Tomografía eléctrica.....	118
4.4	Sondeo geotécnico.....	119
4.4.1	Curvas granulométricas.....	119
4.4.2	Conductividad hidráulica.....	123
4.4.3	Construcción del perfil estratigráfico.....	123
4.5	Flujo del agua.....	126
4.6	Hidrogeoquímica.....	132
4.6.1	Estimación del volumen de lixiviados generados en el vertedero.....	132
4.6.2	Modelación del volumen de lixiviados mediante el software HEPL.....	134
4.6.3	Caracterización de los lixiviados.....	135
4.6.4	Caracterización de la laguna de lixiviados.....	144
4.6.5	Caracteriza con de las muestras de agua.....	149
4.6.6	Facies hidroquímicas.....	151
4.7	Modelo de flujo de agua subterránea.....	155
4.8	Vulnerabilidad del acuífero.....	158
4.8.1	Método AVI (Aquifer Vulnerability Index).....	159
4.8.2	Método EKv.....	160
	CAPÍTULO V. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.....	163
	CITAS BIBLIOGRÁFICAS.....	168
	ANEXOS.....	187

ÍNDICE DE FIGURAS

CAPÍTULO I. MARCO TEÓRICO

Figura 1.1	Comparación de la generación de RSU en varios países del mundo.	7
Figura 1.2	Generación de RSU por municipio de la CARL.....	10
Figura 1.3	Balance hidrológico en un RESA.....	30
Figura 1.4	Balance hidrológico para valorar la formación del lixiviado en un RESA.....	31
Figura 1.5	Esquema básico de los métodos de resistividad.....	41
Figura 1.6	Esquema básico de los métodos de resistividad.....	42

CAPITULO II. ZONA DE ESTUDIO

Figura 2.1	Ubicación del municipio de San Mateo Mexicaltzingo, Estado de México.....	60
Figura 2.2	Geología en el municipio de San Mateo Mexicaltzingo, Estado de México.....	62
Figura 2.3	Red de pozos de agua potable en San Mateo Mexicaltzingo, Estado de México.....	64
Figura 2.4	Ubicación del tiradero de residuos en el municipio de San Mateo .Mexicaltzingo, Estado de México.....	66

CAPÍTULO III. MATERIALES Y MÉTODOS

Figura 3.1	Muestreo de residuos en el municipio de San Mateo Mexicaltzingo...	68
Figura 3.2	Cuarteo, selección y cuantificación de los RSU.....	69
Figura 3.3	Ubicación del perfil de la tomografía eléctrica realizada en el tiradero de residuos de San Mateo Mexicaltzingo.....	70

Figura 3.4	Colocación de los electrodos para el perfil de la tomografía eléctrica en los alrededores del vertedero de San Mateo Mexicaltzingo.....	71
Figura 3.5	Colocación de los electrodos para el perfil de la tomografía eléctrica en los alrededores del vertedero de San Mateo Mexicaltzingo.....	72
Figura 3.6	Ubicación de Sondeos Eléctricos Verticales (SEV's) en el área de estudio.....	73
Figura 3.7	Equipo SYSCAL JUNIOR usado en campo.....	74
Figura 3.8	Localización del piezómetro donde se realizó el estudio geotécnico..	76
Figura 3.9	Muestreador de Denison para la extracción de muestras de subsuelo.....	77
Figura 3.10	Muestra de suelo extraída de la perforación del piezómetro.....	78
Figura 3.11	Determinación de los diámetros efectivos (d_e).....	80
Figura 3.12	Localización de los puntos que conforman la red de monitoreo de agua.....	84
Figura 3.14	Perforación Wacker de la Facultad de Ingeniería de la UAEMéx, realizando la perforación del piezómetro en San Mateo Mexicaltzingo.....	85
Figura 3.15	Esquema de las perforaciones de los piezómetros realizados en el vertedero de San Mateo Mexicaltzingo.....	86
Figura 3.16	Hidrocaptor de líquidos para piezómetros y pozos de venteo.....	88

CAPÍTULO IV. RESULTADOS Y ANÁLISIS DE RESULTADOS

Figura 4.1	Datos de campo e interpretación de los Sondeos Eléctricos	
	Verticales, SEV's MX1 y MX2.....	100
Figura 4.2	Datos de campo e interpretación de los Sondeos Eléctricos	
	Verticales, SEV's MX3 y MX4.....	101
Figura 4.3	Mapas que muestran la distribución de la resistividad del subsuelo a diferentes valores de AB/2 (6, 10, 16, 25 y 50m).....	102
Figura 4.4	Mapa de la distribución de la resistividad aparente a diferentes profundidades.....	104
Figura 4.5	Sección geoelectrica interpretada a lo largo del perfil A-A'. Las resistividad están en Ohm-m.....	107
Figura 4.6	Sección geoelectrica interpretada a lo largo del perfil B-B'. Las resistividades están en Ohm-m.....	109
Figura 4.7	Sección geoelectrica interpretada a lo largo del perfil C-C'. Las resistividades están en Ohm-m.....	111
Figura 4.8	Sección geoelectrica interpretada a lo largo del perfil D-D'. Las resistividades están en Ohm-m.....	113
Figura 4.9	Sección geoelectrica interpretada a lo largo del perfil E-E'. Las resistividades están en Ohm-m.....	115
Figura 4.10	Imágenes 2D de los perfiles de tomografía eléctrica realizada en la zona del tiradero de residuos.....	117
Figura 4.11	Resistividades aguas arriba del vertedero.....	118
Figura 4.12	Ejemplos de curvas granulométricas obtenidas en el sitio.....	120
Figura 4.13	Perfil estratigráfico y conductividad hidráulica de la zona de estudio..	123

Figura 4.14	Dirección del flujo regional del agua subterránea.....	125
Figura 4.15	Formación de la laguna de lixiviados en el socavón de residuos.....	126
Figura 4.16	Dirección del agua en el tiradero junio 18.....	128
Figura 4.17	Dirección del agua en el tiradero julio 3.....	128
Figura 4.18	Dirección del agua en el tiradero julio 19.....	129
Figura 4.19	Dirección del agua en el tiradero agosto 18.....	129
Figura 4.20	Flujo somero del agua subterránea.....	130
Figura 4.21	Pozo de venteo del vertedero de Mexicaltzingo.....	134
Figura 4.22	Laguna de lixiviados formada en el vertedero de residuos de Mexicaltzingo.....	144
Figura 4.23	Efecto de los niveles freáticos en los volúmenes de agua determinados en la laguna de lixiviados.....	146
Figura 4.24	Diagrama de Piper que muestra la composición del agua subterránea muestreada durante la temporada de lluvias en el 2010.	152
Figura 4.25	Diagrama de Schoeller que muestra las concentraciones de iones determinados en las diferentes matrices.....	153
Figura 4.26	Malla de modelado del flujo de agua subterránea.....	154
Figura 4.27	Estrato 10, flujo del agua subterránea en dirección sur oriente al vertedero de residuos.....	156
Figura 4.28	Mapa de distribución de concentraciones de cloruros en la zona del tiradero de residuos.....	157
Figura 4.29	Mapa de vulnerabilidad AVI.....	160
Figura 4.30	Mapa de vulnerabilidad EKv.....	161

ÍNDICE DE TABLAS

CAPÍTULO I. MARCO TEÓRICO

Tabla 1.1	Clasificación de los residuos sólidos.....	6
Tabla 1.2	Generación de RSU por entidad federativa (miles de toneladas/año).....	9
Tabla 1.3	Disposición final de residuos sólidos urbanos por Entidad Federativa (1999-2006)' (miles de ton/año).....	14
Tabla 1.4	Datos típicos sobre la composición de lixiviados en RESA nuevos y maduros.....	28
Tabla 1.5	Conductividad hidráulica promedio aproximada.....	51
Tabla 1.6	Fórmulas empíricas para la determinación de la conductividad hidráulica.....	52

CAPÍTULO III. MATERIALES Y MÉTODOS

Tabla 3.1	Localización de los piezómetros.....	81
Tabla 3.2	Localización de las norias.....	82
Tabla 3.2.1	Temporadas de muestreo en la red de monitoreo.....	87

CAPÍTULO IV. RESULTADOS Y ANÁLISIS DE RESULTADOS

Tabla 4.1	Generación per cápita de RSU en algunos municipios del Estado de México.....	96
Tabla 4.2	Categorías de sitios de disposición final.....	97

Tabla 4.3	Porcentaje de subproductos de los RSU generados en Mexicaltzingo, México.....	98
Tabla 4.4	Diámetros efectivos de las muestras obtenidas en el MPZ.....	121
Tabla 4.5	Resultados de medición peizométrica utilizando una sonda eléctrica.....	127
Tabla 4.6	Caracterización físico-química y microbiológica de los lixiviados colectados en cuatro campañas de muestreo.....	137
Tabla 4.7	Fluctuación de los volúmenes de agua contenidos en la laguna de lixiviados (m ³).....	144
Tabla 4.8	Caracterización del agua de la laguna de lixiviados en 4 campañas de muestreo.....	146
Tabla 4.9	Resultados de los análisis físicos y químicos en las diferentes matrices acuosas.....	148
Tabla 4.10	Balance iónico de muestras agua y lixiviados.....	150
Tabla 4.11	Vulnerabilidad del Acuífero según el México AVI.....	159

ANEXOS

Figura A.1	Curvas granulométricas de 0 a 6 m.....	187
Figura A.2	Curvas granulométricas de 6 a 12 m.....	188
Figura A.3	Curvas granulométricas de 12 a 16.8 m.....	189
Figura A.4	Curvas granulométricas de 16.8 a 23.7 m.....	190
Figura A.5	Curvas granulométricas de 23.57 a 27.6 m.....	191
Tabla A.1	Peso de las muestras de suelo (gramos).....	180

Tabal A.2	Porcentajes retenidos por malla.....	182
Tabla A.3	Porcentajes que pasan con respecto al tamaño de malla (mm).....	184
Tabla A.4	Valores de diámetro efectivo para cada muestra.....	186
Tabla A.5	Conductividad hidráulica del suelo, incluyendo el peso de la muestra obtenida y los msnm a los que se encontró la muestra.....	192

INTRODUCCIÓN

La nueva forma de vida y el crecimiento económico en los países en vías de desarrollo genera cada vez una mayor cantidad de desechos domésticos y comerciales (Miller & Friedland, 1994). Su disposición, en sitios poco o nada adecuados, han provocado que los lixiviados generados por la basura, se desplacen gradualmente a terrenos colindantes y alcancen a las aguas subterráneas, contaminándolas (Morales, 2008; Bengtsson *et al.*, 1994). Estos sitios causan serias afectaciones a la calidad del agua que es extraída de pozos cercanos y que suplen de agua potable a la población, industrias y a otras actividades como la agricultura. Por ello es necesario planear el monitoreo de la calidad del agua extraída, ya que los lixiviados procedentes de los tiraderos activos y no activos contienen contaminantes que pueden persistir por décadas en el agua subterránea (Matias *et al.*, 1994).

A pesar de este escenario, los vertederos a cielo abierto de residuos, en pleno siglo XXI, se siguen utilizando como la principal alternativa de disposición final de residuos, en los países subdesarrollados, principalmente a nivel municipal (Morales, 2008). Aún en países considerados desarrollados, esta situación ha traído consecuencias negativas enormes a países como Estados Unidos, en el cual se han detectado más de 1,400 sitios fuertemente contaminados. De estos sitios, una quinta parte corresponden a sitios considerados como “rellenos sanitarios” donde, por descuido, se han llegado a depositar residuos peligrosos, contaminando los acuíferos (Hidalgo, 2003).

Por lo anterior, en el presente estudio se investigó el impacto a la calidad del agua subterránea que tienen los lixiviados generados en el tiradero de residuos a cielo abierto en el Municipio de San Mateo Mexicaltzingo, Estado de México, a través de la evaluación numérica de la pluma de contaminación originada en el sitio. Para ello se estableció la caracterización estratigráfica del área en estudio a través de una prospección geofísica con una perforación realizada a 30 m de profundidad. Se realizó también un estudio geotécnico que incluyó una tomografía eléctrica y un sondeo eléctrico vertical (SEV) en los alrededores del sitio, que permitió evidenciar la presencia de flujos de agua contaminados provenientes del tiradero. Así mismo, se realizaron análisis de agua en una red de monitoreo diseñada ex profeso para los fines de la investigación. Los resultados de la investigación bibliográfica y de campo en la zona de estudio permitieron establecer el modelo conceptual necesario para la modelación de flujo y transporte de contaminantes, que muestra todas las interacciones posibles entre el sitio de disposición y el sistema de agua subterránea en estudio, con el cual se formuló un simulador numérico.

El área de estudio se ubica en la parte meridional del Estado de México, en el municipio de San Mateo Mexicaltzingo, en una zona de extracción de materiales pétreos para la construcción que actualmente está abandonada. Por ello, el H. Ayuntamiento aprovechó destinó este terreno para depositar los residuos sólidos urbanos generados por la población y los residuos de manejo especial generados por el rastro municipal. Cabe hacer mención que el municipio no lleva a cabo acciones de control sobre el vertedero, como la compactación, recubrimiento e impermeabilización del sitio entre otras

establecidas en la normatividad, lo que ha originado que se convierta en una fuente potencial de contaminación del aire, suelo y agua subterránea subyacente a la zona.

Por ello, en el presente estudio se establecieron los siguientes objetivos:

OBJETIVO GENERAL

Evaluar el comportamiento de la pluma de contaminación generada en el vertedero de residuos sólidos del municipio de San Mateo Mexicaltzingo, Estado de México, por medio de la modelación numérica, para determinar su posible afectación a las aguas subterráneas y proponer diferentes alternativas de remediación.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Determinar la generación *per cápita* de los residuos sólidos urbanos producidos en la zona de estudio con así como algunas de sus características físicas con el fin de establecer su incidencia en el comportamiento y propiedades de los lixiviados originados por los residuos.
- Realizar una prospección geofísica y sondeo geotécnico que permita realizar una caracterización hidrogeológica del sitio de estudio e identificar focos de filtración de lixiviados en el subsuelo

- Implementar una red de monitoreo de agua subterránea y lixiviados, que permitan evaluar algunos indicadores de contaminación y conocer la evolución hidrogeoquímica del agua subyacente a la zona de estudio.
- Estimar el volumen de lixiviado generado en el sitio de disposición final de residuos utilizando la modelación mediante el software HELP así como el balance hídrico de la zona.

El documento de tesis está dividido en cinco capítulos. El capítulo uno presenta el marco teórico e incluye los antecedentes que existen sobre el tema de estudio; en el capítulo dos se describe de manera general la zona de estudio donde se ubica el tiradero de residuos; en el capítulo tres se explican los materiales y métodos empleados para abordar el presente trabajo de tesis y en el capítulo cuatro se describen y se discuten los resultados obtenidos. Finalmente, en el capítulo cinco se enuncian las conclusiones así como las recomendaciones para estudios posteriores.

CAPÍTULO I

MARCO TEÓRICO

De acuerdo a la Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos (LGPGIR, 2014), un residuo se considera como un material o producto cuyo propietario o poseedor desecha y que se encuentra en estado sólido o semisólido, o es un líquido o gas contenido en recipientes o depósitos, y que puede ser susceptible de ser valorizado o requiere sujetarse a tratamiento o disposición final. Tchobanoglous y colaboradores (1998) definen específicamente a los residuos sólidos como a todos los residuos que provienen de actividades animales y humanas, que normalmente son desechados como inútiles o superfluos y que la mayoría de las veces son depositados en lugares poco o nada adecuados para su disposición final. En México la clasificación que establece la LGPGIR (2013) para los residuos generados en el país se muestran en la **Tabla 1.1**.

Tabla 1.1 Clasificación de los residuos sólidos

	Descripción
Residuos peligrosos (RP)	Aquellos que poseen alguna característica CRETIB que les confieren peligrosidad, así como envases, recipientes o embalajes y suelos que hayan sido contaminados al ser transferidos a otro sitio.
Residuos Sólidos Urbanos (RSU)	Son los generados en las casas-habitación, que resulten de la eliminación de los materiales que se usen en las actividades domésticas, de los productos de consumo y sus envases, embalajes o empaques; los residuos que provienen de cualquier otra actividad dentro de establecimientos o la vía pública que genere residuos con características domiciliarias y, los resultantes de la limpieza de las vías y lugares públicos.
Residuos de Manejo Especial (RME)	Son los que resultan de los procesos productivos y que no reúnen las características para ser considerados como peligrosos o como Residuos Sólidos Urbanos, o que son producidos por grandes generadores de Residuos Sólidos Urbanos.

Fuente: LGPGIR, 2014

1.1 GENERACIÓN DE RESIDUOS

En México, la generación *per cápita* de RSU pasó de 0.852 kg/hab-día en 1998 a 0.990 kg/hab-día en el 2011 (SEMARNAT, 2012). México es considerado uno de los países que más residuos generan en América Latina y su generación *per cápita* es equiparable a países como Japón, Chile y Turquía (figura 1.1). En ese año, un mexicano promedio generó 14% más residuos que un ciudadano de la República Checa y cerca del 79% del

volumen producido por un noruego promedio (OECD, 2013). De los 36'135,000 ton/año generadas en el 2005 en nuestro país, se estima que 11'923,000 fueron desechados ilegalmente en sitios que no cumplen con las características mínimas de un relleno sanitario (Hernández *et al.*, 2008) situación que se ha agravado, debido al incremento en el 2011 de la generación de RSU, que alcanzó la cifra de 41'062,000 toneladas por año.

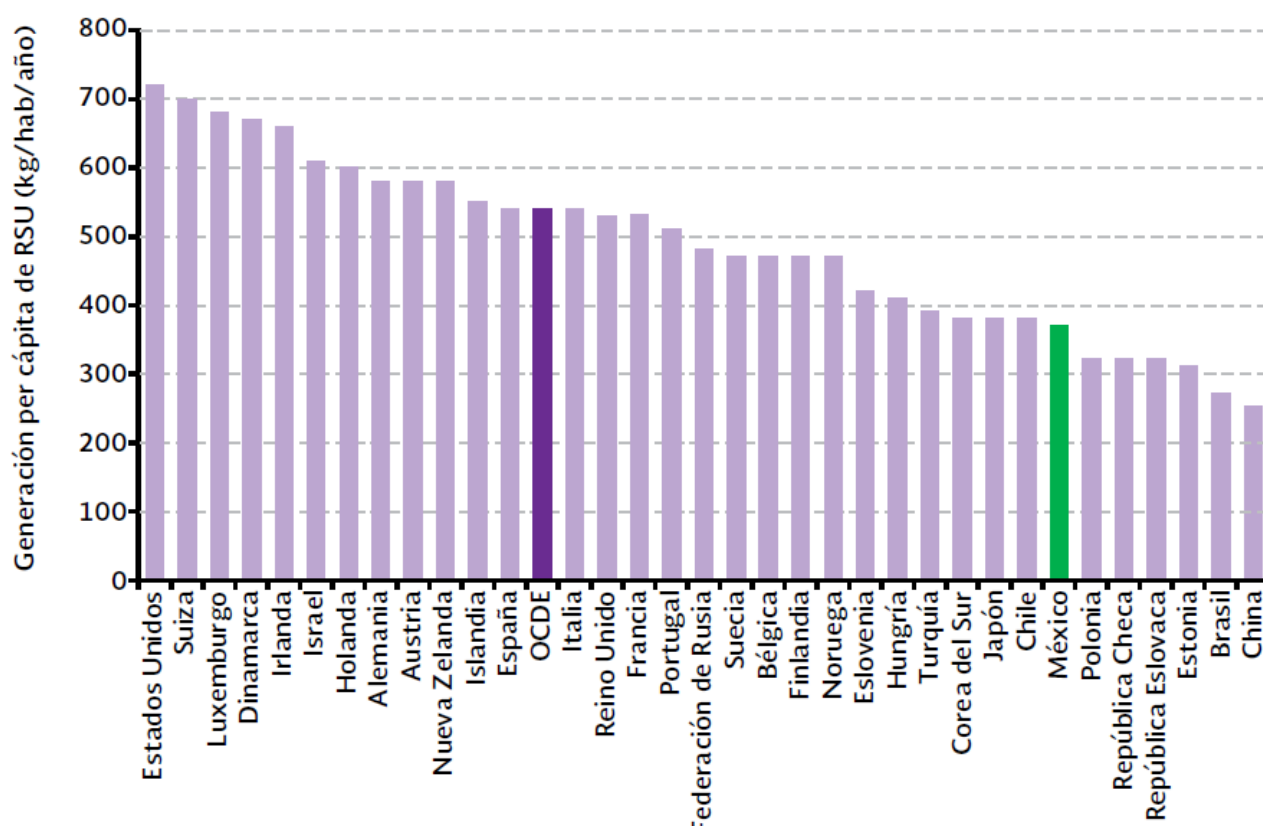


Figura 1.1 Comparación de la generación de RSU en varios países del mundo (2012). Fuente: OECD, 2013.

Esta generación muestra también diferencias importantes entre los estados que conforman a México. Los habitantes de estados muy urbanizados como el Distrito Federal, Nuevo León, Estado de México y Baja California generaron en el año 2011 más de un kilogramo de residuos diarios por persona, en contraste con lo que generaron en promedio los habitantes de estados menos urbanizados como Oaxaca, Chiapas, Hidalgo,

Zacatecas y Tlaxcala, cuya generación no rebasó los 0.7 kg diarios. La gestión de los RSU comprende desde su generación, almacenamiento, transporte y tratamiento, hasta su disposición final en algún sitio. Aún no se han incorporado en todo el territorio nacional técnicas modernas para la solución de este problema, por lo que es relativamente frecuente que los residuos se viertan sobre depresiones naturales del terreno.

Un aspecto importante del manejo es la recolección de los RSU, en 1998 se recolectaba cerca del 85% del total generado y en 2011 esta cifra ascendió a 93%, el Estado de México reporta un 86.8% para el mismo año (SEMARNAT, 2012). En México, el servicio de recolección se realiza según la localidad: en el caso del Distrito Federal se da por medio de las delegaciones y en la provincia, por medio de los municipios. Las organizaciones encargadas de normar y supervisar todo el proceso son la Secretaría de Salud (SSA) y la Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT).

Por lo anterior, México se enfrenta a un gran reto en el manejo de sus desechos sólidos, en los últimos años, la generación total de RSU se incrementó, alcanzando 41.062 millones de toneladas en el año 2011 (SEMARNAT, 2012). Los RSU se producen mayormente en la región Centro (51%), siguiéndole la región Norte (16%) y el Distrito Federal (12%). Para del 2011, según datos registrados por el INEGI la generación de RSU fue de 6.610 millones de toneladas tan solo en el Estado de México (**tabla 1.2**).

Tabla 1.2. Generación de RSU por entidad federativa (miles de toneladas/año)

Entidad Federativa	Año					
	2006	2007	2008	2009	2010	2011
Aguascalientes	334.00	358.00	370.00	376.00	390.55	401.50
Baja California	1,219.00	1,241.00	1,288.00	1,336.00	1,343.20	1,385.17
Baja California Sur	177.00	188.00	195.00	204.00	229.95	244.55
Campeche	232.00	237.00	243.00	248.00	259.15	266.45
Coahuila	819.00	849.00	865.00	883.00	932.58	959.95
Colima	181.00	186.00	190.00	197.00	211.70	220.83
Chiapas	1,080.00	1,110.00	1,132.00	1,153.00	1,241.00	1,281.15
Chihuahua	1,234.00	1,212.00	1,237.00	1,263.00	1,262.90	1,288.45
Distrito Federal	4,599.00	4,698.00	4,745.00	4,782.00	4,836.25	4,891.00
Durango	464.00	478.00	485.00	493.00	521.95	534.72
Guanajuato	1,613.00	1,653.00	1,683.00	1,708.00	1,859.68	1,921.73
Guerrero	869.00	865.00	871.00	876.00	959.95	987.33
Hidalgo	595.00	624.00	635.00	642.00	709.93	737.30
Jalisco	2,528.00	2,654.00	2,710.00	2,767.00	2,890.80	2,971.10
México	6,051.00	6,026.00	6,169.00	6,314.00	6,484.23	6,610.15
Michoacán	1,106.00	1,091.00	1,100.00	1,106.00	1,213.63	1,248.30
Morelos	548.00	538.00	548.00	558.00	596.78	615.03
Nayarit	270.00	276.00	279.00	292.00	319.38	332.15
Nuevo León	1,796.00	1,871.00	1,914.00	1,971.00	2,045.83	2,098.75
Oaxaca	803.00	797.00	803.00	810.00	877.83	899.72
Puebla	1,593.00	1,664.00	1,736.00	1,770.00	1,815.88	1,856.03
Querétaro	518.00	548.00	562.00	577.00	618.68	642.40
Quintana Roo	369.00	407.00	425.00	442.00	452.60	470.85
San Luis Potosí	657.00	703.00	714.00	726.00	757.38	777.45
Sinaloa	889.00	878.00	887.00	902.00	947.18	969.08
Sonora	803.00	816.00	832.00	847.00	905.20	934.40
Tabasco	617.00	619.00	628.00	639.00	702.63	726.35
Tamaulipas	1,068.00	1,071.00	1,095.00	1,121.00	1,158.88	1,188.08
Tlaxcala	279.00	286.00	294.00	307.00	321.20	330.33
Veracruz	1,952.00	2,011.00	2,035.00	2,070.00	2,197.30	2,252.05
Yucatán	522.00	551.00	562.00	573.00	591.30	605.90
Zacatecas	350.00	359.00	363.00	372.00	403.33	414.28
Nacional	36,135	36,865	37,595	38,325	40,058	41,062

Fuente: SEMARNAT, 2012.

En el Estado de México, específicamente en los 33 municipios que conforman la Cuenca Alta del Río Lerma, la generación de RSU es de 2,677 Ton por día, distribuido como se muestra en la **figura 1.2**. Evidentemente, el municipio de Toluca se constituye como el mayor generador, seguido del municipio de Metepec, entidades circunvecinas a San Mateo Mexicaltzingo, zona de estudio del presente proyecto

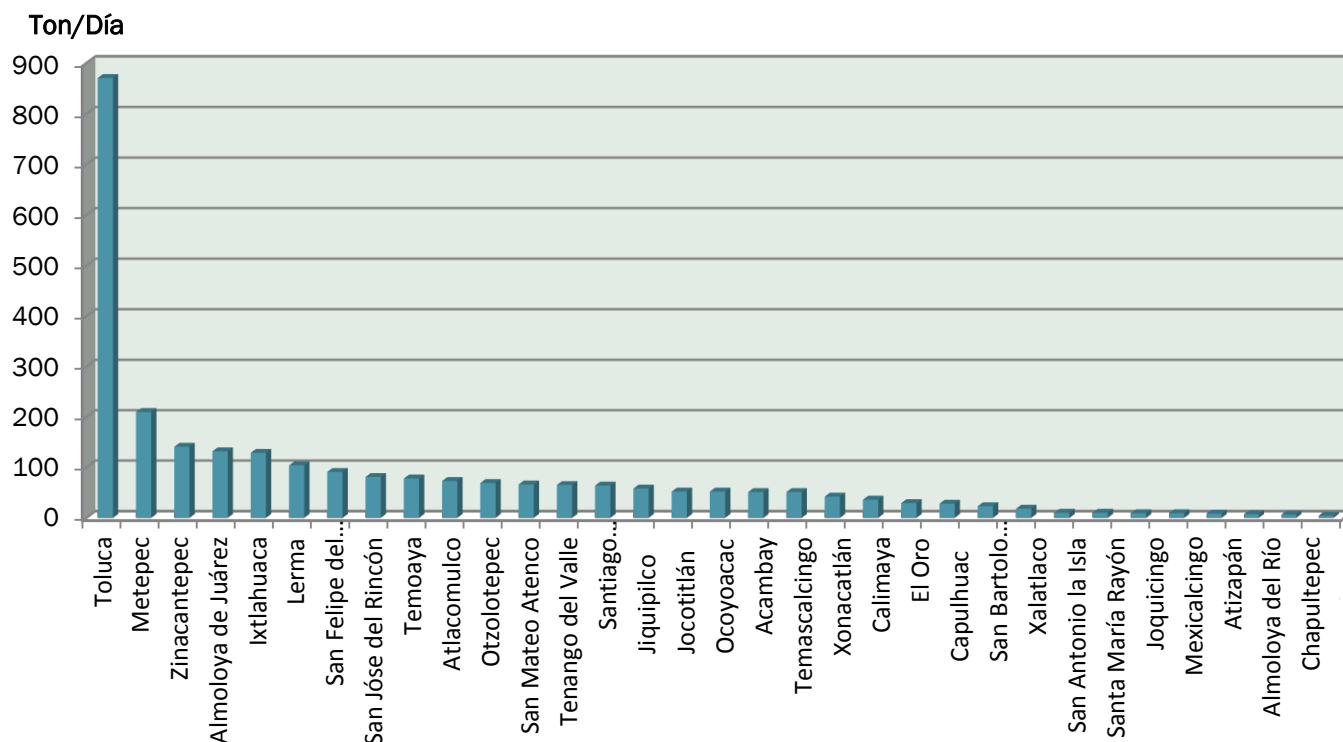


Figura 1.2. Generación de RSU por municipio de la CARL (Fuente: Secretaría de Medio Ambiente, Dirección General de Prevención y Control de la Contaminación del Agua, Suelo y Residuos, 2010)

1.2 DISPOSICIÓN FINAL DE RESIDUOS SÓLIDOS

De acuerdo a la NOM-083-SEMARNAT-2003, la disposición final es toda “acción de depositar o confinar permanentemente residuos en sitios e instalaciones cuyas características permitan prevenir su liberación al ambiente y las consecuentes afectaciones a la salud de la población y a los ecosistemas y sus elementos”. De acuerdo con la misma norma, se define como Sitios de Disposición Final de Residuos a aquellos sitios en los que se deposita o se han depositado residuos sólidos en forma ilegal o legal por períodos prolongados de tiempo, dichos sitios representan focos descontrolados de contaminación sanitaria y ambiental, tanto para suelo, agua superficial y subterránea y atmósfera así como ocasionar la proliferación de insectos y malos olores, aun cuando también pueden transformarse en lugares atractivos, pero claramente riesgosos para el

establecimiento de algunos asentamientos humanos (Tchobanoglous *et al.*, 2002). Entre estos sitios se reconocen los rellenos sanitarios (RESA), sitios controlados y sitios no controlados (NOM-083-SEMARNAT-2003). La SEDESOL estima que en 2012, a nivel nacional, 72% de los residuos sólidos generados en México se depositó en 196 rellenos sanitarios y 20 sitios controlados, con una capacidad de almacenamiento total de 26.14 millones de toneladas (SEMARNAT, 2012).

1.2.1 Rellenos sanitarios (RESA)

Un RESA es “una obra de infraestructura que involucra métodos y obras de ingeniería para la disposición final de residuos sólidos urbanos y de manejo especial, con el fin de controlar, a través de la compactación e infraestructuras adicionales, los impactos ambientales” (NOM-083-SEMARNAT-2003). Cuenta con múltiples medidas para reducir los problemas generados por otro método de disposición de los residuos como son los tiraderos, dichas medidas son, por ejemplo, el estudio meticuloso de impacto ambiental, económico y social, desde la planeación y elección del lugar hasta la vigilancia y estudio del lugar en todo el tiempo de operación del vertedero (FEMISCA, 2009).

En un RESA, a medida que se va colocando la basura, ésta es compactada con maquinaria y cubierta con una capa de tierra y otros materiales para posteriormente cubrirla totalmente, y sobre esta depositar otra capa de basura y así sucesivamente hasta que el relleno sanitario se da por saturado. Al término de su vida útil, estos sitios son destinados a la reforestación o a otras actividades ecológicas. Sin embargo, actualmente las posibilidades para el uso final de los vertederos es más limitada debido a las normativas estatales y federales (Tchobanoglous *et al.*, 1994)

1.2.2 Sitios controlados

Un sitio controlado es una obra de ingeniería construida para depositar permanentemente Residuos Sólidos. Cumple con las especificaciones de un RESA en lo que se refiere a obras de ingeniería, por ejemplo, cuenta con tuberías para el control de biogás, un sistema de captación de lixiviados, así como sistemas de compactación. También en lo referente a la operación cuenta con ciertos controles como son dispositivos de acceso al sitio y registro de residuos que ingresan. Estos aspectos son importantes, pero insuficientes para catalogar al sitio como un relleno sanitario ya que no cumplen con las especificaciones de impermeabilización (NOM-083-SEMARNAT-2003).

1.2.3 Sitios no controlados

En relación con los RSU con otro destino final, la GIRE SOL (2008) reporta que 25 mil toneladas al día se depositan en tiraderos a cielo abierto, barrancas, o en cualquier otro sitio sin control. En la actualidad en nuestro país, aún persiste la práctica inadecuada de la disposición final de los residuos sólidos municipales mediante tiraderos o vertederos a cielo abierto, los cuales son considerados como sitios no controlados; esta práctica consiste exclusivamente en depositar los residuos sólidos sobre el suelo, sin control alguno, generando por este hecho una serie de impactos negativos para la salud pública y el ambiente.

El problema de la inadecuada disposición final de los residuos sólidos tomó importancia en la década de los ochentas en la Ciudad de México, debido al rápido crecimiento urbano-industrial que ha experimentado esta metrópoli con respecto al resto del país. La alta generación de residuos sólidos, derivada de la gran concentración humana

alcanzada, y la falta de control en la disposición final de los mismos, propició el establecimiento de los tiraderos de Santa Cruz Meyehualco, Santa Fe, San Lorenzo Tezonco, Santa Catarina, Bordo Xochiaca, Tláhuac, Tlalpan y Milpa Alta; los cuales ocuparon una superficie total de 308 Ha (SEDESOL, 2006). Esta práctica inadecuada obedece básicamente al desconocimiento de las técnicas de disposición final, negligencia, al control del sitio por parte de los diferentes grupos de pepenadores y a la falta de recursos financieros entre otros.

Para la utilización de tiraderos a cielo abierto, obviamente no se lleva a cabo un estudio preliminar, por lo que son creados de manera arbitraria. En la **tabla 1.3** se aprecian los datos acerca de la disposición final de los RSU en RESA y sitios no controlados, destacando que en el Estado de México, un 40% de los RSU aún son dispuestos de manera inadecuada.

Tabla 1.3. Disposición final de residuos sólidos urbanos por Entidad Federativa (1999 – 2006)¹ (miles de ton /año).

Entidad Federativa	Rellenos Sanitarios								Sitios no Controlados y reciclaje							
	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
Estados Unidos Mexicanos	16936	16912	18604	19211	21140	22305	22931	23523	14016	13821	12884	12963	11775	12297	12453	12612
Aguascalientes	241	237	243	274	299	314	327	334	35	39	42	20	0	0	0	0
B. California	799	793	813	847	1027	1083	1125	1168	44	148	172	180	46	49	51	51
B. California S.	36	36	39	43	117	131	135	139	91	99	101	103	33	33	33	38
Campeche	86	58	58	58	59	60	62	73	149	131	133	135	138	159	162	159
Coahuila	461	441	452	462	520	567	581	581	222	242	248	254	214	218	220	238
Colima	78	77	80	82	84	87	89	91	70	76	79	81	84	85	88	89
Chiapas	113	109	112	116	119	131	135	313	769	774	797	818	841	902	918	767
Chihuahua	766	752	784	814	848	910	935	953	184	242	246	248	251	258	264	281
Distrito Federal	4351	4351	435	4351	4380	4500	4559	4599	0	0	0	0	0	0	0	0
Durango	263	259	266	271	277	310	309	353	154	141	141	142	143	146	147	111
Guanajuato	234	707	728	931	993	1061	1081	1088	1144	664	678	506	478	494	503	525
Guerrero	35	32	284	289	296	309	316	367	782	733	499	510	522	531	542	502
Hidalgo	88	83	86	88	91	97	103	134	423	428	438	447	456	472	483	461
Jalisco	1767	1699	174	1781	1836	1935	1981	2005	491	469	478	486	482	492	501	523
Edo. México	2774	2658	342	3019	3296	3406	3600	3598	2317	2315	1719	2292	2179	2303	2302	2454
Michoacán	60	58	60	118	347	392	397	379	914	905	922	880	668	685	694	727

Fuente: SEDESOL, 2006

Continuación tabla 1.3

Morelos	55	52	83	85	111	118	121	124	393	407	389	399	382	408	417	424
Nayarit	0	0	0	107	133	153	154	121	239	230	234	131	108	110	111	149
Nuevo León	1416	1404	144	1482	1522	1607	1668	1740	69	93	95	94	99	101	84	55
Oaxaca	0	0	0	0	0	0	11	12	682	685	703	720	730	773	781	791
Puebla	675	662	791	812	1060	1098	1130	1259	647	686	595	610	400	406	418	334
Querétaro	313	309	321	332	345	367	377	386	77	107	111	115	119	122	126	132
Quintana Roo	228	225	168	181	195	209	219	227	17	44	118	120	123	127	133	142
S. L. Potosí	303	296	305	312	321	333	339	341	291	283	288	292	296	298	307	316
Sinaloa	402	375	384	625	639	691	700	697	396	384	394	165	168	170	172	192
Sonora	296	288	298	306	370	360	368	361	362	372	378	383	334	407	417	442
Tabasco	0	0	0	0	194	208	212	211	522	521	536	649	368	383	390	406
Tamaulipas	401	372	384	442	457	500	514	532	417	479	494	461	474	511	525	536
Tlaxcala	191	200	206	212	217	234	239	242	29	30	31	31	31	32	33	37
Veracruz	237	125	430	437	645	707	715	674	158	160	132	134	116	120	121	127
Yucatán	266	256	263	269	277	299	307	305	169	182	186	190	194	197	203	217
Zacatecas	0	0	0	64	65	128	131	115	329	311	315	254	256	219	216	235

Fuente: SEDESOL, 2006

La presencia de tiraderos al aire libre en los últimos días se ven por cualquier lugar, tanto a las orillas de las carreteras, como en los propios ríos que también se han convertido en tiraderos de desechos, situación que representa uno de los mayores problemas de contaminación y con ello, mantener en riesgo la salud de la población. De acuerdo a los datos de la Secretaría del Medio Ambiente del 2009, en el Estado de México se generan diariamente 15,110 toneladas de residuos domésticos, que representan 16 por ciento de la basura que produce el país. De ésta, aproximadamente el 60% se deposita en 10 rellenos sanitarios, como ordena la norma ecológica 083 de la SEMARNAT; el resto se arroja en sitios controlados o en tiraderos a cielo abierto situados en terrenos baldíos, barrancas y arroyos, sin vigilancia alguna. Aun cuando estos últimos sitios son los más numerosos en el estado, reportándose 56, el ingreso de residuos a sitios no controlados se estima en 1,877 Ton/día, cifra inferior al de los 35 sitios controlados, calculada en 3,106 Ton/día.

Algunos municipios esta etapa del servicio la consideran de gasto cero, ya que no tienen infraestructura en el sitio, no cuentan con personal designado, son de operación manual o bien solo vacían los RSU sin darles manejo alguno. Otros municipios no cuentan con sitios de disposición final dentro de su demarcación, teniendo que pagar los servicios correspondientes a la disposición final en otro lugar.

Actualmente, en el Estado de México hay 56 tiraderos a cielo abierto detectados, por lo que en menos de dos años se han clausurado alrededor de 30 de dichos tiraderos, así como un relleno sanitario; entre las últimas clausuras destaca la del Municipio de Xonacatlán en la comunidad de la Herradura, que carecía de los permisos de la

Secretaría de Medio Ambiente. Se han encontrado circunstancias en las que los tiraderos fueron clausurados definitivamente, tal es el caso de los pertenecientes a los Municipios de Tenancingo, Almoloya de Juárez, Texcalyacac, Zinacantepec, Huixquilucan, Lerma, Otumba, Donato Guerra, Melchor Ocampo y Joquicingo (Falcón, 2007).

1.3 PROPIEDADES FÍSICAS DE LOS RSU

Las propiedades físicas más importantes de los RSU incluyen el peso volumétrico, contenido de humedad, tamaño de partícula, capacidad de campo y porosidad. Estas propiedades influyen en la generación y migración de los lixiviados a través de los tiraderos de residuos (Tchobanoglous *et al.*, 1994).

1.3.1 Densidad y contenido de humedad

La densidad de los RSU varía con su composición, el nivel de la humedad y el grado de compactación. Los residuos alimenticios oscilan entre 100 y 500 kg m⁻³ con niveles de humedad correspondientes al 50 y 80 por ciento. Los RSU compactados normalmente en un vertedero tiene una densidad de 200 a 400 kg m⁻³ con un contenido de humedad del 15 al 40 por ciento, según la composición del residuo, la estación del año y las condiciones de humedad y meteorológicas particularmente la lluvia. La legislación ambiental mexicana especifica una compactación de hasta 700 kg m⁻³ para sitios donde la recepción de RS sobrepase las 750 ton por día (Tchobanoglous *et al.*, 1994; NOM-083-SEMARNAT-2003; Kiely, 2001). El nivel de humedad de residuos es también importante si se calcula la potencia calorífica de los RS, el tamaño del vertedero y del reactor (Kiely, 2001).

1.3.2 Conductividad hidráulica de los residuos

La conductividad hidráulica es importante ya que de ella depende del transporte de lixiviado y otros contaminantes líquidos-microbiológicos dentro de un RESA. Los residuos densos empaquetados tienen una conductividad hidráulica (K) de $7 \times 10^{-6} \text{ m s}^{-1}$, mientras que los residuos sueltos tienen una K de $15 \times 10^{-5} \text{ m s}^{-1}$. Los residuos triturados por otro lado, tienen una conductividades que van de valores entre 10^{-4} a 10^{-6} m s^{-1} . De lo anterior se desprende que la conductividad hidráulica típica de los residuos es alrededor de 10^{-5} m s^{-1} , con una dependencia importante de la densidad. Los residuos sólidos no son necesariamente homogéneos y por tanto las conductividades hidráulicas no son isotrópicas. Cada lugar y material es específico del sitio, en lo que respecta a la conductividad hidráulica del material sólido residual (Ramaswamy, 1970; Budhu, 2010).

1.3.3 Capacidad de campo

La capacidad de campo (CC), es la cantidad de agua retenida en el suelo, una vez drenado el exceso, y en el que la velocidad del movimiento descendente del agua ha desaparecido prácticamente. Esto, por lo general, ocurre a los dos o tres días después de una lluvia o riego en suelos permeables, de textura y estructura uniformes (Tchounaglou *et al.*, 1994; Kiely, 2001; Budhu, 2010).

En condiciones normales, el gran contenido de humedad que pierde en el suelo es causado por el consumo de las plantas y la evaporación. Por encima de la capacidad de campo el agua drena libremente. De la misma manera, los RS (en vertederos) tendrán una CC que disminuye con la presión del recubrimiento.

Los RSU no compactados tiene una CC del 50 al 60 por ciento. El agua, exceso de la CC, es drenada como lixiviado. Por tanto, es importante determinar la CC de un residuo determinado y la metodología de eliminación hacia el vertedero, para limitar la cantidad de generación de lixiviado.

Una ecuación empírica (**ecuación 1**) para la CC de Tchobanoglous y colaboradores (1994) es:

$$CC = 0.6 - 0.55 (W/4.500 + W) \dots \dots \dots \text{Ecuación 1}$$

Donde:

CC= Capacidad de campo, porcentaje peso seco del residuo

W = Peso del recubrimiento calculado a la altura media de la capa de Residuo en kg.

1.3.4 Porosidad

La porosidad del suelo (E) es el volumen de aire y agua contenido en unidad de volumen de suelo. El espacio sólido es el volumen de sólidos que está contenido en la unidad de volumen de suelo. La suma de porosidad y espacio sólido es igual a la unidad.

En los poros del suelo, al igual que en los residuos, se pueden distinguir por lo menos tres características:

a) La porosidad.

b) La distribución o porcentaje de los diferentes rangos de diámetro de los poros.

c) La tortuosidad de éstos, es decir, la relación promedio entre la longitud real de los poros y la distancia en línea recta entre los extremos de los poros.

En los vertederos es importante conocer la porosidad tanto de los residuos que se disponen como del suelo utilizado para cubrirlos. La porosidad se determina principalmente por el acomodo de las partículas sólidas. Los suelos arcillosos y orgánicos, ricos en coloides, generalmente tienden a altos valores de porosidad, alrededor de $0.6 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ debido a que las cargas eléctricas de estos coloides generan un acomodo de partículas con mucho espacio libre (poros). Los suelos arenosos contienen bajos valores de porosidad, debido a la baja capacidad reactiva de sus partículas; sus valores aproximados son de $0.4 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$. En suelos compactados se pueden observar valores de porosidad de $0.3 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$. Los RSU presentan porosidades variables que son generalmente equiparables a un suelo arenoso.

El diámetro promedio de los poros en suelos arenosos es claramente mayor que en los suelos arcillosos; por tanto, en los suelos arenosos la velocidad de infiltración de agua es muy rápida, pero su capacidad de retención de humedad en contra de la fuerza gravitacional es baja. En los suelos arcillosos sucede lo contrario; la velocidad de infiltración es baja y la capacidad de retención de humedad es alta.

1.4 IMPACTOS DE LA DISPOSICIÓN FINAL DE LOS RSU

La inconsciente disposición final de los residuos sólidos ha provocado problemas de contaminación del agua, aire y suelo, así como la proliferación de fauna nociva, lo cual trae como consecuencia también, daños a la salud de las poblaciones cercanas a los sitios de disposición final. Se pueden evidenciar estos impactos en suelo, agua y aire (VV.AA., 2010; Elias, 2013; Collazos, 2013)

1.4.1 Contaminación del Aire

La disposición de los residuos sólidos a cielo abierto, origina graves problemas a la atmósfera, así como olores desagradables y problemas a la salud de la población circundante, a través de los siguientes mecanismos:

- Incendios y/o la quema de residuos sólidos
- La combustión de biogás
- Suspensión de polvos y partículas por el viento.

Los diversos materiales combustibles depositados en los tiraderos a cielo abierto ocasionan incendios, por factores naturales o inducidos, tales como:

- El efecto de lupa que pueden provocar los vidrios o cristales, durante días calurosos, sobre materiales como cartón y papel.
- La presencia de sustancias o materiales de origen industrial que llegan a entrar en combustión, bajo ciertas condiciones de temperatura y humedad.

- Los provocados conscientemente por los individuos que directamente están involucrados con las actividades realizadas en dichos lugares, con la finalidad de aumentar la capacidad volumétrica del sitio y/o controlar de forma errónea la proliferación de roedores e insectos nocivos
- La quema incontrolada de materiales plásticos o de hule que presentan metales con algún valor comercial, tales como las llantas, los cables eléctricos, etc., por parte de los pepenadores; o bien la práctica de fogatas por éstos mismos, para diversos fines.

La degradación biológica a que están sujetos los residuos que se encuentran en estratos bajos, y la descomposición de los residuos orgánicos en ausencia de oxígeno (descomposición anaerobia), producen el biogás, el cual está constituido por bióxido de carbono y gas metano, así como por ácido sulfhídrico y elementos orgánicos a nivel traza. Los elementos traza, integrados en el biogás, son los responsables de los olores desagradables que caracterizan a los tiraderos a cielo abierto, además de ser elementos que causan daños potenciales a la salud, cuando el hombre se expone a éstos por tiempo prolongado (inhalación). Cuando se presentan incendios en los tiraderos, generalmente cuando el gas metano alcanza una concentración del 5 al 15%, el biogás, es el responsable de avivar y mantener el fuego por sus características combustibles; además de hacer más difíciles las labores de control en este tipo de siniestros. Los mecanismos de transporte del biogás hacia la población colindante, se dan básicamente a través del viento y suelo, en éste último es posible por medio de una migración horizontal, estimulada por las condiciones permeables del mismo. Con relación a los efectos sobre el ambiente, se tiene que los componentes del biogás contribuyen al incremento de los

problemas como el deterioro de la capa de ozono que cubre a la Tierra, el efecto de invernadero y la lluvia ácida, propiciada por la presencia de ácido sulfhídrico.

Otro efecto importante que contribuye al impacto en el aire y causa molestias a la población, es la generación de olores, los cuales son ocasionados principalmente por la descomposición de los residuos sólidos, los compuestos orgánicos volátiles arrastrados por el biogás, los animales en estado de descomposición y el afloramiento y acumulación de lixiviados (Kiely, 2001; Elías, 2009; Collazos, 2010).

1.4.2 Proliferación de fauna nociva

Dentro de la fauna nociva suelen considerarse dos grupos: los roedores y los insectos; dentro de estos últimos se cuentan tanto los voladores (moscas, mosquitos, etc.), como a los rastreros (cucarachas). Los roedores son transmisores de enfermedades mortales, tales como: leptosperosis, peste bubónica, tifus murino y rabia. Así mismo, dañan la propiedad y contaminan los alimentos. Los insectos voladores y rastreros, muchas de las veces, son transmisores de gérmenes de enfermedades como la fiebre tifoidea, disentería basilar, amibiasis, encefalitis, entre otras. La proliferación de vertederos clandestinos constituye hoy en día una problemática de ciudad que debe ser enfrentada en forma coordinada para la búsqueda de soluciones, ya que no solamente altera la visión de paisaje de la ciudad, sino que además se constituyen fuentes contaminantes en perjuicio de toda la comunidad. Por todo lo anterior, los tiraderos a cielo abierto representan un severo problema de contaminación, pues en los últimos 15 años han cambiado considerablemente, al recibir desperdicios desechables que agudizan aún más el impacto al ambiente.

1.4.3 Contaminación del Suelo y del Agua

Tomando en consideración que en la mayoría de los casos los tiraderos a cielo abierto carecen de una cubierta de material (tierra), suele presentarse, por consiguiente, un medio altamente permeable que permite la fácil entrada del agua de lluvia a los estratos de residuos que se encuentran en el interior del sitio, provocando por ello la saturación del medio y la percolación hacia el fondo; efectuándose, a la vez, en este trayecto, la disolución de sustancias y la suspensión de partículas contenidas en los residuos sólidos. Simultáneamente, existen otras sustancias que son solubles al agua y generadas como producto de los procesos de descomposición biológica de la materia orgánica incluida en los residuos sólidos, produciendo finalmente un líquido altamente contaminante conocido como lixiviado.

Estos lixiviados pueden migrar hacia las aguas subterráneas o superficiales, lo que está en función de las condiciones topográficas y geohidrológicas del sitio, generando de esta forma la degradación de la calidad de agua, y poniendo en peligro la salud de la población cuando es utilizada como fuente de abastecimiento o para uso recreativo o pecuario. El riesgo que puede tener el ser humano, radica en la ingestión del agua contaminada por los lixiviados de la basura, en el contacto directo que tenga con acuíferos, lagos y ríos, y finalmente, en la bioacumulación de algunas sustancias como los metales pesados (plomo, cadmio, etc.) en peces o cualquier otro organismo de consumo humano que esté en contacto con agua mezclada con los ya mencionados lixiviados (Kiely, 2001; VV.AA., 2010; Collazos, 2013).

1.5 LIXIVIADOS

Se puede definir el lixiviado como el líquido que se infiltra a través de los residuos sólidos y que extrae materiales disueltos o en suspensión. De acuerdo a la NOM-083-SEMARNAT-2003, un lixiviado es *“el líquido que se forma por la reacción, arrastre o filtrado de los materiales que constituyen los residuos y que contiene en forma disuelta o en suspensión, sustancias que pueden infiltrarse en los suelos o escurrirse fuera de los sitios en los que se depositan los residuos y que puede dar lugar a la contaminación del suelo y de cuerpos de agua, provocando su deterioro y representar un riesgo potencial a la salud humana y de los demás organismos vivos”*. Pueden también considerarse como todos aquellos líquidos que han entrado en contacto con desechos y se producen por la disolución de uno a más compuestos de los residuos en contacto con el agua o por la propia dinámica de la descomposición de los residuos (Álvarez & Suárez, 2006; Rolecky & Trkowski, 2000). En la mayoría de los tiraderos, el lixiviado está formado por el líquido que entra en el sitio por fuentes externas (lluvia, drenaje superficial, entre otros), y en su caso el líquido producido por la descomposición de los residuos (Tchobanoglous *et al.*, 1994).

Estos lixiviados arrastran a su paso material disuelto, fijo o volátil, lo que provoca que tengan elevadas cargas orgánicas y un color que varía desde café pardo grisáceo cuando están frescos hasta un color negro viscoso cuando envejecen. Se reportan concentraciones tan elevadas como 60,000 mg L⁻¹ de DQO (Kennedy & Everett, 2001) y se consideran como el principal y gran contaminante de un relleno. En la bibliografía, existen numerosos estudios en los que se presentan evidencias de cómo estos líquidos pueden contaminar aguas superficiales y subterráneas (Méndez *et al.*, 2002-A;

Kulikowska & Klimiuk, 2008). En México, son pocos los estudios sobre lixiviados provenientes de tiraderos municipales, por lo general, en estos sitios, no existe control de lixiviados y biogases, además de que las rocas donde se localizan muchos de ellos, son de alta porosidad y permeabilidad (SEMARNAT, 2009).

1.5.1 Composición del lixiviado

La composición del lixiviado es importante para la evaluación del impacto sobre la calidad del agua subterránea con la que puede entrar en contacto (González, 2002). Dicha composición es determinada fundamentalmente por la mezcla de la basura depositada en los sitios de disposición final, por los procesos de reacción bioquímica que tienen lugar en los mismos, por las condiciones de manejo de lixiviado y por las condiciones ambientales. Todo sitio de disposición de residuos puede considerarse único en cuanto a su composición y a los lixiviados que se generan en él. Los estudios han demostrado que aunque pueden estar presentes hasta dos mil productos químicos diferentes, algunas clases de contaminantes se detectan con mayor frecuencia. La variación de la materia orgánica contenida en los RSU, susceptible de ser degradada fácilmente o no, es el principal factor que afecta la calidad del lixiviado, al contribuir con nutrientes y compuestos orgánicos (Kjeldsen & Christophersen, 1999; Orozco-Barrenetxea *et al.*, 2003). En aproximadamente 70% de los sitios se han encontrado compuestos inorgánicos y compuestos orgánicos volátiles; aproximadamente un tercio contienen plaguicidas halogenados e hidrocarburos poliaromáticos y algo menos de un cuarto contienen fenoles o fenoxiácidos y ftalatos (Rolecki & Tarkowski, 2000).

De acuerdo con lo anterior, la composición y concentración de contaminantes en el lixiviado puede ser muy diferente según las condiciones antes mencionadas y la edad del relleno o antigüedad del sitio (Méndez *et al.*, 2002). En la **tabla 1.4** se listan las características típicas de lixiviados de un RESA, y como puede apreciarse, el lixiviado de los rellenos jóvenes o nuevos (menos de 2 años) es mucho más contaminante que el de los rellenos antiguos o maduros (más de 10 años).

Con el tiempo, el pH cambia ligeramente de ácido a neutro, las relaciones DBO_5/DQO y $\text{SO}_4^{2-}/\text{Cl}^-$ también disminuyen y presentan concentraciones mayores de 400 mg L^{-1} de NH_3 . El pH del lixiviado dependerá no sólo de la concentración de los compuestos presentes sino, también de la presión parcial del CO_2 del biogás que está en contacto con el lixiviado. La composición del lixiviado que se produce en un RESA proporciona información sobre la actividad química y biológica que se está desarrollando en el mismo (Tchobanoglous *et al.*, 1994; Orozco-Barrenetxea *et al.*, 2003; Mackenzie *et al.*, 2005).

Se estima que los lixiviados son de 100 a 120 veces más contaminantes que los líquidos cloacales (aguas de drenaje) porque presentan altas cargas orgánicas y catiónicas, además de grandes proporciones de metales pesados, fenoles y otros componentes peligrosos para la salud humana (Andreottola & Cannas, 1996; Baun *et al.*, 1999; Baun & Christensen, 2003; Hernández-Berriel *et al.*, 2008). Sin embargo, esto depende del tipo de residuo depositado, ya que en lixiviados provenientes de sitios de disposición de RSU, se han encontrado bajas cantidades de metales pesados (Kulikowska & Klimiuk, 2008).

La infiltración de lixiviados en los mantos acuíferos o aguas subterráneas, originaría un grave problema pues elevaría dramáticamente los niveles permitidos de DQO, DBO₅ y metales, además de que debido a la presencia de elementos como el N₂ y el P, produciría eutrofización (Tchobanoglous *et al.*, 2002; Sánchez, 1996; Londoño, 2004; SEMARNAT, 2009; Rolecky & Trkowski, 2000).

Tabla 1.4. Datos típicos sobre la composición de lixiviado en RESA nuevos y maduros.

COMPONENTE	RELLENO NUEVO (< 2 AÑOS)		RELLENO MADURO (>10 AÑOS)
	Intervalo (mg l ⁻¹)	Típico (mg l ⁻¹)	(mg l ⁻¹)
DBO ₅	2000-30000	10000	100-200
Carbono Orgánico Total	1500-20000	6000	80-160
DQO	3000-60000	18000	100-500
Sólidos Totales Suspendidos	200-2000	500	100-400
Nitrógeno Orgánico	10-800	200	80-120
Nitrógeno Amoniacal	10-300	200	20-40
Nitrato	5.0-40	25	5-10
Fósforo Total	5-100	30	5-10
CaCO ₃	1000-10000	3000	200-1000
pH (sin unidades)	4.5-7.5	6	6.5-7.5
Dureza total como CaCO ₃	300-10000	3500	200-500
Calcio	200-3000	1000	100-400
Magnesio	50-1500	250	50-200
Potasio	200-1000	300	50-400
Sodio	200-2500	500	100-200
Cloruro	200-3000	500	100-400
Sulfato	50-1000	300	20-50
Hierro total	50-1200	60	20-200

Fuente: Tchobanoglous *et al.*, 2002; Mackenzie y Masten, 2005.

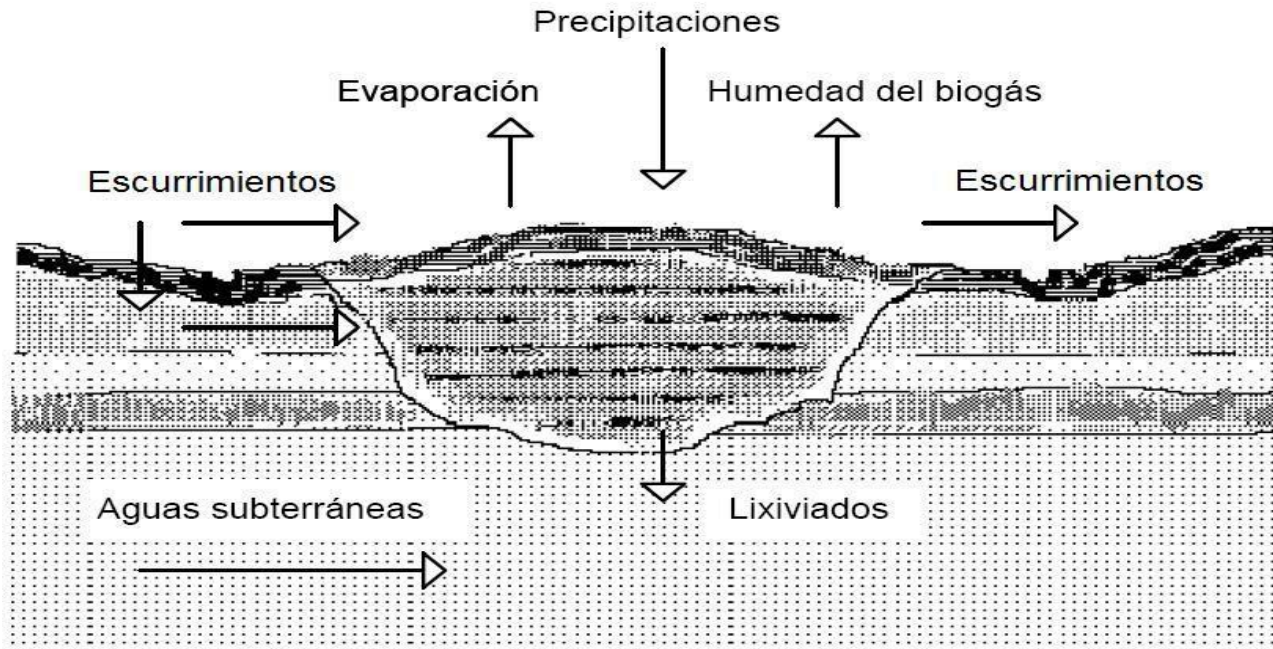
La generación y características de los lixiviados depende de varios factores propios de los RSU (composición, densidad, contenido de humedad inicial y capacidad de campo), de factores climáticos (precipitación pluvial, infiltración, evapo-transpiración, radiación solar, heladas y temperatura ambiente) y de la misma operación del sitio de disposición y su edad (Oweis *et al.*, 1990; Jokela *et al.*, 2002; Kylefords, 2002; Lobo-García de

Cortazar *et al.*, 2002). A continuación se describen algunos de estos factores (Kjeldsen & Christophersen, 2001; Orozco-Barrenetxea *et al.*, 2003).

- Edad del relleno sanitario. Marca la composición del lixiviado de acuerdo con las distintas etapas. Se puede caracterizar el lixiviado según la relación DBO_5 / DQO .
- Tecnología del RESA (alta, media o baja densidad). La tecnología empleada, el grado de compactación, la frecuencia y la forma de la cubrición, condicionan significativamente tanto el lixiviado producido como su composición.
- Otros factores. Clima, estación del año, hidrogeología del lugar, tratamiento previo del residuo, forma de explotación, recirculación del lixiviado, altura y tipo de relleno.

1.5.2 Potencial de formación de lixiviados

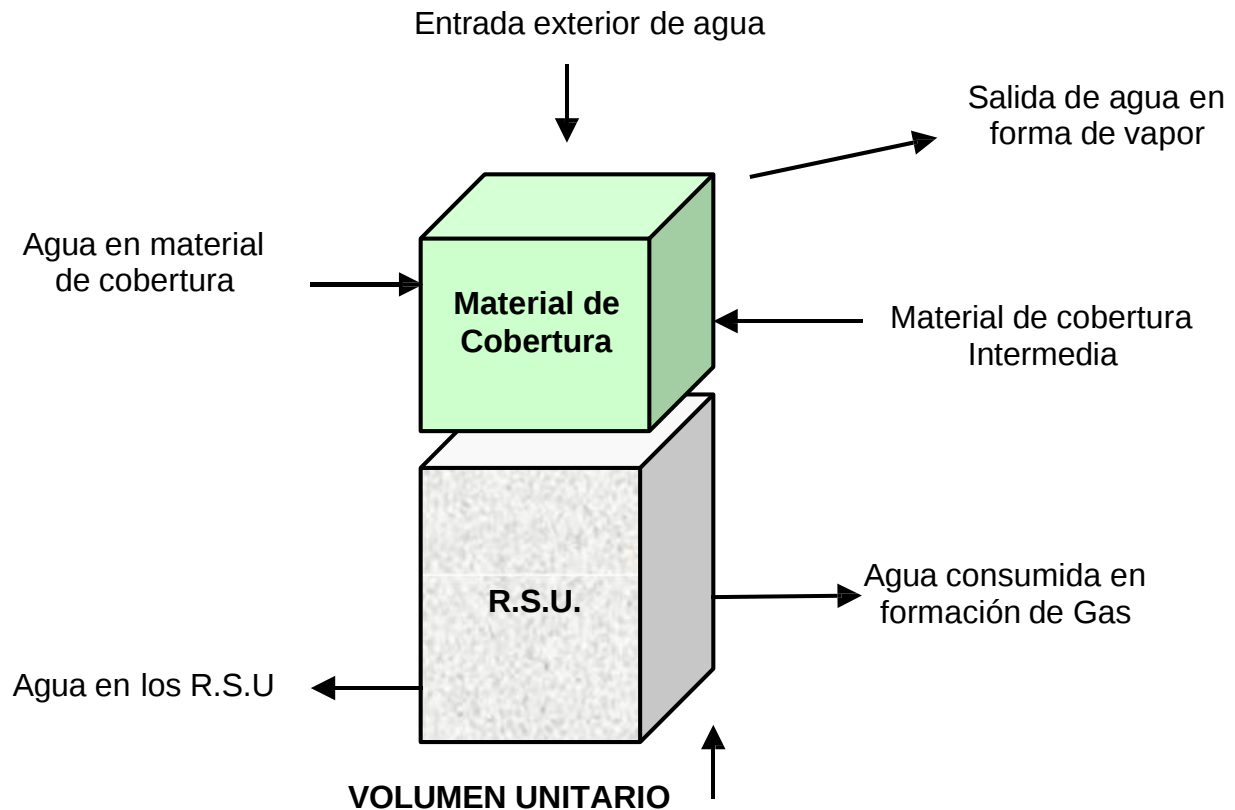
El potencial de formación del lixiviado puede valorarse mediante la preparación de un balance hidrológico del sitio (**figura 1.3**), lo que implica hacer la suma de todas las cantidades de agua que entran al sitio, así como la sustracción de las cantidades de agua consumidas en las reacciones químicas, y la cantidad de agua que sale en forma de vapor de agua (Ramaswamy *et al.*, 1970; Bengtsson *et al.*, 1994; Yang *et al.*, 2002; Sánchez *et al.*, 2003).



Fuente: AEGI, 2008.

Figura 1.3. Balance hidrológico en un RESA

Los componentes que conforman el balance hidrológico para una celda del sitio se identifican en la **figura 1.4**, en donde las fuentes principales de agua incluyen el agua que entra en la celda desde arriba, la humedad de los residuos sólidos y la humedad del material de cobertura. Mientras que se contabilizan como salidas, el agua que abandona el relleno formando parte del biogás o agua utilizada para la formación del gas, el vapor de agua saturado en el gas del relleno y el lixiviado como tal o agua sobrante. La consideración más relevante del balance hidrológico para un RESA, lo constituye la determinación de la cantidad de agua de lluvia que realmente se filtra a través de la capa de cobertura del relleno (Oweis *et al.*, 1990; Tchobanoglous *et al.*, 1994; Koda & Zakowicz, 1999; Yuen *et al.*, 2001; Lobo-García de Cortazar *et al.*, 2002).



Fuente: FUNDECOL, 2006.

Figura 1.4. Balance hidrológico para valorar la formación del lixiviado en un RESA

La producción de lixiviado varía temporalmente a lo largo del año teniendo variaciones del 300 al 40%, entre los valores mínimos y máximos de dicha producción (Farquhar, 1989).

La cantidad de lixiviado producido en un vertedero puede estimarse a partir de la **ecuación 2:**

$$LX = PP + EES - SES - EP - ST \dots \dots \dots \text{Ecuación 2}$$

Donde:

LX = Lixiviado

PP = Precipitación

EES = Entrada de escorrentía superficial (los vertederos deben diseñarse de manera que el agua exterior no pueda penetrar)

SES = Salida de escorrentía superficial

EP = Evapotranspiración

ST = Cambio en el agua almacenada

En hidrología de cuencas, la ecuación del balance de agua se puede simplificar si el marco de tiempo es, digamos, de un año, cuando ST se toma como cero. Sin embargo, no se puede hacer esta simplificación en los vertederos ya que la EP y el ST cambia debido a las reacciones bioquímicas y al llenado en curso del vertedero. El cambio en el almacenamiento de agua, ST, no es simplemente un cambio debido a las variaciones de la infiltración; si no que también debe contar con el agua gastada en el vertedero en la producción de gas y en la pérdida de agua en forma de vapor así como también el agua introducida en el vertedero por los sólidos y material de cobertura húmedos (Kiely, 2001).

El cálculo de volumen de lixiviados se realiza comúnmente mediante la aplicación del modelo HELP (Hidrologic Evaluation of Landfill Performance) diseñado por Schroeder (1994). El modelo es un paquete de simulación hidrológica que se puede usar para

determinar el balance de agua hidrológico de los vertederos y con ello investigar los volúmenes de lixiviado generado. El software para la aplicación del modelo, se viene empleado para evaluar el comportamiento hidráulico o esperado en los sistemas de canalización de los vertederos. Hace un cálculo diario, promedio y estimaciones los valores máximos para las corrientes de agua a través del vertedero y en sus alrededores. Incluye el uso de ecuaciones analíticas, aproximaciones y suposiciones para predecir las salidas del lixiviado a través de la serie de capas que pueden componer el vertedero dado un escenario climatológico.

Dicho modelo acepta diferentes tiempos, tipos de suelo y datos de diseño, utilizando técnicas de solución para lograr los efectos del almacenamiento superficial, deshielos escurrimientos, infiltración, evapotranspiración, crecimiento de la vegetación, almacenamiento de la humedad del suelo, drenaje superficial lateral, recirculación de lixiviado y salidas a través del suelo.

La finalidad principal es presentar la estimación del volumen de agua que se puede infiltrar en el subsuelo, misma que se considera como posible generadora de lixiviado dentro del “vertedero” y por lo tanto, de la contaminación del acuífero (Graw & Corbit, 1998).

1.5.3 Destino de los constituyentes de los lixiviados en la migración subsuperficial

En condiciones normales, el lixiviado se encuentra en el fondo de los sitios de disposición, desde allí su movimiento en los sitios que carecen de impermeabilización es hacia abajo a través del estrato inferior, aunque también puede producirse algún movimiento lateral, según las características del suelo (Tchobanoglous *et al.*, 1994; Porta *et al.*, 1999;

González de Vallejo, 2004). La velocidad de filtración de los lixiviaos del fondo del tiradero puede estimarse utilizando la **Ley de Darcy**, la cual se expresa a través de la **ecuación 3**:

$$Q = -KA \frac{dh}{dl} \dots\dots \text{Ecuación 3}$$

Donde:

Q = Descarga del lixiviado por unidad de tiempo, m³ año⁻¹.

K = Coeficiente de permeabilidad, m³ m⁻² año.

A = Área en perfil a través de la cual corre el lixiviado, m².

dh/dl = Gradiente hidráulico, m m⁻¹.

h = Pérdida de carga, m.

l = Longitud del camino del flujo, m.

El signo negativo de la ecuación anterior viene del hecho que la pérdida de carga, *dh*, siempre es negativa (Tchobanoglous *et al.*, 1998).

La inquietud principal del movimiento de los lixiviados en el acuífero superficial por debajo de los vertederos con y sin protección, enfocándose principalmente en los segundos, es el destino de los constituyentes encontrados en el lixiviado. Los mecanismos operativos para la reducción de los constituyentes del lixiviado cuando migra a través del suelo incluyen: filtración mecánica, precipitación, adsorción, intercambio gaseoso, intercambio

iónico, dispersión e incluso la actividad microbiana. Los metales pesados que van contenidos en los lixiviados son removidos mediante reacciones de intercambio iónico que se producen mientras que los lixiviados viajan a través del suelo. La capacidad de un suelo para retener los constituyentes de los lixiviados está en la función de la Capacidad de Intercambio de Cationes (CIC) que posee el suelo. La CIC de un suelo depende de la cantidad de materia coloide orgánica y mineral presente en la matriz del suelo. Por otro lado, la absorción es el método más común por el que se separan los constituyentes orgánicos presentes en los lixiviados mientras éstos se mueven a través de un medio poroso (Tchobanoglous *et al.*, 1994). Mientras el lixiviado se filtra a través del estrato del suelo, se separan muchos de los constituyentes químicos y biológicos contenidos originalmente en él, mediante la acción filtrante y adsorbente del material que compone el estrato. Por lo general, la amplitud de esta acción depende de las características del suelo, especialmente del contenido de arcillas (Tchobanoglous *et al.*, 1994; Santillan *et al.*, 2005).

Algunos sitios de disposición están ubicados en medios naturales sensibles, por ejemplo, cerca de propiedades residenciales o en estratos geológicos altamente permeables, con agua subterránea usada para el abastecimiento público (Heasman, 2000).

En el caso del Estado de México, se cuenta con 13 rellenos sanitarios ubicados entre otros municipios en Atizapan de Zaragoza, Tlalnepantla, Ecatepec, Zinacantepec, Xonacatlán y San Antonio la Isla y reportándose 28 sitios controlados. El resto de las áreas donde se disponen los residuos son sitios no controlados, a menudo a cielo abierto, barrancas o socavones, por lo que no se tiene un registro de los mismos y no cumplen con las especificaciones dadas en la NOM-083-SEMARNAT-2003. Se constituyen pues,

en fuentes de generación de lixiviados, potenciales contaminantes del agua subterránea del Valle de Toluca (SEGEM, 2012).

En el valle de Toluca se realizó un inventario de los sitios contaminados con residuos, tanto los apreciables a simple vista como los cerrados o cubiertos, donde fue o están siendo depositados los residuos legal o ilegalmente. Se identificaron 40 sitios potencialmente riesgosos para la contaminación del agua subterránea de la zona, principalmente por su cercanía a los pozos que abastecen de agua potable a la población y por el volumen y tipo de residuos depositados en ellos (CONAGUA-GTZ, 2006).

1.6 TÉCNICAS GEOFÍSICAS

Ante la problemática de la contaminación del agua subterránea originada por los lixiviados que se filtran de los tiraderos, es necesario contemplar un conjunto de actividades que permitan el reconocimiento detallado de la zona afectada, lo que involucra no solo la caracterización y cuantificación de los residuos y las muestras de agua, sino la caracterización estratigráfica así como las condiciones específicas que facilitan la migración de los contaminantes en el área.

En el presente proyecto se realizaron dos estudios geofísicos, específicamente estudios geoelectricos, uno para establecer la estratigrafía del sitio a través de un Sondeo Eléctrico Vertical (SEV) y un segundo estudio para evidenciar la presencia de filtraciones de agua contaminada en la zona subyacente al tiradero de residuos a través de una tomografía eléctrica.

Los métodos geoelectricos han sido utilizados en infinidad de aplicaciones y en la actualidad han tenido mucho éxito, permitiendo investigar la distribución de resistividades eléctricas o conductividades en el subsuelo desde unos pocos metros hasta decenas de kilómetros. Dentro de la gran cantidad de aplicaciones se pueden mencionar:

- Detección de agua subterránea (acuíferos y corrientes subterráneas)
- Detección de cavidades y fracturas.
- Detección de plumas contaminantes por lixiviados
- Determinación de la estratigrafía del subsuelo.
- Evaluación de bancos de materia (arena y grava)
- Determinación de la profundidad al nivel freático

Las técnicas utilizadas para medir esta propiedad son:

- Transitorios electromagnéticos (TEM)
- Bobinas electromagnéticas
- Magnetoteluria (Fuente natural y artificial)
- Geoelectricos por corriente continua (sondeos eléctricos verticales y tomografía eléctrica) siendo éste el más utilizado (Loke y Barker, 1996).

1.6.1 Sondeos Eléctricos Verticales (SEV)

En un SEV se toman mediciones de los valores de resistividad aparente en un punto de sondeo fijo para distintas profundidades de penetración de la corriente. Esto permite

detectar cambios de resistividad vertical en el subsuelo. Así se puede obtener información sobre la profundidad de los estratos aunque no su extensión lateral.

Este tipo de procedimiento resulta óptimo para estudiar y caracterizar capas sub-superficiales horizontales o de inclinación suave que posean diferentes resistividades. También se utiliza para evaluar la profundidad de la cubierta, y determinar la profundidad, estructura y resistividad de un estrato sedimentario horizontal.

Los estudios de SEV resultan de gran utilidad para identificar sectores de grava y arena con presencia de agua dulce, o detectar comportamiento de plumas de contaminación generadas por lixiviados, producto de la descomposición de los residuos sólidos (Sorensen et al., 2000; Sharma, 2007).

Esta técnicas geofísicas se basan en la transmisión de impulsos eléctricos, a través de las rocas o los sedimentos, y puede explicarse mediante la Ley de Ohm que establece que la caída de potencial V entre 2 puntos por los que circula una corriente eléctrica de intensidad I , es proporcional a ésta y a la resistencia R que ofrece el medio al paso de la corriente.

Otra medida importante en el SEV, es la resistividad, la cual es una propiedad inversa a la conductividad eléctrica y generalmente se expresa en ohm por metro ($\Omega \cdot m$).

La resistividad de la mayoría de las rocas y sedimentos secos es elevada, por lo que actúan como semiconductores, o conductores de baja capacidad. Este comportamiento cambia significativamente cuando las fisuras o los poros están ocupados por agua, lo que genera una disminución de la resistividad, o lo que es lo mismo un aumento en la

capacidad de conducción de la corriente eléctrica. Además el grado de saturación también incide en la resistividad del medio, y el contenido salino del agua; a mayor salinidad, menor resistividad y viceversa. Los contrastes en las resistividades son los que permiten aplicar exitosamente los métodos de prospección geoelectrica mediante la inyección de corrientes continuas.

Las mediciones del SEV, se realizan directamente en el terreno, abarcando un volumen significativamente mayor del medio a investigar. Con los registros de campo, no se genera alteración en las propiedades físicas e hidráulicas de las rocas o sedimentos. Su mayor limitación es el costo, el tiempo y la interpretación, que se complica a medida que el medio natural se aparta de los requisitos teóricos (homogeneidad e isotropía) que tipifican al medio ideal (Sharma, 2007; Reynolds, 2011).

La profundidad de penetración de la corriente de un SEV depende de muchos factores. Para un suelo uniforme se puede demostrar (Telford *et al.*, 1990; Reynolds, 2011) que el 50% de la corriente circula a una profundidad equivalente a la mitad de la distancia entre los electrodos de corriente.

1.6.2 Tomografía eléctrica

La *Tomografía Eléctrica* es una técnica geofísica empleada en el estudio del subsuelo que consiste en determinar la distribución de un parámetro físico característico del mismo (la resistividad), a partir de un número muy elevado de medidas realizadas desde la superficie del terreno o desde perforaciones. El diferente comportamiento geoelectrico del medio permite obtener perfiles 2D e imágenes 3D de la distribución de resistividades del mismo, mediante el empleo de técnicas numéricas (elementos finitos o diferencias

finitas), por lo que se trata de una de las herramientas de carácter no destructivo más eficaz para el análisis y caracterización de posibles discontinuidades del subsuelo (Storz *et al.*, 2000, Aracil *et al.*, 2005). El rango de estudio puede variar desde algunos metros hasta centenares de metros de profundidad. Esta técnica tiene enormes posibilidades de aplicación en diversos medios geológicos y en distintas problemáticas. Así, su uso comienza a ser común en el ámbito del medio ambiente (contaminación de suelos y de acuíferos), la hidrogeología, y la geotecnia, entre otros campos (Aracil *et al.*, 2005; Martínez *et al.*, 2007; Sorensen *et al.*, 2000).

Con respecto a la hidrogeología, esta técnica puede determinar la presencia o no de filtraciones de agua en profundidad, mediante la localización de áreas en donde se encuentre una disminución anómala del valor de la resistividad del terreno, lo cual es citado por diversos autores (Storz, 2000; Wanfang, 2002; Losinno, 2008). Para ello es preciso el empleo de un programa de inversión, con el que se pueden transformar las resistividades aparentes obtenidas en las mediciones de campo, a valores de resistividad real (Losinno, 2008).

La aparición de la Tomografía eléctrica ha supuesto un salto cualitativo con respecto a los métodos de resistividad convencionales, técnicas que aunque se han estado utilizando durante varias décadas en estudios de filtración de agua, su limitada resolución 2-D les confería en general un papel secundario frente a otras técnicas por ejemplo, las de potencial espontáneo.

Este avance se debe fundamentalmente a que los métodos convencionales utilizan 4 electrodos, siendo necesario para cada medida variar manualmente sus posiciones en el

terreno (proceso relativamente lento y pesado). En cambio, el método de Tomografía eléctrica es una técnica multielectródica, en el que todo el proceso de adquisición de datos está totalmente automatizado. Esto permite poder realizar un gran número de medidas, tanto en profundidad como lateralmente, en un breve espacio de tiempo obteniendo por tanto, modelos 2-D de gran resolución. El empleo de técnicas numéricas utilizado en la tomografía eléctrica permite poder procesar eficazmente todo este gran volumen de información (Loke y Barker, 1996; Martínez-Alfaro, 2005; Budhu, 2010).

La base teórica de funcionamiento de la Tomografía eléctrica es análoga al de los métodos de resistividad convencionales (**figura 1.5**).

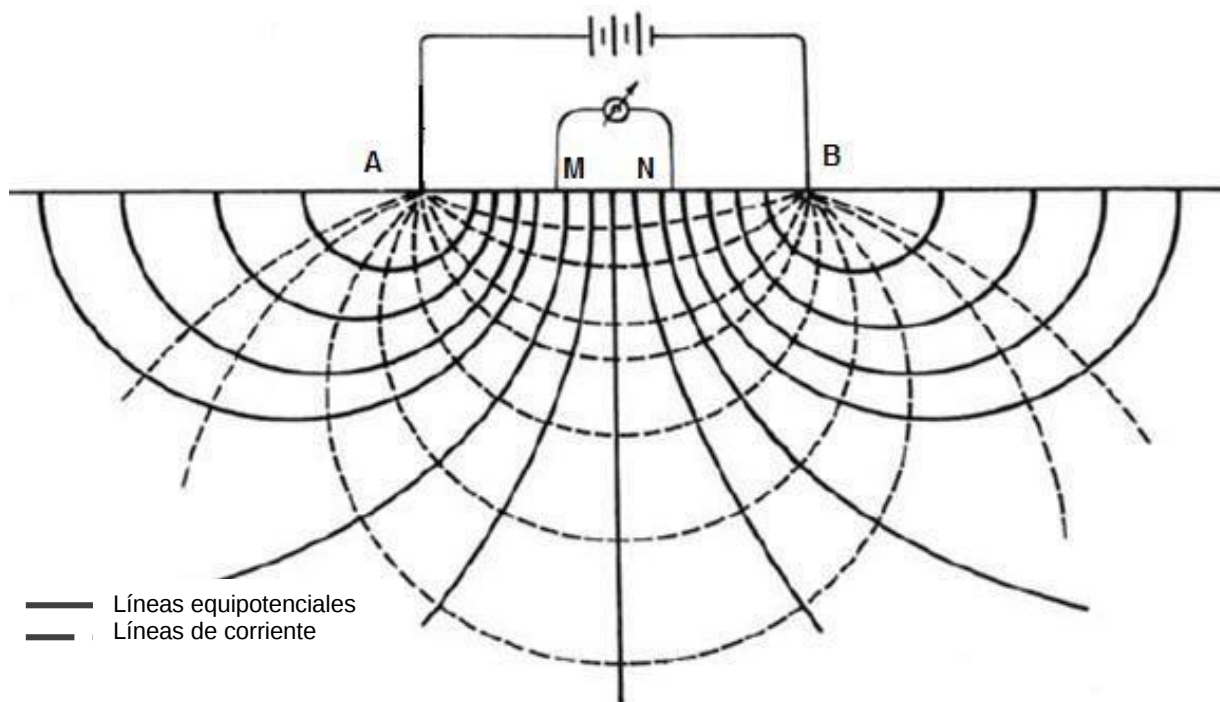


Figura 1.5. Esquema básico de los métodos de resistividad.

Se basan en introducir en el terreno, un campo eléctrico de corriente continua mediante dos electrodos de corriente (A,B) conectados a un miliamperímetro, mientras que con los otros dos electrodos (M,N) y que están conectados a un milivoltímetro, se mide cual es la diferencia de potencial eléctrica ΔV entre esos dos puntos, parámetro a partir del cual puede calcularse el valor de la resistividad en el punto medio del dispositivo y a una profundidad determinada. Existen diferentes configuraciones a la hora de colocar los 4 electrodos, siendo las más utilizadas Wenner (la variante α) y Schlumberger. También se dispone de la denominada configuración Wenner-Schlumberger, muy utilizada en Tomografía eléctrica (**figura 1.6**).

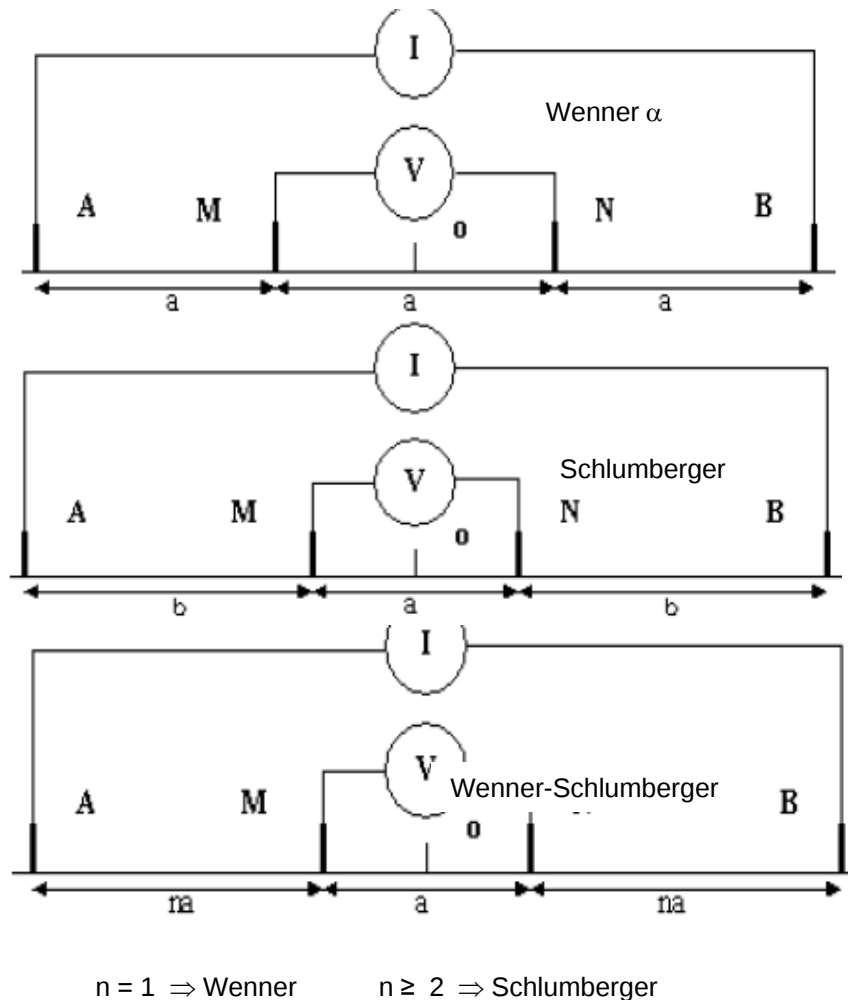


Figura 1.6. Esquema básico de los métodos de resistividad (Budhu, 2010).

Partiendo de estos conceptos básicos, la gran innovación del método de Tomografía eléctrica con respecto a los métodos convencionales, reside en que todas las medidas se realizan de forma totalmente automatizada, es decir sin necesidad de mover manualmente ningún electrodo. Ello se debe a que por un lado se trabaja con un gran número de electrodos en el terreno (dispuestos equiespaciadamente), y por otro lado a que el dispositivo de medida de resistividades, se encarga de realizar automáticamente toda la secuencia de medidas preestablecida, formando para ello y según las especificaciones predefinidas, todas las posibles combinaciones de 4 electrodos. De esta forma se irá obteniendo la variación de resistividad del subsuelo tanto en profundidad como lateralmente (Todd & Mays, 2005; Budhu, 2010).

Factores que afectan a la resistividad.

La resistividad eléctrica es un parámetro que varía en función de las características del terreno. Algunos de los factores que lo influyen son (Ward, :

- El grado de saturación del terreno.
- La temperatura.
- Porosidad y la forma de los poros.
- La salinidad del fluido.
- El tipo de roca.
- Los procesos geológicos que afectan a los materiales.
- La presencia de materiales arcillosos con alta capacidad de intercambio catiónico.

Es precisamente esta estrecha relación entre la resistividad eléctrica y el grado de saturación del terreno, lo que permite el utilizar estos métodos de resistividad en la búsqueda de focos de filtración de agua en el subsuelo. En este sentido, incrementos del contenido en agua del terreno provocarán disminuciones de la resistividad (Aracil *et al.*, 2003; De la Vega *et al.*, 2003).

En lo que concierne a los otros factores, destacar que la salinidad del fluido, la porosidad del terreno, y la temperatura (si bien éste es un factor poco importante), presentan un comportamiento análogo al del grado de humedad. Un caso curioso es el de la sal, ya que ésta se comporta como un excelente aislante en estado seco, mientras que en disolución confiere al terreno una alta conductividad (Loke & Berker, 1996; Sorensen, 2010; Budhu, 2010).

1.7 SONDEO GEOTÉCNICO

Una vez establecida la estratigrafía del sitio, es recomendable obtener información detallada de la zona no saturada, para lo cual los estudios geotécnicos son fundamentales. Los resultados obtenidos en esta fase se utilizaron para definir el modelo conceptual inicial con los elementos básicos para la modelación del flujo de contaminantes.

La capacidad de almacenar y transmitir el agua por parte de un acuífero está asociada a cuatro parámetros básicos en cuanto a su comportamiento respecto al agua que pueden contener y transmitir: porosidad, coeficiente de almacenamiento, permeabilidad y

transmisividad (Custodio & Llamas, 2001; González de Vallejo, 2002). Estos parámetros dependen principalmente de la conformación granulométrica de los suelos, es decir, de su textura, las características del fluido (agua) así como las características estructurales del acuífero (González de Vallejo, 2001).

Los sondeos geotécnicos permiten obtener esta información, así como la descripción de los suelos en campo, la cual puede ser representada mediante un perfil estratigráfico donde se visualiza la superposición y características de diferentes capas del suelo por estratos. En el presente trabajo se realizó una perforación a 30 m para reconocer las características específicas del suelo en la zona en estudio. Esto se logra clasificando cada una de las muestras obtenidas de los diferentes estratos obtenidos a partir de la perforación.

1.7.1 Clasificación de los suelos

Dada la gran variedad de suelos que se presentan en la naturaleza, se han desarrollado algunos métodos de clasificación de los mismos, basados en las propiedades mecánicas de los suelos. En general, la textura de un suelo se refiere a su apariencia superficial, la cual es influenciada por el tamaño de los granos presentes en él. La clasificación por texturas permite dividir el suelo en categorías básicas dependiendo del tamaño presente: grava, arena, limo y arcilla, pero en la naturaleza la presentación habitual de los suelos es una mezcla de ellos, en este caso el nombre del suelo depende de los componentes principales o según el tamaño de grano que predomina en cantidad, según el caso el suelo se puede clasificar como arcillo limoso, areno arcilloso, franco arenoso (Colunga, 2011).

Las clasificaciones más comunes empleadas para suelos son la del “Sistema de clasificación de los suelos” AASHTO (American Association of State High-way and Transportation Officials) y la del “Sistema Unificado de Clasificación de suelos” SUCS, (Unified Soil Classification System) (Hernández, 2008). Éste último cubre los suelos gruesos y los finos, distinguiendo ambos por el cribado a través de la malla 200; las partículas gruesas son mayores que dicha malla y la finas, menores. Un suelo se considera grueso si más del 50% de sus partículas son gruesas, y fino, si más de la mitad de sus partículas, en peso, son finas (Juárez & Rico, 2008).

La representación gráfica de la distribución granulométrica suele ser preferible a la numérica en tablas, ya que la forma de la curva da una idea inmediata de dicha distribución. Un suelo constituido por partículas de un solo tamaño, estará representado por una línea vertical, en cambio, una línea muy tendida indica gran variedad de tamaños (González de Vallejo, 2004; Juárez & Rico, 2008). Se requieren además otros datos que complementan la definición de la graduación de los suelos como son la medida de uniformidad (**ecuación 5.1**) evaluada a través del coeficiente de uniformidad (C_u) propuesto por Hazen (Vukovic & Soro, 1992). Numerosos análisis han mostrado que la porosidad de un material aumenta cuando incrementa el coeficiente de uniformidad (Vukovic & Soro, 1992; Juárez & Rico, 2008).

$$C_u = \frac{d_{60}}{d_{10}} \dots \dots \dots \text{Ecuación 4}$$

Donde:

C_u = Coeficiente de uniformidad

d₆₀ = tamaño tal, que el 60 % en peso, del suelo, sea igual o menor.

d₁₀ = llamado por Hazen diámetro efectivo; es el tamaño tal que sea igual o mayor que el 10 % en peso del suelo.

Después de varios experimentos realizados por Hazen, Mac Gary, Lambert, Wenzel & Fishel y V.S. Istomina presentados por Davis & De Wiest en 1970, fue posible establecer la relación entre la porosidad (n) y el coeficiente de uniformidad, la cual fue aproximada a la **ecuación 5.2**, y es ampliamente utilizada en la determinación de la conductividad hidráulica por medio del tamaño de grano.

$$n = 0.255(1 + 0.83^{C_u}) \dots \dots \dots \text{Ecuación 5}$$

Como dato complementario, necesario para definir la graduación de un suelo, se define el coeficiente de curvatura del suelo con la expresión:

$$C_c = \frac{d_{30}^2}{d_{60} d_{10}} \dots \dots \dots \text{Ecuación 6}$$

Donde:

C_c = Coeficiente de curvatura

d₃₀ = tamaño tal, que el 30 % en peso, del suelo, sea igual o menor.

1.7.2 Conductividad hidráulica

Uno de los parámetros más importantes para la modelación de contaminantes en el subsuelo es la conductividad hidráulica o permeabilidad (K), que permite evaluar la capacidad de transmitir agua (m s^{-1} o m día^{-1}) de una formación en función de la textura de la misma, sin relacionarla con su estructura o forma geométrica (Jaramillo, 2002; González de Vallejo, 2004)

Se han desarrollado varios métodos en la práctica los cuales proveen un grado alto o bajo de exactitud en la determinación de la conductividad hidráulica. La selección de un método adecuado para condiciones específicas depende primeramente del propósito de la investigación y del grado requerido de exactitud, así como de las condiciones del medio y de factores económicos. En cualquier caso, esta selección debe ser observada como parte de un complejo proceso de optimización (Vukovic & Soro, 1992; Budhu, 2010).

Una estimación exacta de este parámetro es difícil debido a la falta de conocimiento preciso de los acuíferos (geometría y fronteras hidrogeológicas) (Uma *et al.*, 1989). Por otro lado, la obtención de datos por métodos “tradicionales” que involucran pruebas de bombeo y análisis del tamaño de grano, rara vez da valores confiables que se ajustan a valores estándar. Además dichos procedimientos pueden ser sujetos de errores de exactitud debido a que se asumen muchos valores. Sin embargo, los procedimientos de prueba de los acuíferos, pueden ofrecer resultados razonables aunque dichos procedimientos generalmente son muy costosos (Alyamani *et al.*, 1993; Sorensen *et al.*, 2000).

Los métodos estadísticos de análisis de grano son menos costosos y menos dependientes de la geometría y de las fronteras hidráulicas del acuífero. Los inicios del estudio de la hidráulica del agua subterránea como disciplina datan de 1856 cuando el ingeniero Henry Darcy desarrolló en base a numerosos experimentos, la ley del flujo de fluidos en un medio poroso:

$$V = K \cdot J \dots\dots\dots \text{Ecuación 7}$$

$$V = w \cdot K \cdot J \dots\dots\dots \text{Ecuación 8}$$

Donde:

V = velocidad de transporte expresada como un intervalo de descarga en una sección determinada.

K = conductividad hidráulica (coeficiente de proporcionalidad)

J = caída de energía $-J = \Delta E / l$

W = área del flujo en estudio

ΔE = pérdida de energía por unidad de peso de líquido

l = peso de líquido

Por lo que es posible concluir que la conductividad hidráulica depende de las características del diámetro efectivo, porosidad, estructura, forma de la partícula así como de las características del fluido (ejemplo, la viscosidad) (Vukovic & Soro, 1992).

Incluyendo todos los valores antes mencionados, la fórmula de Darcy queda de la siguiente manera:

$$K = \frac{g}{v} C \varphi(n) d_e^2 \dots \dots \dots \text{Ecuación 9}$$

Donde:

g = gravedad

v = viscosidad cinemática del agua en función de la temperatura

C = Coeficiente adimensional

(n) = función de porosidad

d_e = diámetro efectivo

La conductividad hidráulica de material no consolidado, ha sido relacionada empíricamente al tamaño de partícula por un gran número de investigadores. Estas fórmulas fueron creadas a partir de numerosos análisis en diferentes épocas, para diferentes materiales y diferentes características del medio poroso (Vukovic & Soro, 1992; Budhu, 2010).

Para el estudio de la conductividad se involucra un medio poroso con un diámetro de grano uniforme, el diámetro efectivo (d_e) representa el diámetro real de la partícula. Sin embargo, en el caso de materiales naturales, éste representa una composición de diferentes fracciones. Los autores de las fórmulas empíricas utilizan varios métodos para

definir el tamaño del d_e , el cual debería expresar el valor equivalente de permeabilidad así como la composición uniforme del material (Loke & Barker, 1996; Dane *et al.*, 2006).

La **tabla 1.5** presenta valores aproximados promedio de conductividad hidráulica de acuerdo al tipo de suelo.

Tabla 1.5. Conductividad hidráulica promedio aproximada (McBean *et al.*, 1995)

Suelo (S.U.C.S.)	K (m día ⁻¹)	Suelo (S.U.C.S.)	K (m día ⁻¹)
GP	864	SP	43.2
GW	8.64	SW	0.864
GM	0.432	SM	0.864
GC	0.0864	SC	0.1728
ML	0.00864	CL	2.592×10^{-5}
MH	8.64×10^{-5}	CH	8.64×10^{-7}

La **tabla 1.6** muestra las fórmulas empíricas más comunes en el estudio de la conductividad hidráulica, mostrando el valor de d_e , C y $\varphi(n)$ correspondientes para cada fórmula.

Tabla 1.6. Fórmulas empíricas para la determinación de la conductividad hidráulica (Vukovic & Soro, 1992).

Autor	Valor del coeficiente C	Función de Porosidad	Diámetro de Grano efectivo	Aplicabilidad
1 Hazen	6×10^{-4}	$[1 + 10(n - 0.26)]$	$d_s = d_{10}$	$0.1 \text{ mm} < d_s < 3 \text{ mm}$ $\eta < 5$
2 Slitcher	1×10^{-2}	$n^{3.287}$	$d_s = d_{10}$	$0.01 \text{ mm} < d_s < 5 \text{ mm}$ 0.02
3 Terzaghi	$10.7 \times 10^{-3} > C_T$ $C_T > 6.1 \times 10^{-3}$	$\left(\frac{n - 0.13}{\sqrt[3]{1 - n}}\right)^2$	$d_s = d_{10}$	Arenas de grano grande
4 Beyer	$6 \times 10^{-4} \log \frac{500}{\eta}$	1	$d_s = d_{10}$	$0.06 \text{ mm} < d_s < 0.6 \text{ mm}$ $1 < \eta < 20$
5 Sauerbrei	3.75×10^{-3}	$\frac{n^3}{(1 - n)^2}$	$d_s = d_{17}$	Arenoso y areno-arcilloso $d < 0.5 \text{ mm}$
6 Krüger	4.35×10^{-5}	$\frac{n}{(1 - n)^2}$	$\frac{1}{d_s} = \sum \Delta g_i \frac{2}{d_i^g + d_i^d}$	Arenas de grano medio $\eta > 5$
7 Kozeny	8.3×10^{-3}	$\frac{n^3}{(1 - n)^2}$	$\frac{1}{d_s} = \frac{3 \Delta g_i}{2 d_i} + \sum \Delta g_i \frac{d_i^g + d_i^d}{2 d_i^g d_i^d}$	Arenas de grano grande
8 Zunker	$0.7 \times 10^{-3} > C_z$ $C_z > 2.4 \times 10^{-3}$	$\left(\frac{n}{1 - n}\right)^2$	$\frac{1}{d_s} = \frac{3 \Delta g_i}{2 d_i} + \sum \Delta g_i \frac{d_i^g - d_i^d}{d_i^g d_i^d (\ln d_i^g - \ln d_i^d)}$	Arenas de grano medio y fino
9 Zamarin	8.3×10^{-3}	$\frac{n^3}{(1 - n)^2}$	$\frac{1}{d_s} = \frac{3 \Delta g_i}{2 d_i} + \sum \Delta g_i \frac{\ln d_i^g - \ln d_i^d}{d_i^g - d_i^d}$	Arenas de grano grande
10 USBR	$4.8 \times 10^{-4} d_{20}^{0.3}$	$(1.275 - 1.5n)^2$	$d_s = d_{20}$	Arenas de grano medio $\eta < 5$

1.8 FLUJO DEL AGUA SUBTERRÁNEA

Otro aspecto importante para conocer el comportamiento de los contaminantes en el agua subterránea es la determinación de la dirección de los flujos de agua. La modelación de flujo y transporte en aguas subterráneas es considerada como una herramienta importante para analizar el comportamiento de estos sistemas. Hoy en día la computadora es utilizada para realizar simulaciones de los sistemas de flujo de aguas subterráneas, así como del transporte de contaminantes dentro del campo de la hidrología. Los modelos de flujo utilizados en agua subterránea tratan de representar las condiciones prevalecientes del sistema real por medio de la implementación de ecuaciones matemáticas, las cuales son resueltas con el uso de programas de computadora (Todd & Mays, 2005; Moreno, 2008).

En el suelo y el subsuelo existen varias zonas donde el movimiento del agua tiene características propias y leyes particulares. Se pueden distinguir cuatro zonas: suelo, zona no saturada, zona capilar y zona saturada. Esta última es la zona inferior donde el agua satura totalmente los poros del acuífero; en esta zona, el nivel piezométrico nunca es inferior a la altura de posición. En la parte más alta, junto a la franja capilar, el nivel piezométrico y la altura de posición son coincidentes y nula la altura de presión. A medida que se desciende en la zona saturada, el nivel piezométrico se mantiene, pero las pérdidas de altura de posición se compensan con el incremento de altura de presión. Estas precisiones son válidas asumiendo la no existencia de flujos verticales en la formación (Porta *et al.*, 2003; González de Vallejo, 2002; Nielsen & Nielsen, 2006).

La superficie piezométrica es el lugar geométrico de los puntos de igual nivel piezométrico dentro de la formación. El agua en la zona saturada se mueve de puntos de mayor nivel piezométrico a puntos de menor nivel piezométrico, es decir, de zonas de mayor a menor energía. En consecuencia, el agua en la zona saturada puede moverse en sentido horizontal y vertical ascendente o descendente, independientemente de la situación en cota de las formaciones, atendiendo únicamente a la energía que tenga en cada punto del espacio. El cálculo matemático del almacenamiento y flujo del agua subterránea frecuentemente se realiza asumiendo que el acuífero se comporta de manera homogénea e isotrópica (González de Vallejo, 2002; Todd & May, 2005; Budhu, 2010).

En acuíferos libres la superficie piezométrica coincide con la superficie freática o superficie del lugar geométrica de puntos del acuífero que se encuentran a presión atmosférica. El nivel piezométrico se obtiene, generalmente, por medidas directas sobre puntos del acuífero y se define la superficie piezométrica mediante el trazado de líneas de igual nivel piezométrico. Estas curvas, denominadas isopiezas, son perpendiculares a los bordes impermeables del acuífero y paralelas a las líneas de recarga o descarga. Las líneas de corriente en cada punto son perpendiculares a las isopiezas. En los mapas de superficies se suele representar la dirección del flujo con flechas, que se orientan de mayor a menor piezometría.

El estudio de las superficies piezométricas permite obtener datos básicos sobre el movimiento del agua subterránea. La situación de la superficie piezométrica de un acuífero varía con el tiempo en función del almacenamiento, y es importante tener en cuenta que representa la situación existente en un determinado momento. Siempre que

se hable de la superficie piezométrica de un acuífero es necesario indicar a qué fecha se refiere (González de Vallejo, 2002; Chin, 2006).

1.9 HIDROGEOQUÍMICA

Una de las fases La calidad química natural de las aguas subterráneas está condicionada por su origen y por los procesos físico-químicos naturales que se desarrollan en sus diversos recorridos. Generalmente el origen del agua subterránea es la infiltración del agua de lluvia, y esta contiene gases y algunos iones que se encuentran disueltos en la atmósfera. Según se inicia la infiltración del agua esta empieza a mineralizarse. Existe una estrecha relación entre la litología de un acuífero y la mineralización del agua subterránea.

A pesar de la protección que le confiere el suelo a la calidad del agua subterránea, se puede llegar a deteriorar su calidad natural debido a actividades o acciones antrópicas que la inutilizan para el uso al que se destinaban o podría destinarse. Una vez que un contaminante alcanza al flujo, contamina al agua y es difícil detenerla antes de que afecte pozos.

La contaminación de las aguas subterráneas se produce cuando los productos residuales de las diferentes actividades alcanzan el acuífero, provocando la presencia o el aumento de determinadas sustancias características de cada una de estas actividades. Estas sustancias, que ponen de manifiesto la existencia de la contaminación bien por su presencia, concentración o la combinación de ambas, se denominan índices de contaminación (Ward *et al.*, 1985; González de Vallejo, 2002)

1.10 LOS VERTEDEROS COMO FACTOR DE CONTAMINACIÓN DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS

El crecimiento económico y el nuevo estilo de vida y en los países en vías de desarrollo genera cada vez una mayor cantidad de desechos domésticos y comerciales (Miller, 1994). Su disposición, en sitios poco o nada adecuados, han provocado serios problemas ambientales entre los cuales se puede mencionar los incendios espontáneos por el metano emanado, la proliferación de fauna nociva así como la generación de lixiviados (Karthykeyan *et al.*, 2007). Dichos lixiviados potencialmente pueden desplazarse en el subsuelo y alcanzar a las aguas subterráneas, contaminándolas, lo cual se acentúa cuando el sitio no tiene por ejemplo, trabajos de impermeabilización del suelo (Morales, 2008; Bengtsson *et al.*, 1994; Bolton & Evans, 1991). Estos lixiviados causan serias afectaciones a la calidad del agua que es extraída de pozos cercanos y que suplen de agua potable a la población, industrias y a otras actividades como la agricultura. Por ello, es necesario llevar a cabo el monitoreo de la calidad del agua subterránea, ya que los lixiviados procedentes de los tiraderos activos y no activos contienen contaminantes que pueden persistir por décadas en el agua subterránea constituyendo una grave amenaza para este recurso (Schrab *et al.*, 1993; Matias *et al.*, 1994; Fatta *et al.*, 2002).

A pesar del problema ambiental que generan, los vertederos a cielo abierto de residuos, en pleno siglo XXI, se siguen utilizando como la principal alternativa de disposición final de residuos, en los países subdesarrollados (Morales, 2008; Ward *et al.*, 1985). Aún en países considerados desarrollados, esta disposición es ampliamente utilizada (Bolton & Evans, 1991), situación que ha traído consecuencias negativas enormes a países como Estados Unidos, en el cual se han detectado más de 1,400 sitios fuertemente

contaminados. De estos sitios, una quinta parte corresponden a sitios considerados como “rellenos sanitarios municipales” donde, por descuido, se llegaron a depositar residuos peligrosos, contaminando los acuíferos (Hidalgo, 2003). En México, se reporta que la mayoría de los sitios de disposición final de residuos, aun siendo catalogados como rellenos sanitarios o sitios controlados, no cumplen con las condiciones adecuadas para evitar que los contaminantes generados en los mismos, impacten al agua, suelo y aire (CONAGUA-GTZ, 2002). De acuerdo al INEGI (2011), alrededor del 30.37% de los residuos generados en México fueron depositados en sitios no controlados o tiraderos a cielo abierto, lo cual implica un grave problema ambiental.

Bahaa-eldin *et al.* (2010), mencionan la urgente necesidad de caracterizar el agua subterránea que potencialmente puede ser contaminada con los lixiviados provenientes de sitios de disposición de residuos. En su estudio, realizado en una zona en Malasia, donde se ubica un tiradero, encontraron altos niveles de contaminantes como cloruros, nitrógeno amoniacal, nitratos, sodio, hierro y plomo en muestras de agua obtenidas aguas abajo de dicho tiradero, lo cual inutiliza este recurso para el consumo humano y la irrigación. Resultados similares son reportados por Abu-Rukah & Al-Kohafi (2001) al estudiar el impacto de los lixiviados en la calidad del agua de un acuífero de Jordania. Bolton & Evans (1991) reportan a su vez, a los metales alcalinos y alcalino térreos así como a los cloruros, como los principales componentes de los lixiviados provenientes de un vertedero de residuos municipales en la ciudad de Ontario, Canada, concordando dichos datos con los encontrados por Karthikeyan *et al.* (2007). Por otro lado, Schrab *et al.* (1993) encontraron además compuestos tóxicos y mutagénicos en muestras de lixiviados y agua subterránea obtenidas en cuatro sitios donde se ubicaron rellenos

sanitarios. Todas las muestras de lixiviados resultaron sumamente tóxicas. Dos de las cuatro muestras de lixiviados así como las muestras de agua subterránea contenían contaminantes prioritarios de EPA en exceso a los límites establecidos para el agua potable.

En México, un estudio realizado en la ciudad de Mérida, reveló el impacto de los lixiviados generador por el tiradero municipal de la zona, aun cuando este no es evidente más allá de los 1.5 km del sitio (González *et al.*, 2007). Los autores recomiendan que los análisis hidrogeoquímicos y los modelos de transporte deban ser específicos para cada sitio. El objetivo del presente trabajo, dada la problemática del valle de Toluca con respecto a los vertederos de residuos, fue evaluar el impacto de contaminación generada por el vertedero de residuos sólidos del municipio de Mexicaltzingo, Estado de México, sobre las aguas subterráneas subyacentes al sitio.

1.11 MODELACIÓN

La finalidad de la modelación es evaluar los escenarios hidrológicos de interés, para lo cual se requiere información básica que en términos generales constituye al modelo conceptual de la zona de estudio. La cantidad y la calidad de la información de que se disponga para lograr su implementación adecuada, se verá reflejada en la información obtenida en los resultados de la calibración del modelo, además de los resultados propios de la modelación y simulación (Morales, 2008).

En el presente caso, el modelo conceptual pretende representar los escenarios posibles para ilustrar la posible migración de contaminantes a partir de una fuente específica, que es el tiradero a cielo abierto de residuos y sus interacciones con el agua subterránea. El potencial que tiene un basurero para contaminar se deriva de su potencial para generar lixiviados, los cuales pueden migrar al subsuelo o escurrir y contaminar las aguas superficiales. El modelo conceptual trata de cubrir todos los escenarios hidrogeológicos, que posteriormente se convierten en variables del simulador numérico. El peligro que representan los basureros al sistema de agua subterránea, depende de cómo los senderos que sigue el contaminante interactúan con el movimiento del agua subterránea.

CAPÍTULO II

ZONA DE ESTUDIO

2.1 SAN MATEO SAN MATEO MEXICALTZINGO, ESTADO DE MÉXICO

El municipio de San Mateo Mexicaltzingo se localiza entre los paralelos 19° 11' 43" y los 19° 13' 15" de latitud norte, y entre los meridianos 99° 33' 05" y 99° 37' 02" de longitud oeste. El municipio cuenta con una extensión territorial de 11.98 kilómetros cuadrados. En el mapa físico del Estado de México (**figura 2.1**) se encuentra ubicado en la parte meridional del Valle de Toluca, cerca de la laguna desecada del Chignahuapan (nacimiento del Río Lerma) y de las faldas del volcán Xinantécatl, ahora conocido también con el nombre de Nevado de Toluca.

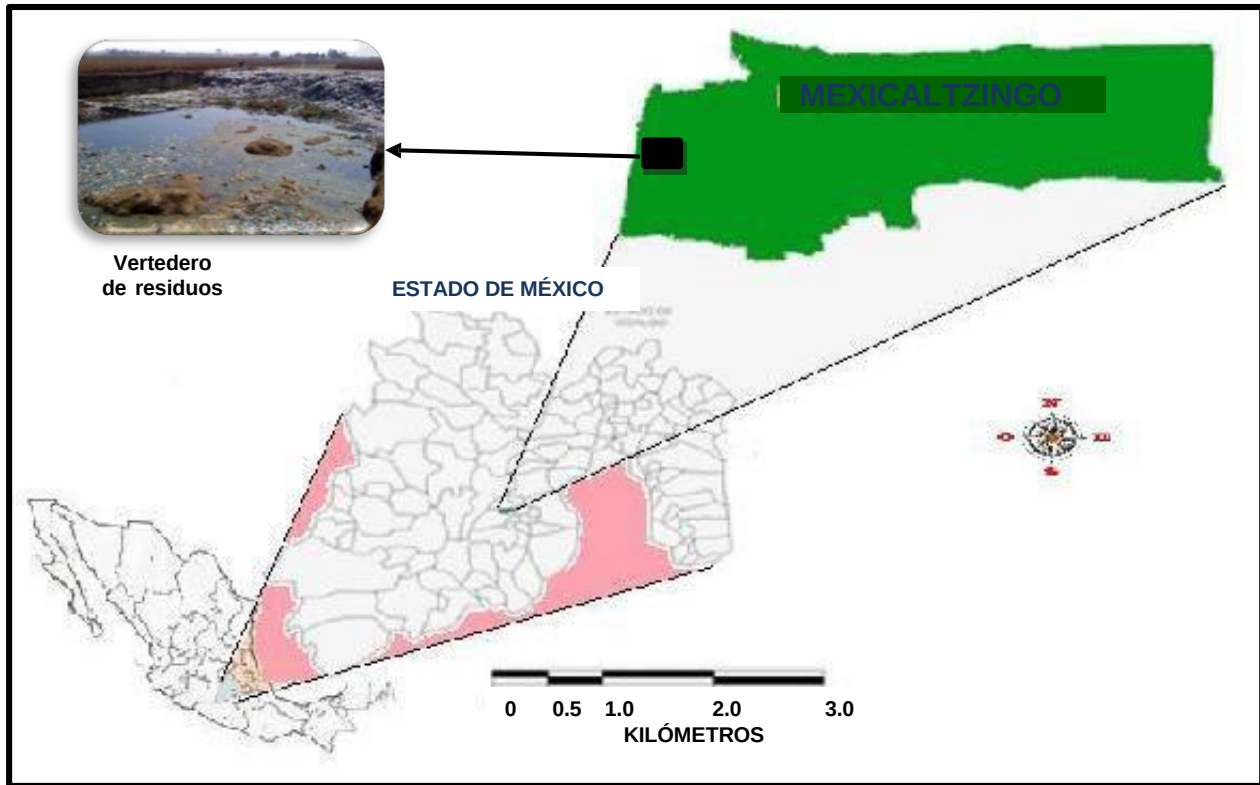


Figura 2.1. Ubicación del municipio de San Mateo Mexicaltzingo, Estado de México.

Colinda al norte con los pueblos de San Bartolomé Tlatelulco, San Miguel Totocuitlapilco y Colonia Álvaro Obregón pertenecientes al municipio de Metepec; al este y sur con el pueblo de San Miguel Chapultepec, municipio de Chapultepec; también, al sur, con el pueblo de San Andrés Ocotlán, municipio de Calimaya y, al oeste con San Lorenzo Cuauhtémoc y Santa María Nativitas Tarimoro, del municipio de Calimaya.

En el municipio hay total de 11,710 habitantes, que están representados por un 49% del sexo masculino y el 51% del sexo femenino, siendo la densidad de población de 977.47 habitantes por kilómetro cuadrado (COESPO, 2010).

2.2 CARACTERÍSTICAS Y USO DEL SUELO

La composición del suelo del municipio está integrado por los siguientes tipos: el phaeozem háplico que se caracteriza por su capa superficial oscura, suave, rica en materia orgánica y nutrientes; el phaeozem lúvico que presenta, en el subsuelo, una capa de arcilla, puede ser más infértil y ácido que en la generalidad de los phaeozem y tiene una susceptibilidad a la erosión de moderada a alta, y el cambisol éutrico que tiene una alta saturación de bases dentro de los 30 a 50 centímetros de la superficie.

El 7% del territorio municipal es zona urbana, el 57% agrícola, el 20% pecuaria y el 16% del suelo se destina para otros usos.

2.3 GEOLOGÍA

La geología del sitio está representada principalmente por estratos aluviales, seguidos del lacustre y por una pequeña porción volcanoclástica. De acuerdo a datos de la COESPO, 2010, las rocas de la era Cenozoica son las que predominan, subdivididas en un 30% para las rocas volcánicas del periodo y un 55% para las rocas del periodo cuaternario. Todos los tipos de roca generan importantes recursos minerales para la explotación minera y materiales de construcción (**figura 2.2**).

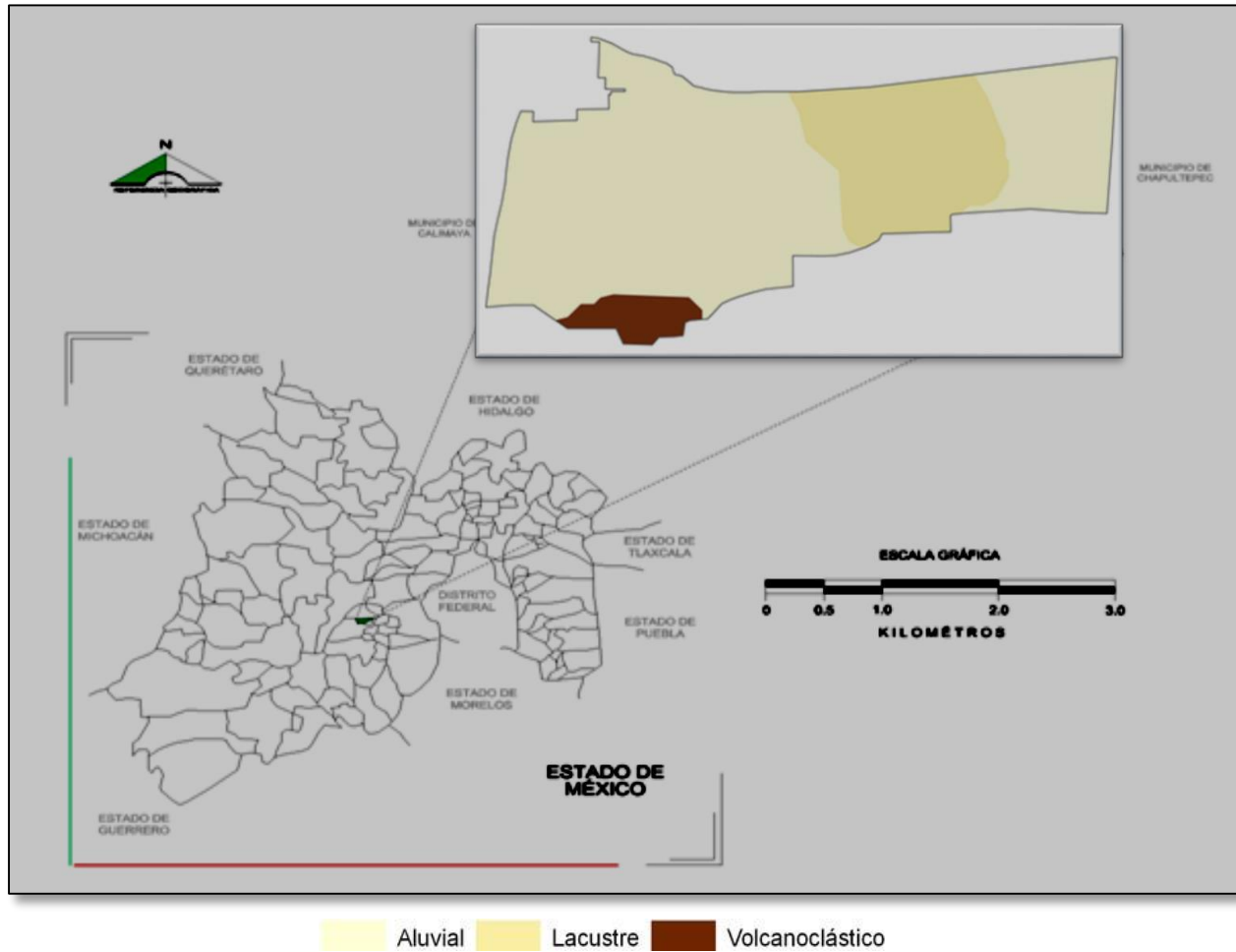


Figura 2.2. Geología en el municipio de San Mateo Mexicaltzingo, Estado de México.

2.4 CLIMA

El territorio municipal forma parte de la unidad geomórfica del Valle de Toluca; su clima es frío húmedo y templado subhúmedo con lluvias en verano. De acuerdo a la clasificación Köppen modificada por Enriqueta García (1973), es C(w2)(w)b(i)g, que corresponde a un clima templado, subhúmedo, con verano largo, lluvia invernal al 5%, isotermal y la temperatura más elevada se manifiesta antes del solsticio de verano.

La temporada de heladas de invierno en ocasiones se prolonga hasta los meses de marzo y abril.

2.5 HIDROGRAFÍA

El municipio carece de corrientes superficiales abundantes; en la porción oeste, donde se agudiza el declive del terreno, se forman pequeños arroyos estacionales que provocan la inundación de la zona en la temporada verano-otoño. En la zona central del municipio, lado oriente de la cabecera municipal nace el arroyo “Ojo de Agua”.



Figura 2.3. Red de pozos de agua potable en San Mateo Mexicaltzingo, Estado de México.

Los mantos freáticos, localizados aproximadamente entre uno y 200 metros bajo la superficie, son explotados para abastecer a la población de agua potable. En la **figura 2.3** se observa la red de pozos que abastecen de agua potable al municipio.

Cuenta también con cuatro manantiales llamados "ojos de agua", 12 pozos profundos y dos arroyos intermitentes, uno de los cuales utiliza Santa María Nativitas Tarimoro, del municipio de Calimaya, para drenar las aguas negras de su población.

En el municipio de San Mateo Mexicaltzingo se encuentra un sitio de disposición final que no cuenta con las características de un relleno sanitario como se establece en la Norma Oficial Mexicana NOM-083-SEMARNAT-2003 y esto representa un problema importante para la comunidad y para el gobierno, ya que éste no ha tomado medidas adecuadas para la clausura o remediación del sitio; lo cual potencialmente puede ocasionar la contaminación de suelo, agua y aire. Dicho tiradero comenzó a ser utilizado como tal a partir de 1985 y era antiguamente un sitio dedicado a la extracción de materiales pétreos usados en la construcción, principalmente arena. En este sitio se han depositado residuos en varias etapas. En la **figura 2.4** se puede observar la ubicación del vertedero así como su poligonal. De acuerdo a estos datos y tomando una altura media de 8 m se calcula que en el sitio se han depositado 185,600 m³ de residuos, cubriendo un área de 23,200 m². Actualmente el vertedero volvió a entrar en operación a pesar de haber sido clausurado en el 2008. En esta nueva fase de operación, se está utilizando un área aproximada de 25,840 m².

También se ubicaron los pozos de extracción de agua para uso y consumo humano, la cual es bombeada desde una profundidad de 34 m. Estos pozos funcionan las 24 horas del día, todo el año y son operados directamente por el municipio.

Se localizaron además 11 norias, eligiéndose cinco de ellas para realizar los muestreos y análisis de contaminantes, básicamente por las condiciones actuales de uso y limpieza que se les dan.

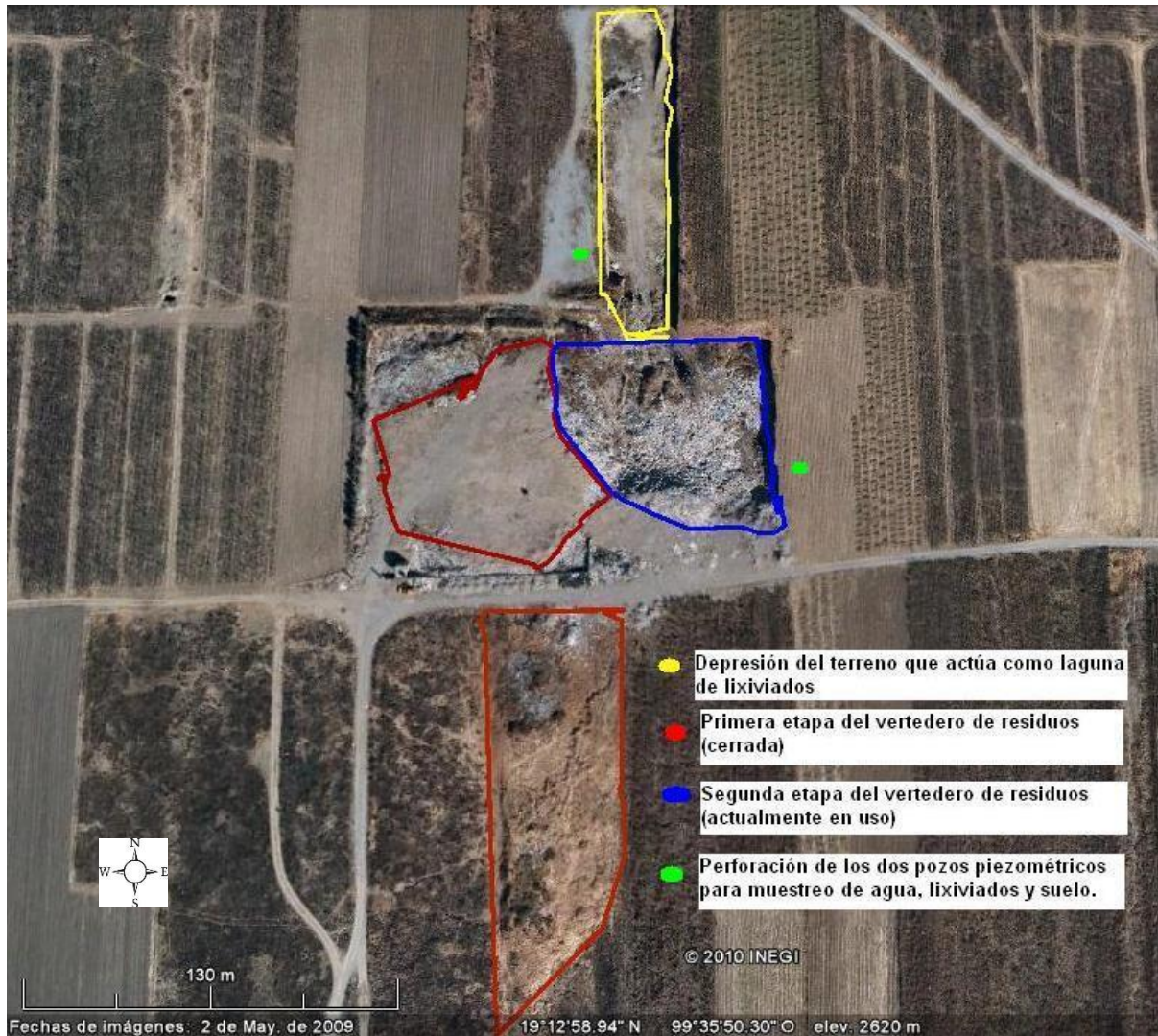


Figura 2.4. Ubicación del tiradero de residuos en el municipio de San Mateo Mexicaltzingo, Estado de México.

CAPITULO III

MATERIALES Y MÉTODOS

3.1. CARACTERIZACIÓN DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS

En base a la normatividad ambiental vigente (NMX-AA-61-1985), se estimó la generación *per cápita* de residuos generados por la población del municipio de San Mateo San Mateo Mexicaltzingo así como los porcentajes de subproductos, humedad y peso volumétrico. Para ello, se numeraron las casas habitación del área de estudio sobre un mapa detallado, seleccionando a través de una hoja de números aleatorios, 50 sitios, tomando un riesgo de 0.20 en base al conocimiento del área de estudio y a la calidad del personal que intervino en esta actividad.

En los sitios elegidos se recogió y pesó diariamente la basura generada durante ocho días (figura 3.1) en el periodo comprendido del 12 al 19 de junio del 2010. Para la realización de esta actividad se contó con el apoyo de una unidad de recolección de residuos de 6 toneladas y dos operadores que el municipio destinó para este fin. Los residuos se almacenaron bajo techo en junto a la barda de la caseta de vigilancia del vertedero hasta el final del periodo de muestreo.



Figura 3.1. Muestreo de residuos en el municipio de San Mateo Mexicaltzingo.

Las muestras recolectadas el primer día se desecharon a fin de asegurar que los residuos caracterizados fueran representativos del periodo de estudio. Se aplicó la prueba estadística de Dixon para el análisis de rechazo de observaciones sospechosas ($p < 0.20$), eliminándose dos de los datos obtenidos (Anexo I).

Con las muestras colectadas, se realizó el cuarteo, selección y cuantificación de los subproductos acorde a las normas técnicas NMX-AA-015-1985 y NMX-AA-022-1985 (figura 3.2). Se realizó además la determinación del peso volumétrico (NMX-AA-019-

1985) y del contenido de humedad de los residuos (NMX-AA-016-1985) mediante el método gravimétrico.



Figura 3.2. Cuarteo, selección y cuantificación de los RSU.

3.2 TÉCNICAS GEOFÍSICAS

3.2.1. Tomografía eléctrica

En los alrededores del tiradero se realizó una tomografía eléctrica (método de resistividades multielectródico), con el cual se obtuvieron secciones 2D de resistividades

aparentes del subsuelo. Estos datos se transformaron a valores de resistividad real. A partir de estas secciones se determinó la presencia en profundidad de filtraciones de agua y de lixiviados. La disminución anómala de las lecturas de resistividad del terreno evidenció dichas filtraciones. Se utilizó una configuración Wenner, con 24 electrodos equidistantes 3 m entre sí, para obtener perfiles de 72 m sobre el terreno. Se trazaron 30 perfiles en los alrededores del tiradero, cuadriculando el área de estudio y abarcando tanto aguas arriba como aguas abajo del vertedero (**figura 3.3**), geoposicionándose los puntos centrales, la dirección de la línea además de registrar su altitud.



Figura 3.3. Ubicación del perfil de la tomografía eléctrica realizada en el tiradero de residuos de San Mateo Mexicaltzingo.

Los electrodos fueron colocados en la superficie en forma equiespaciada, formando una línea recta, definiendo el origen y final de cada perfil. Se buscaron además las superficies más planas con el objeto de evitar fenómenos anómalos en las medidas de resistividad. Estos se clavaron en el terreno al menos 20 cm para garantizar un buen contacto electrodo- suelo. Se conectaron al cable y se verificó que todas las conexiones funcionaran adecuadamente y que la resistividad electrodo-suelo fuera lo suficientemente baja para asegurar buenos resultados (alrededor de 2mV). Se configuró el equipo con las siguientes variables: 24 electrodos, equiespaciados a 3 m así como 10 mediciones en cada punto (**figura 3.4**).



Figura 3.4. Colocación de los electrodos para el perfil de la tomografía eléctrica en los alrededores del vertedero de San Mateo Mexicaltzingo.

Toda la información obtenida se almacenó en una unidad central (resistivímetro), que además, es el dispositivo encargado de ejecutar de forma automática, toda la secuencia de medidas predeterminadas y verificar el buen estado de las conexiones. Se utilizó una batería como fuente de alimentación de todo el sistema (**figura 3.5**).



Figura 3.5. Colocación de los electrodos para el perfil de la tomografía eléctrica en los alrededores del vertedero de San Mateo Mexicaltzingo.

3.2.2. Sondeos Eléctricos Verticales (SEV's)

Las actividades que se desarrollaron para llevar a cabo los SEV's se dividieron en dos tipos: a) en campo y b) procesamiento de datos

a. Trabajos de campo

Se realizaron recorridos para hacer una verificación geológica y conocer las características de las rocas, aprovechándose los cortes del Río Agua Bendita que cruza por el área de estudio.

- **Localización de sondeos eléctricos verticales**

Los puntos de los SEV's se distribuyeron en la zona de interés y se geoposicionaron con un GPS a lo largo de cuatro perfiles geoelectricos **A-A'**, **B-B'**, **C-C'**, **D-D'** como se muestra en la **figura 3.6**, usando como referencia las coordenadas UTM en el sistema GW84.

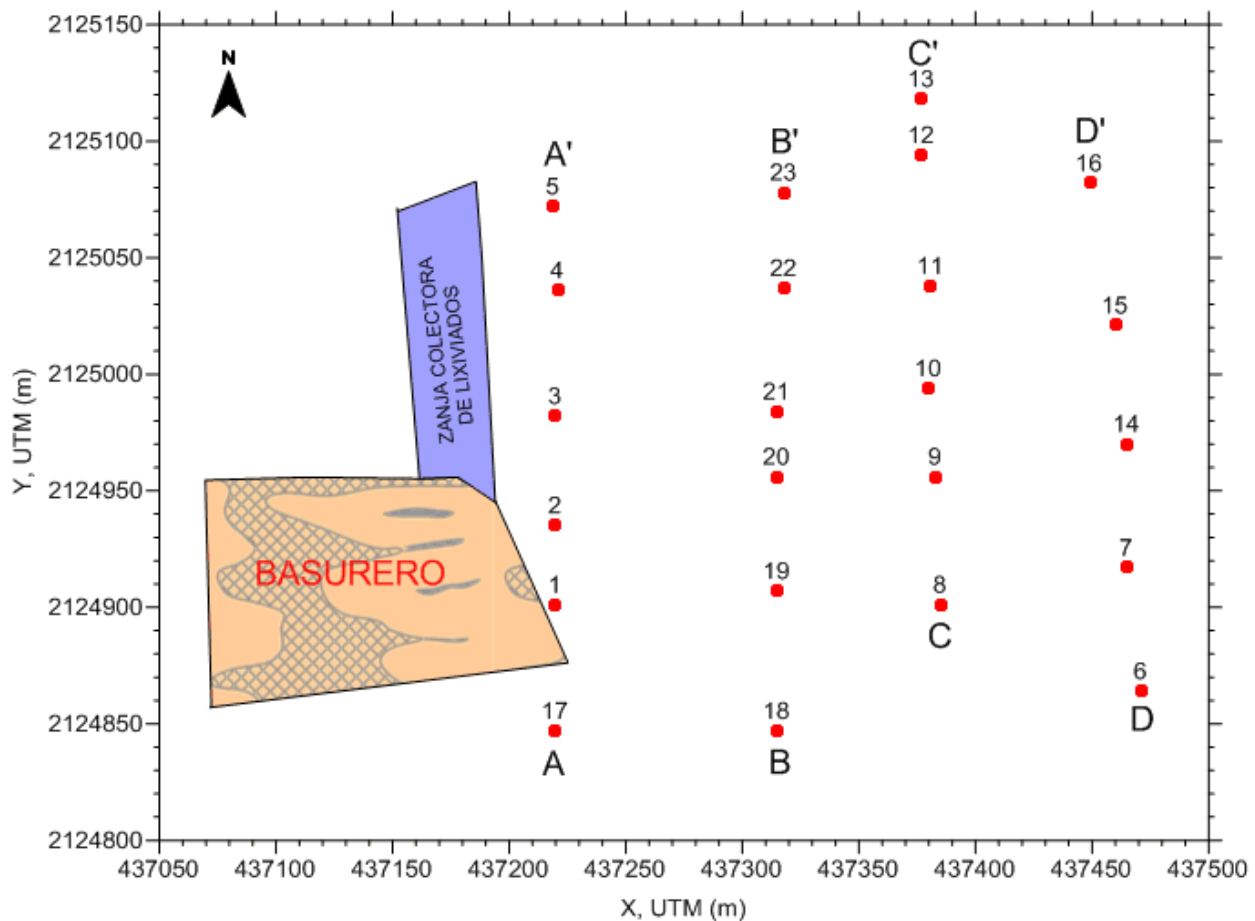


Figura 3.6 Ubicación de Sondeos Eléctricos Verticales (SEVs) en el área de estudio.

Se utilizó un arreglo tetraelectrónico Schlumberger (Figura 3.6), con variación de electrodos de potencial **MN**, desde 1 hasta 50 m y una abertura de **AB** (emisión de corriente) de 200 m para cada SEV. La ventaja del arreglo es que minimiza la variación

lateral de cambios en la geología, así como el efecto superficial y aumenta la profundidad de penetración de la corriente. Las separaciones entre electrodos, $AB/2$, empleadas en el relevamiento de los SEVs fueron: 2 – 3 – 4 – 6 – 8 – 10 – 12 – 16 – 20 – 25 – 30 – 40 – 50 – 60 – 70 – 80 – 100 – 120 – 140 – 160 – 180 – 200 m, para alcanzar una profundidad de investigación entre 60 y 120 m. La proporción entre la distancia de MN y la distancia AB varía entre 1/3 a aproximadamente 1/10 (Parasnis, 1997).

Para la toma de datos en la prospección realizada, se utilizó un resistivímetro con corriente continua modelo “SYSCAL JUNIOR”, marca IRIS Instruments Inc. (**figura 3.7**), cuyas características son: voltaje de 720 V, frecuencia nominal de 11 Hz, corriente nominal a 28 mA y resolución de $\pm 2\%$ de acuerdo al rango de resistividades. El resistivímetro permitió filtrar el potencial espontáneo del terreno e hizo posible medir la resistencia eléctrica ($R = 2\pi \Delta V/I$), debida a la diferencia de potencial (ΔV) generada por la corriente alimentada (I).



Figura 3.7. Equipo SYSCAL JUNIOR usado en campo.

Procesamiento de datos

La Prospección Geoeléctrica se realizó con la ejecución de 23 Sondeos Eléctricos Verticales (SEVs). La interpretación geoeléctrica se realizó mediante el procesamiento por computadora con el programa IX1D (INTERPEX, 1990) capturando los valores de la resistividad aparente medidos en campo, obteniendo un perfil de iso-resistividad aparente y la curva de resistividad aparente contra la separación electródica $AB/2$, la cual es interpretada por el sistema, mostrando como resultado las profundidades y resistividades de las diferentes capas del subsuelo. Estos resultados se analizaron y se determinó para cada sondeo eléctrico vertical el número de unidades geoeléctricas. Posteriormente se asociaron los resultados de los sondeos en un perfil geoeléctrico, observando su comportamiento a profundidad. Posteriormente se realizaron los cálculos correspondientes se obtienen los valores de las resistividades y espesores verdaderos.

Se obtuvo la distribución espacial de resistividades generadas por la respuesta de las anomalías y estructuras litológicas. Esta interpretación se realizó configurando los datos de resistividad aparente en función de su profundidad, en este caso se utilizó el programa Surfer 10 para realizar las configuraciones y así obtener las secciones de iso-resistividad aparente.

La interpretación cuantitativa consistió en obtener los valores de las resistividades y espesores verdaderos, con ellos se genera un corte geoeléctrico o sección geoeléctrica a partir de las curvas de resistividad verdadera.

3.3. SONDEO GEOTÉCNICO

3.3.1. Ubicación del sitio del sondeo geotécnico

Para la descripción del perfil estratigráfico se realizó una perforación al frente de la zona activa del vertedero, donde actualmente se están depositando los RSU del municipio, siendo la zona hacia donde la mayor parte del lixiviado escurre. A este piezómetro se le identificó como MPZ2. (figura 3.8).

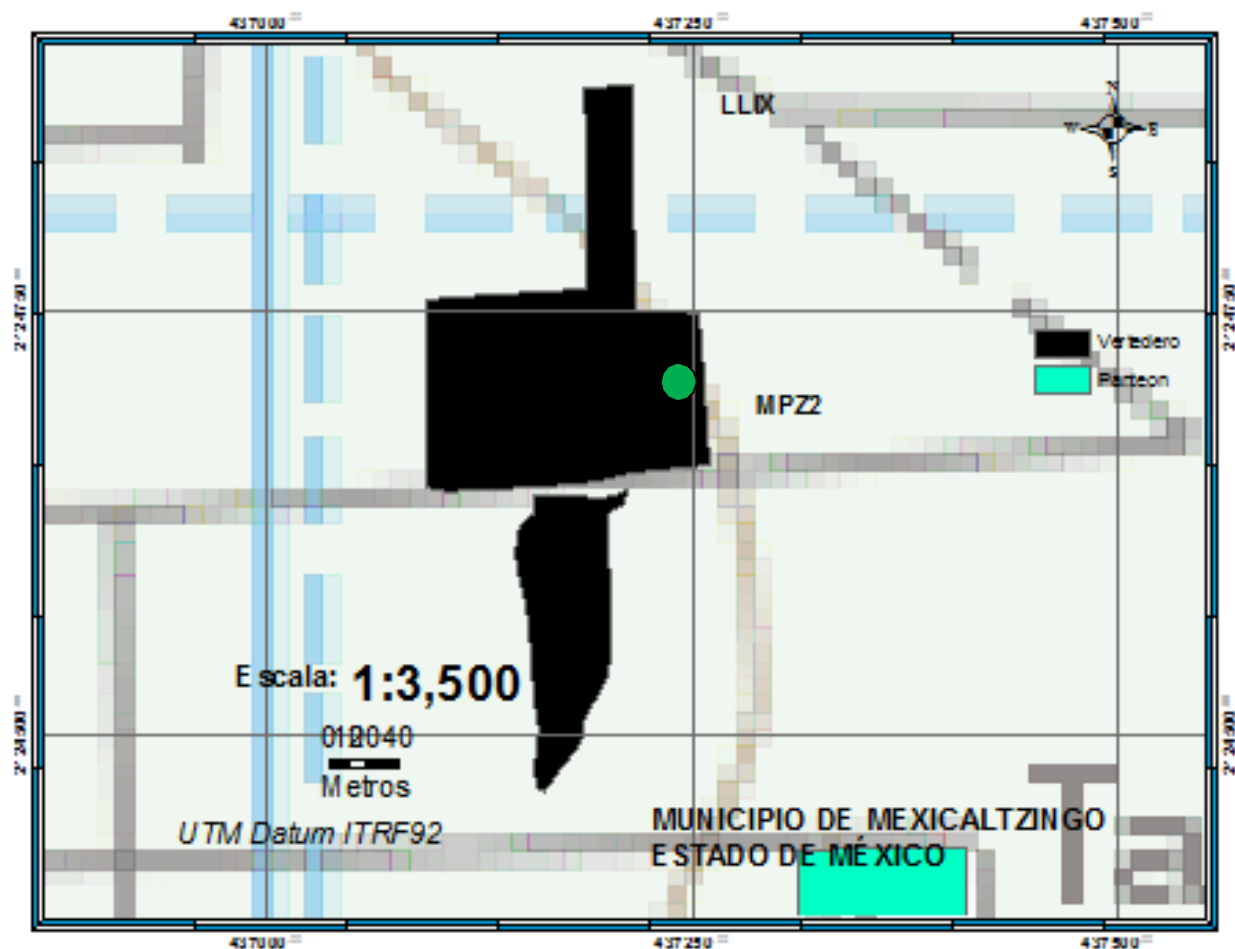


Figura 3.8 Localización del piezómetro donde se realizó el estudio geotécnico.

3.3.2. Obtención de muestras de suelo

Las muestras de suelo se obtuvieron cada 60 cm con un muestreador de barril tipo Denison (**figura 3.9**) mediante la técnica de percusión e hidráulica rotatoria, hasta una profundidad de 27.6 metros utilizando una perforadora marca Wacker de la Facultad de Ingeniería de la UAEMéx.



Figura 3.9. Muestreador de Denison para extracción de muestras de subsuelo

Las muestras se separaron en los diferentes estratos observados a simple vista tomando como criterios los cambios de textura, humedad y color (**figura 3.10**). Cada muestra se

colectó en una bolsa plástica debidamente etiquetada con los datos de profundidad de la muestra, tamaño en centímetros y fecha del muestreo.



Figura 3.10 Muestra de suelo extraída de la perforación del piezómetro

3.3.3. Preparación de las muestras

Las muestras se separaron utilizando el método en seco ya que es un material areno limoso. Cada muestra se secó por separado a temperatura ambiente, sobre papel absorbente y en una superficie plana a la sombra. Los agregados gruesos se separaron con un rodillo de madera con sumo cuidado para evitar el rompimiento de las partículas gruesas del suelo. Una vez que las muestras se secaron, se realizó nuevamente la separación de partículas en un mortero cuidando de no triturar las partículas mayores como las gravas y arenas.

3.3.4. Análisis granulométrico

El análisis granulométrico se realizó con base en las normas (ASTM D421- 85, 2002) y (ASTM D422-63, 2002), según las cuales se separan y clasifican por tamaños las partículas de un suelo, de acuerdo con su retención en una sucesión de mallas. Las masas retenidas se expresan como porcentajes de la muestra total.

El procedimiento en general consiste en colocar las cribas en orden de tamaño de abertura decreciente de arriba hacia abajo (4, 10, 20, 40, 50, 100 y 200), terminando con la charola de fondo; la muestra se colocó en el tamiz superior y se cubre con la tapa. Enseguida, se agitaron de manera mecánica, en un tamizador oscilatorio por espacio de 10 minutos para posteriormente realizar durante un minuto el tamizado manual con el objeto de liberar las partículas que pudieran haber quedado atoradas en la malla. Finalmente, la masa de cada fracción de tamaño de malla se determinó en una balanza granataria, separando los fondos que representaban un porcentaje mayor o igual al 10% del total de muestra tamizada, debido a la representatividad de la misma. Dichos fondos se emplearon para el posterior análisis por sedimentación.

a. Análisis granulométrico por sedimentación

El análisis por sedimentación (también conocido como método de Boyoucos) se realizó para el material que, después de la prueba de tamices, pasó la malla 200, con base en el método AS-09 de la norma mexicana NOM-021-SEMARNAT-2000, mediante el cual se elimina la agregación de partículas debida a la presencia de materia orgánica, así como la interacción de cationes de Mg^{2+} y Ca^{2+} que pueden producir floculación.

b. Elaboración de curvas granulométricas

Las curvas granulométricas fueron construidas a partir de los datos obtenidos del tamizado. Para ello, se determinaron los porcentajes de cada fracción de suelo que pasó por cada número de malla, graficando los porcentajes de cada muestra contra la abertura de malla (en milímetros).

Se determinó el coeficiente de uniformidad (**Ecuación 6**) y el coeficiente de curvatura (**Ecuación 7**) de cada curva granulométrica obtenida a partir de los diámetros efectivos calculados (d_{10} , d_{17} , d_{20} , d_{30} y d_{60}) como lo muestra la **figura 3.11**.

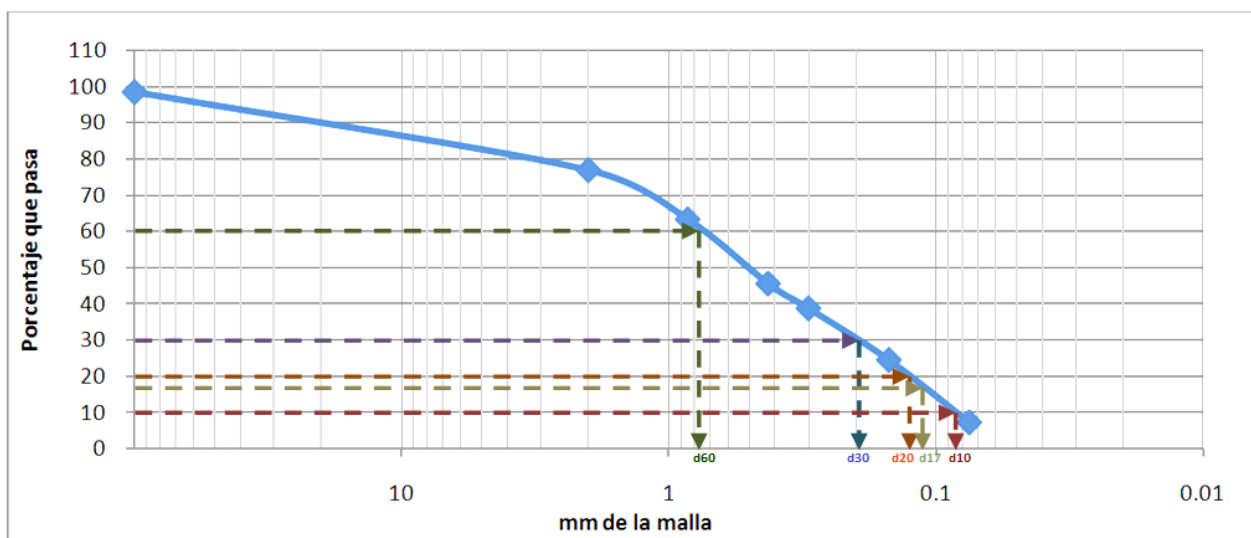


Figura 3.11. Determinación de los diámetros efectivos (d_e)

3.3.5. Determinación de la conductividad hidráulica

Se calculó, a través del modelo USBR (United States Bureau of Reclamation), los valores de la conductividad hidráulica (K) en las tres direcciones de flujo (K_x , K_y y K_z), (Vukovic y Soro, 1992). Tomando los datos del Coeficiente de uniformidad y el Coeficiente de

curvatura, se calculó la porosidad de acuerdo a la **ecuación 7** y con ellos se calculó la conductividad hidráulica usando la fórmula empírica USBR mostrada en la **tabla 1.6**.

3.3.6. Perfil estratigráfico

Se construyó el perfil siguiendo la nomenclatura del sistema unificado de clasificación de suelo (S.U.C.S.) de acuerdo a la norma NMX-C-416-ONNCCE-2003 calculando el porcentaje que es retenido de gravas (malla 4), arenas (malla 10 a 200) y de finos (malla mayor a 200) por cada muestra y asignando las letras correspondientes a cada clasificación.

3.4. FLUJO DEL AGUA SUBTERRÁNEA

La dirección del flujo de agua subterránea se determinó de manera regional utilizando los datos de los niveles estáticos de 6 piezómetros (**Tabla 3.1**) de la red de monitoreo de la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA, 2010) aledaños a la zona de estudio, tomando en cuenta las lecturas de las sondas cercanas a los 100 m de profundidad del año 2010.

Tabla 3.1. Localización de los piezómetros

Número de piezómetro	Localización	Longitud (W)*	Latitud (N)*
PL-113	Casco Hacienda Atenco	446,205.9	2° 121,222.7
PL-118	San Mateo Mexicaltzingo	438,264.9	2° 123,802.0
PL-140	Metepéc	435,933.4	2° 128,448.4
PL-141	Sta. María Nativitas	433,956.9	2° 124,401.1
PL-142	Calimaya	435,840.8	2° 119,534.7
PL-143	San Antonio la Isla	439,822.3	2° 119,653.4

*Unidades en UTM (m)

En esta zona, la población obtiene agua para actividades diversas de norias excavadas a profundidades que oscilan entre los 5 y 10 m. Se midieron los niveles freáticos de siete

norias localizadas en el área, utilizando una sonda eléctrica de fabricación propia y se obtuvo la dirección del flujo de agua subterránea somero. Las norias se geoposicionaron con un GPS marca GARMIN, modelo 60, midiéndose la altitud y la profundidad del nivel del agua en la noria (**Tabla 3.2**). También se obtuvieron datos de los piezómetros que posteriormente conformaron la red de monitoreo adicionándose los datos de dos piezómetros más a fin de corroborar la dirección del flujo somero del agua..

Para la obtención de los mapas de isopiezas y la dirección del flujo del agua, tanto regional como somero, se empleó el software Surfer versión 8.08 (Golden Software, Inc, 2007).

Tabla 3.2. Localización de las norias

Noria	Longitud (W)*	Latitud (N)*
MN1	438,061.8	2124,177.7
MN2	438,067.6	2' 124,156.2
MN3	438,283.9	2' 124,223.1
MN4	438,464.4	2' 124,075.0
MN5	438,544.4	2' 124,409.7
MN6	438,576.2	2' 124,317.4
MN7	440,032.0	2' 123,909.9

*Unidades en UTM (m)

3.5. HIDROGEOQUÍMICA

3.5.1. Estimación del volumen de lixiviados generados en el vertedero de San Mateo Mexicaltzingo

El volumen de lixiviados se estimó mediante la ecuación de balance hídrico, tomando como base los datos de la estación meteorológica 766750 del Servicio Meteorológico Nacional (SMN) ubicado a una latitud de 2°13'33.193.263 y longitud 99°42'44.186 en Toluca, Estado de México. Los resultados se contrastaron con los obtenidos mediante la modelación utilizando el software HELP. Este modelo permite simular el movimiento diario del agua entrando, atravesando y saliendo del sitio de disposición de los residuos. Para ello, se recabaron los siguientes datos: datos generales climatológicos, datos diarios de climatología y datos del suelo.

3.5.2. Diseño de la red de monitoreo de agua subterránea

La red de monitoreo para el análisis de la calidad del agua se conformó de dos piezómetros de 12 m (MPZ1) y 30 m (MPZ2) de profundidad, dos pozos de venteo en el centro del vertedero a 12 m (MPV1) y 6 m (MPV2) de profundidad, la laguna de lixiviados MLLix) formada en el socavón de la mina, el pozo de extracción de agua para uso y consumo humano “Solidaridad” (MPP) así como cuatro norias ubicadas en la cabecera municipal de San Mateo Mexicaltzingo (MN1, MN2, MN3 y MN4). La posición geográfica de cada punto se realizó utilizando un equipo GPS modelo 60 marca Garmin y los datos se ubicaron en un mapa de la zona utilizando el software ArcGis ver 9.3 (**figura 3.12**).

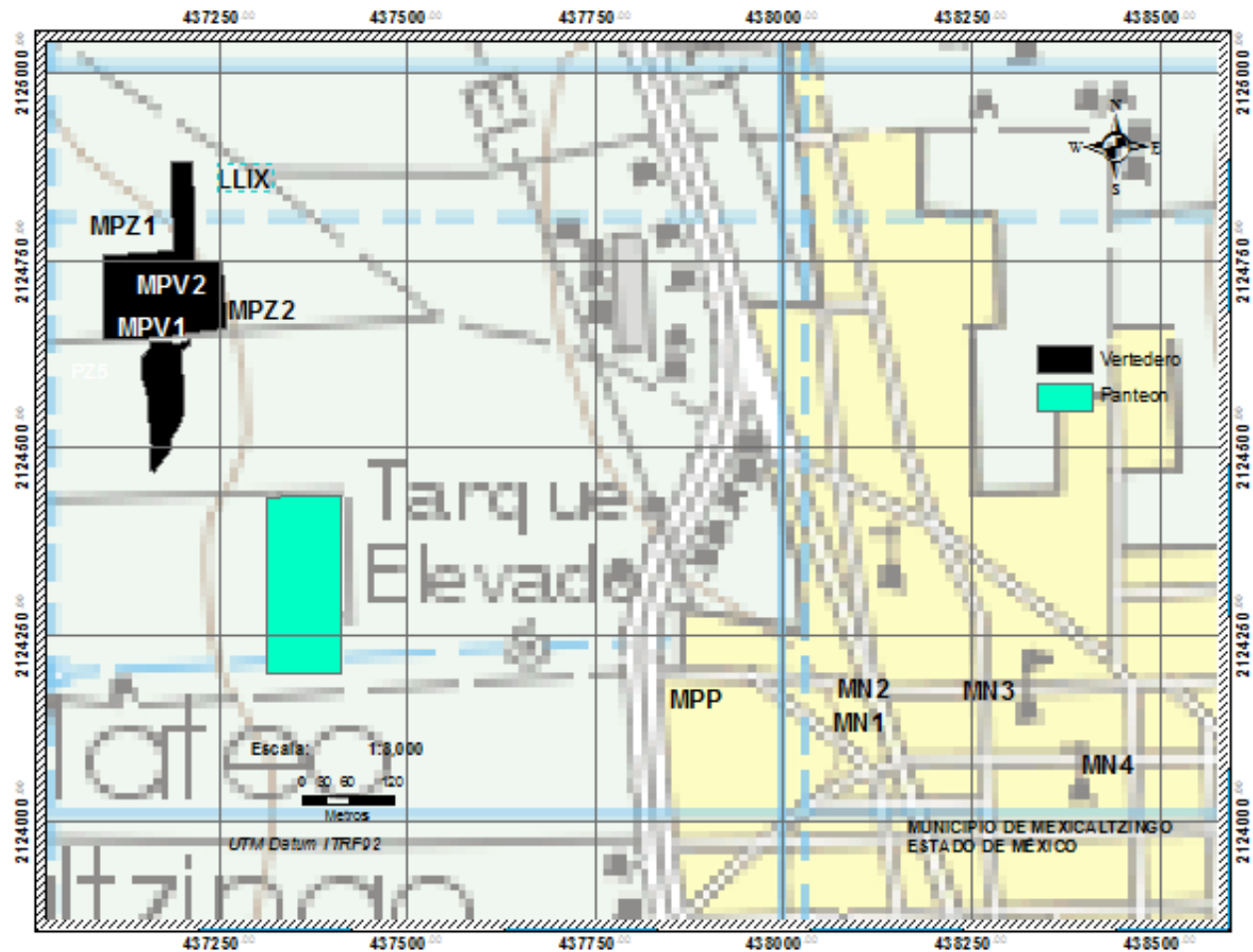


Fig. 3.12. Localización de los puntos que conforman la red de monitoreo de agua.

3.5.3. Perforaciones de los pozos de muestreo

Tanto los piezómetros (MPZ1 Y MPZ2) como los dos pozos de venteo (MPZ1 y MPZ2) se perforaron específicamente para conformar la red, y se ubicaron en las inmediaciones del sitio de vertido de RSU tomando en cuenta el flujo preferencial del agua subterránea. De los MPV se obtuvieron las muestras de lixiviados y además estos pozos tuvieron la función de venteo para el biogas que se produce en el vertedero. Cabe mencionar que las muestras del MPZ2 y MPV2 no se analizaron debido a problemas de colmatación en el primero y a que en el segundo no se colectaba suficiente volumen de muestra. En esta

red se tomaron también los datos de niveles de agua subterránea. Las excavaciones se realizaron con una perforadora mecánica marca Wacker, de la Facultad de Ingeniería de la UAEMéx (**figura 3.14**) tal y como se describió en la metodología de la descripción del perfil estratigráfico.



Figura 3.14. Perforadora Wacker de la Facultad de Ingeniería de la UAEMéx, realizando la perforación del piezómetro en San Mateo Mexicaltzingo.

En los piezómetros se colocaron tubos de PVC hidráulico de 2" de diámetro, colocando arena sílica, grava, bentonita y suelo para rellenar los huecos de la perforación. En los pozos de venteo solo se colocaron los tubos de PVC de 2", y se dejó colapsar, protegiéndose la parte baja del tubo con tapones de PVC. También se construyeron protecciones con blocks, cemento y tapas de cisterna a fin de proteger las perforaciones (**figura 3.15**). Todo ello una vez obtenido el permiso de CONAGUA, el Ayuntamiento de San Mateo Mexicaltzingo y de los dueños de los terrenos.

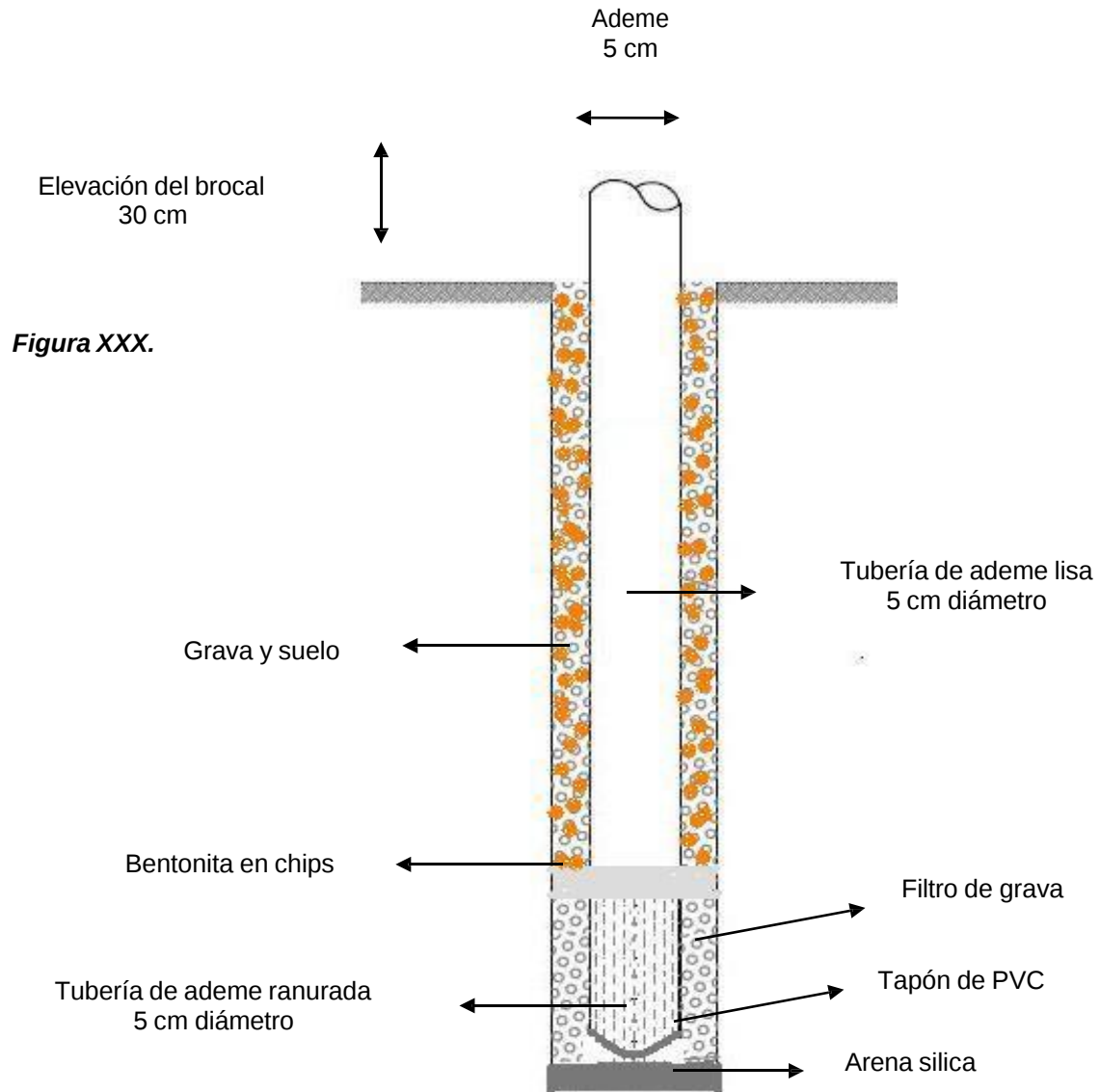


Figura 3.15. Esquema de las perforaciones de los piezómetros realizadas en el vertedero de San Mateo Mexicaltzingo.

3.5.4. Muestreo

Se realizaron cuatro campañas de muestreo que abarcaron las temporadas de lluvias y estiaje de los años 2010 y 2011, de acuerdo a la **tabla 3.2**.

Tabla 3.2I. Temporadas de muestreo en la red de monitoreo

Temporada de muestreo	
M1	Estiaje 2010
M2	Lluvias 2010
M3	Estiaje 2011
M4	Lluvias 2011

Para la obtención de las muestras en los piezómetros y pozos de venteo fue necesario diseñar un hidrocaptor adecuado al diámetro y profundidad de las perforaciones (**figura 3.16**). El hidrocaptor se conformó por un contrapeso, una válvula check y un almacén para la muestra, de manera que la muestra al ser extraída, no fuera alterada.

Para la obtención de las muestras del MPP se realizó un bombeo del pozo durante 10 minutos antes de tomar el volumen de agua correspondiente.

Se utilizó un muestreador de polipropileno con mango de 5 m para obtener las muestras de correspondientes a LLIX.

Todas las muestras se colocaron en recipientes lavados con detergente libre de fosfatos y HCL al 10% para el análisis de metales pesados y con H₂SO₄ para DQO.

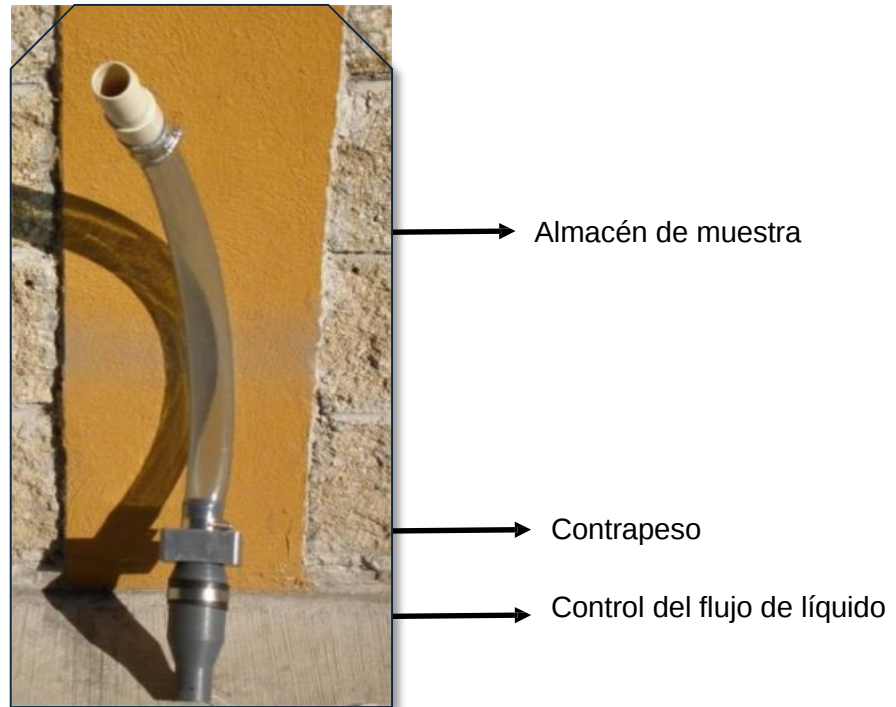


Figura 3.16. Hidrocaptor de líquidos para piezómetros y pozos de venteo

Para los análisis fisicoquímicos se colectaron por separado volúmenes de muestra de 500 ml. Para la determinación de metales, las muestras se preservaron a pH 2 adicionando HNO_3 concentrado y para el análisis de DQO con H_2SO_4 también a pH 2. Todas las muestras se trasladaron al laboratorio a una temperatura de 4°C para su posterior análisis.

3.5.5. Análisis de muestras

a. Análisis de campo

Las determinaciones de los parámetros físicos y químicos de campo se realizaron conforme a las normas técnicas vigentes en México para agua e incluyeron los pH (NMX-AA-008-SCFI-2000), conductividad eléctrica (CE) (NMX-AA-093-SCFI-2000) y oxígeno

disuelto (OD) utilizando un equipo multiparamétrico marca Hach modelo 51935-22. Asimismo, se tomó la temperatura (T) con termómetro de mercurio certificado (NMX-AA-007-SCFI-2000).

b. Análisis de laboratorio

Los análisis de laboratorio realizados incluyeron los siguientes parámetros: sólidos totales (ST), sólidos suspendidos totales (SST) y sales disueltas totales (SDT) mediante el método gravimétrico (NMX-AA-034-SCFI-2001); nitratos (N-NO_3), nitritos (N-NO_2) y sulfatos (SO_4^{2-}) por el método de ión selectivo utilizando un equipo marca Hach; Demanda Química de Oxígeno (DQO) por reflujo cerrado utilizando un reactor marca Hach modelo HQ40d18 (NMX-AA-030-SCFI-2001); la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO_5) (NMX-AA-028-SCFI-2001); dureza (NMX-AA-072-SCFI-2001), acidez y alcalinidad (NMX-AA-036-SCFI-2001) y cloruros (Cl^-) (NMX-AA-073-SCFI-2001) por volumetría. Las concentraciones de los metales Ca, Mg, Na, K, Ni, Cu, Cd, Li, Pb, Zn y Fe se midieron por la técnica de absorción atómica, previa digestión ácida con HNO_3 concentrado, utilizando un equipo marca Perkin Elmer modelo Analys 200 (NMX-AA-051-SCFI-2001).

3.5.6. Tratamiento de datos

Los datos de concentración de Cl^- , DQO, DBO_5 , N-NO_3 y metales se tomaron como indicadores de contaminación. Los datos obtenidos de las matrices acuosas se analizaron con el software Aquachem (Waterloo Hidrogeologic Inc, 2003), de donde se obtuvieron los Diagramas de Piper y de Schoeller que permitieron comparar e interpretar

los datos hidrogeoquímicos. Se calculó el error del balance iónico tomando los datos de siete de los iones medidos (Cl^- , SO_4^{2-} , CO_3^{2-} , Na^+ , K^+ , Ca^{2+} y Mg^{2+}).

Los resultados de los análisis del agua subterránea se compararon con los límites máximos permisibles establecidos en la NOM-127-SSA1-1994.

3.6. CARACTERIZACIÓN HIDRODINÁMICA GEOLÓGICA DEL SITIO.

La localización geográfica del vertedero se llevó a cabo tomando en cuenta las coordenadas del punto central del mismo, utilizando un equipo GPS, modelo 60 marca Garmin. Además, se tomaron las coordenadas del polígono del vertedero con el fin de estimar el volumen de los residuos depositados en el sitio. Adicionalmente se recabó información de la zona de estudio la cual incluyó: edafología, localización de los pozos de extracción de agua potable, localización de pozos artesianos e información sobre profundidad del agua subterránea. Asimismo, fue necesario caracterizar el sitio donde son vertidos estos residuos, operación del sitio así como vida útil del sitio.

3.7 MODELACIÓN NUMÉRICA DE LA PLUMA DE CONTAMINACIÓN.

MODELO CONCEPTUAL

Como primer paso para modelar la pluma contaminante generada en el tiradero, se procedió a elaborar el Modelo conceptual de la zona de estudio. Para ello, se obtuvo la información básica del modelo y se dimensionó espacialmente la malla de modelación, conformada espacialmente en 60 filas, 40 columnas y 11 capas, utilizando para ello el software Autocad versión 2007, realizándose un análisis individual por celda.

3.7.1 Modelo de elevación

Posteriormente, para cada nodo de la malla se obtuvieron los valores de latitud y longitud y se asignó su valor correspondiente a la altitud. Esta última se calculó interpolando las curvas de nivel correspondientes, obteniendo el mapa de elevación digitalmente mediante el software Surfer versión 8.

3.7.2 Modelo de flujo

Para la obtención del modelo de flujo se utilizó la malla de modelación discretizada, 120 celdas de esta malla corresponden a celdas de potencial constante (carga hidráulica conocida) y 2,280 a celdas de potencial variable, cada una asociada a una ecuación que sigue la Ley de Darcy. El sistema de ecuaciones resultante se resolvió simultáneamente para cada paso de tiempo (15 años) utilizando el software Visual MODFLOW (McDonald & Harbaugh 1988). El modelo corresponde a un área pequeña del Valle de Toluca, por lo que no fue posible incorporar al modelo los límites del acuífero de la región, sin embargo se tomaron en cuenta las recomendaciones dadas por Leake *et al.* (1998) para la modelación de regiones a pequeña escala. Las condiciones de frontera se encuentran limitadas en la parte norte por el río (intermitente); en la parte oeste por el vertedero, considerado como la fuente puntual de contaminación y que actualmente se encuentra en operación recibiendo un promedio de 12 ton/día de RSU; en la parte sureste por el pozo de agua potable, punto de interés en este estudio, y al sur por el panteón municipal, ya que se excluyó esta zona como fuente contaminadora.

Se generaron, además, las carpetas de información básica, que incluyen:

- Carpeta de uso de suelo
- Carpeta hidráulica
- Carpeta hidrológica
- Carpeta hidrogeológica
- Carpeta ambiental
- Carpeta geológica

3.7.3 Carpeta de uso de suelo

La primera carpeta generada es la de uso de suelo. Esta carpeta involucra solo a la capa superficial y es importante, ya que determina la recarga de capas subyacentes. Para la zona de estudio, se elaboró el mapa de uso de suelo a partir de tres ortofotos, obtenidas en el año 2006. Se generó solo un mapa, ya que el cálculo del radio del cono de abatimiento es menor a 720 m, considerándose que no existe perturbación por el bombeo en el pozo de extracción del agua potable municipal. A cada celda se le asignó entonces los porcentajes correspondientes al uso de suelo identificado en la ortofoto.

3.7.4 Carpeta hidráulica

Para cada una de las celdas, se asignaron los valores de las conductividades hidráulicas en las tres dimensiones (K_x , K_y y K_z) y para cada una de las capas involucradas en el modelo. En la región correspondiente a la zona no saturada (ZNS) se calculó además la permeabilidad de cada capa y la transmisibilidad a partir del nivel freático (zona saturada: ZS).

3.7.5 Carpeta hidrológica

Esta carpeta involucra solo la capa superficial, en esta carpeta se asignó en la celda de la malla correspondiente, la posición del río que pasa por la zona de estudio. Utilizando el Sistema de Información para las Cuencas Hidrológicas del Estado de México (SICHEM versión 1.0), se establecieron los valores de la precipitación para cada mes a cada una de las celdas de la malla.

3.7.6 Carpeta hidrogeológica

En esta carpeta se colocaron los datos de la infiltración eficaz en cada celda de la malla, tomando en cuenta la **ecuación 10**:

$$IE = Pt - Esc - Evt.....Ecuación 10$$

Donde:

IE = Infiltración eficaz

Pt = Precipitación total

Esc = Escurrimiento

Evt = Evapotranspiración

Los valores de la precipitación total se obtienen de la carpeta hidrológica, mientras que el escurrimiento se calculó a partir del método del hidrograma unitario. Para la evapotranspiración, se utilizó el método de Blaney-Criddle que toma en cuenta:

$$ET_o = K_{tanque} + Evaporación.....Ecuación 11$$

$$ET_c = ET_o \times K_c \dots \dots \dots \text{Ecuación 12}$$

Donde

ET_o = la evapotranspiración de referencia

K_{tanque} = la constante de evaporación en un tanque

K_c = la constante específica para cada cultivo

Además:

$$ET_c = K \times F \dots \dots \dots \text{Ecuación 13}$$

$$F = \sum_{i=1}^n f_i \dots \dots \dots \text{Ecuación 14}$$

$$f_i = ET_o \text{ mes } i \dots \dots \dots \text{Ecuación 15}$$

3.7.7 Carpeta geológica

Es esta carpeta se colocaron el número de capas que involucran al dominio de la zona de estudio. Estas capas se identificaron en el perfil estratigráfico realizado en la zona del tiradero y que tuvo una profundidad de 27 m.

3.7.8 Carpeta ambiental

Involucra solo la capa superficial, en esta carpeta se identificaron todos aquellos factores que influyen en la migración de contaminantes hacia el ambiente.

Se utilizó la modelación numérica para conocer, en primera instancia, el comportamiento y dimensiones de la pluma de contaminación generada por los lixiviados provenientes del sitio de disposición de residuos en estudio.

3.8 GEOMETRÍA DE LA PLUMA DE CONTAMINACIÓN

Mediante la utilización del ión cloruro se determinó la extensión de la pluma de contaminación. Para ello se muestreó en los piezómetros de la red de monitoreo así como en pozos aledaños. Los datos se geoposicionaron y se obtuvo el mapa con las líneas de isocloruros, utilizando el software Surfer ver 8.0, que evidenciaron la geometría de la pluma contaminante.

3.9. PROPONER MEDIDAS DE MITIGACIÓN O DE CONTROL DEL PASO DE LOS CONTAMINANTES HACIA LOS POZOS QUE ABASTECEN DE AGUA POTABLE A LAS COMUNIDADES CERCANAS

Si al conjuntar los resultados de las actividades anteriores, resulta que la vulnerabilidad del sitio en estudio es muy alta, es decir, que los cuerpos de agua aledaños al sitio de disposición de residuos sean altamente vulnerables, se propondrán medidas de mitigación que controlen o eviten que los contaminantes en estudio alcancen el agua subterránea.

CAPÍTULO IV

RESULTADOS Y ANÁLISIS DE

RESULTADOS

4.1. RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS

Utilizando los datos obtenidos de los pesos de las muestras de RSU provenientes de 50 casas habitación, y aplicando la prueba estadística de Dixon ($p < 0.05$), se determinó una generación *per cápita* de residuos sólidos urbanos de 0.644 kg por habitante y por día. Esta generación está por debajo de las cifras reportada por la Secretaría del Medio Ambiente del Estado de México (SMA, 2012) para municipios como Metepec y Toluca con los que colinda San Mateo Mexicaltzingo (**tabla 4.1**).

Tabla 4.1. Generación per cápita de RSU en algunos municipios del Estado de México (SMA,2012).

No	Municipio	Ton/Día	Generación <i>per cápita</i> (Kg/hab-día)
1	Toluca	871	1.07
2	Metepec	210	0.97
3	Zinacantepec	141	0.95
4	Almoloya de Juárez	132	0.94
5	Ixtlahuaca	129	0.94
6	Lerma	104	0.93
7	San Felipe del Progreso	91	0.92
8	San José del Rincón	81	0.91
9	Temoaya	78	0.91
10	Atlacomulco	73	0.91
11	Otzolotepec	69	0.90
12	San Mateo Atenco	66	0.90
13	Tenango del Valle	65	0.90
14	Santiago Tianguistenco	64	0.90
15	Mexicaltzingo	12	0.644

Tomando en cuenta que el municipio tiene una población de 10,161 habitantes (INEGI, 2011), el volumen de residuos de origen doméstico al que el municipio debe darle una disposición final es de 2,388 toneladas/año, lo cual implica que diariamente se depositan 6.5 toneladas de residuos. Dicha cantidad está cercana a la reportada por la Dirección de Servicios y Obras Públicas del municipio estimada en seis toneladas (DSOP, 2011). A esta cantidad, deben sumarse los residuos generados por los 147 obradores de la región, considerados por la legislación ambiental (LGPGIR, 2014) como residuos de manejo especial y los vertidos clandestinos no cuantificables, ya que el sitio no cuenta con cerca perimetral y caseta de acceso que impida esta práctica. El servicio de limpia también se hace cargo de los residuos del rastro municipal que son dos toneladas aproximadamente, seis días a la semana. En observaciones realizadas en campo se calcularon 14 toneladas vertidas diariamente en el tiradero. El sitio, de acuerdo con la

NOM-083-SEMARNAT-2003 está catalogado como “C” (**tabla 4.2**), por lo que las autoridades están obligadas a realizar un estudio topográfico, geotécnico y de generación y composición de residuos sólidos urbanos y de manejo especial adicional a los requerimientos estipulados en dicha norma.

Tabla 4.2. Categorías de sitios de disposición final (NOM-083-SEMARNAT-2003)

Tipo	Tonelaje recibido Ton/día
A	Mayor a 100
B	50 hasta 100
C	10 y menor a 50
D	Menor a 10

En la **tabla 4.3** se detalla la composición de los residuos, donde se puede apreciar que un 52.3% de los residuos corresponde a residuos alimenticios. Sin embargo, la gran problemática identificada en el municipio, son los residuos de manejo especial que generan los obradores establecidos en la localidad, cuya actividad principal es la venta de chicharrón, obtenido de la importación del producto congelado y de la matanza de animales. En este último caso, las vísceras son destinadas a fosas construidas dentro del vertedero para este fin, sin ningún tipo de impermeabilización al suelo que evite la percolación de los lixiviados al subsuelo.

Se calcula que la cantidad de vísceras depositadas en el sitio es equiparable en peso, a la de los RSU. No se practica tampoco ningún trabajo de recubrimiento o de encalamiento que pudiera minimizar el impacto al ambiente. El alto porcentaje de materia orgánica vertida en el tiradero contribuye a la elevación de los valores de DQO y DBO₅ así como de elementos como el N y P (Orozco-Barrenetxea *et al.*, 2003).

Tabla 4.3. Porcentaje de subproductos de los RSU generados en Mexicaltzingo, México.

SUBPRODUCTO	PORCENTAJE (%)
Fibra dura vegetal	3.3
Fibras sintéticas	3.3
Material ferroso	1.0
Material no ferroso	0.1
Pañal desechable	7.8
Papel y carton	8.4
Plástico de película	5.8
Plástico rígido	5.5
Poliestireno expandido	0.5
Residuos alimenticios	52.3
Vidrio de color	1.2
Vidrio transparente	6.0
Otros	4.9
Total	100.0

Por otro lado, el peso volumétrico determinado en los residuos fue de 175 kg por m³, lo que muestra la poca compactación que se hace de ellos a nivel doméstico. El municipio tampoco realiza trabajos de compactación durante la recolección ni en el sitio de disposición, ocasionando con ello la disminución de la vida útil del vertedero. Dado que el sitio se clasifica como “C” la operación de compactación debería asegurar un peso volumétrico de 400 kg por m³. En cuanto al contenido de humedad, esta se determinó en un 58%. Este porcentaje es de resaltar, ya que es uno de los factores que predisponen a la formación de lixiviados (Tchobanoglous *et. al.*, 1994).

4.2 SONDEO ELÉCTRICO VERTICAL (SEV)

Los métodos eléctricos, principalmente reflejan las variaciones de la resistividad del terreno. El contraste de la resistividad eléctrica existente entre las secuencias litológicas en el subsuelo, es a menudo adecuado para delinear las capas geoelectricas e identificar las capas acuíferas o no-acuíferas.

4.2.1 Curvas geoelectricas

Las **figuras 4.1 y 4.2** muestran las curvas geoelectricas típicas correspondientes a los datos de cuatro SEVs obtenidos en el área de estudio y su interpretación, mediante el proceso de inversión de datos.

Debido a las características distintivas que ofrece el campo de las curvas de resistividad, las estaciones de los SEV's muestran cuatro tipos de curvas que incluyen HK, H, y QH. Estos tipos de curva se definieron en términos del número de capas geoelectricas y sus respectivas relaciones de resistividad. Entre los cuatro tipos de curvas, las curvas del Tipo HK, H y QH, muestran formas similares de curvas de campo con resistividades disminuyendo con la profundidad y con un tramo final ascendente tal que $\rho_1 > \rho_2 < \rho_3$. Este comportamiento de la curva, demuestra indudablemente la presencia de una capa de alta resistividad en el fondo de las secciones. El tipo H es el más preponderante. Las curvas sugieren configuraciones geoelectricas del subsuelo aparentemente favorables para el almacenamiento del agua subterránea.

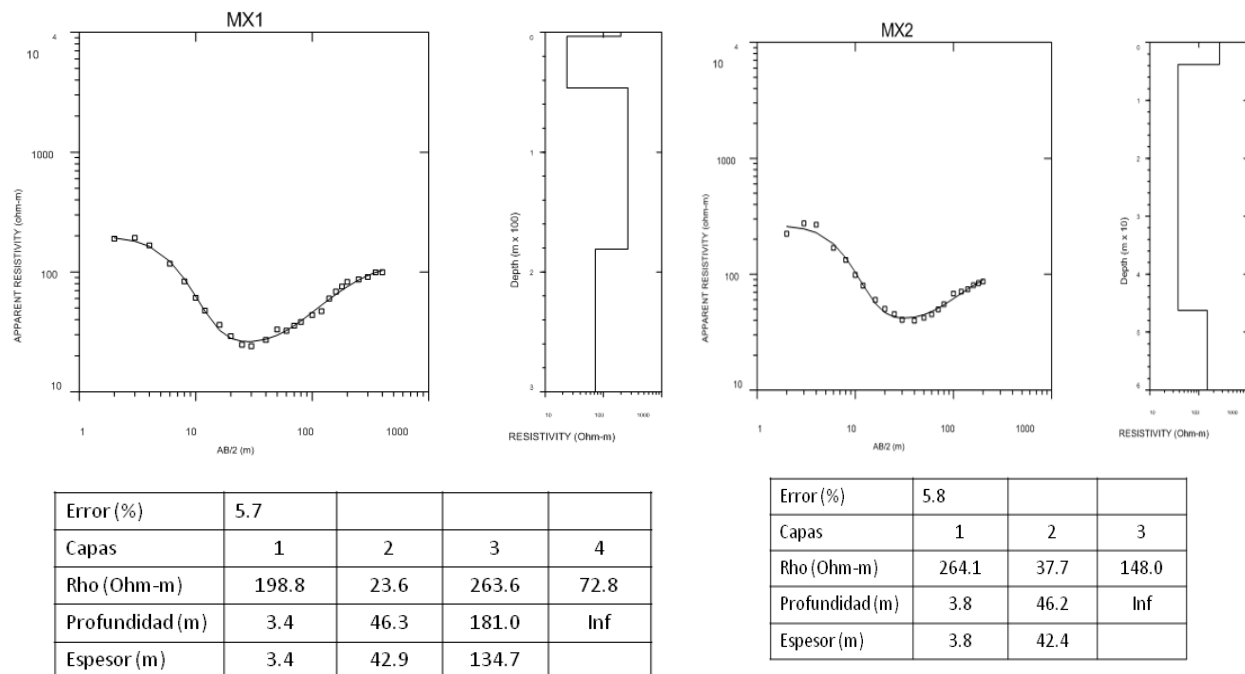


Figura 4.1. Datos de campo e interpretación de los Sondeos Eléctricos Verticales, SEVs MX1 y MX2.

La curva teórica para el modelo analizado es graficada con línea continua en la ventana de la curva. El valor del error de ajuste, representa la diferencia relativa entre las curvas teórica y de campo para el sondeo analizado y los parámetros de su modelo. El mismo procedimiento se aplicó para cada uno de los 23 SEVs realizados.

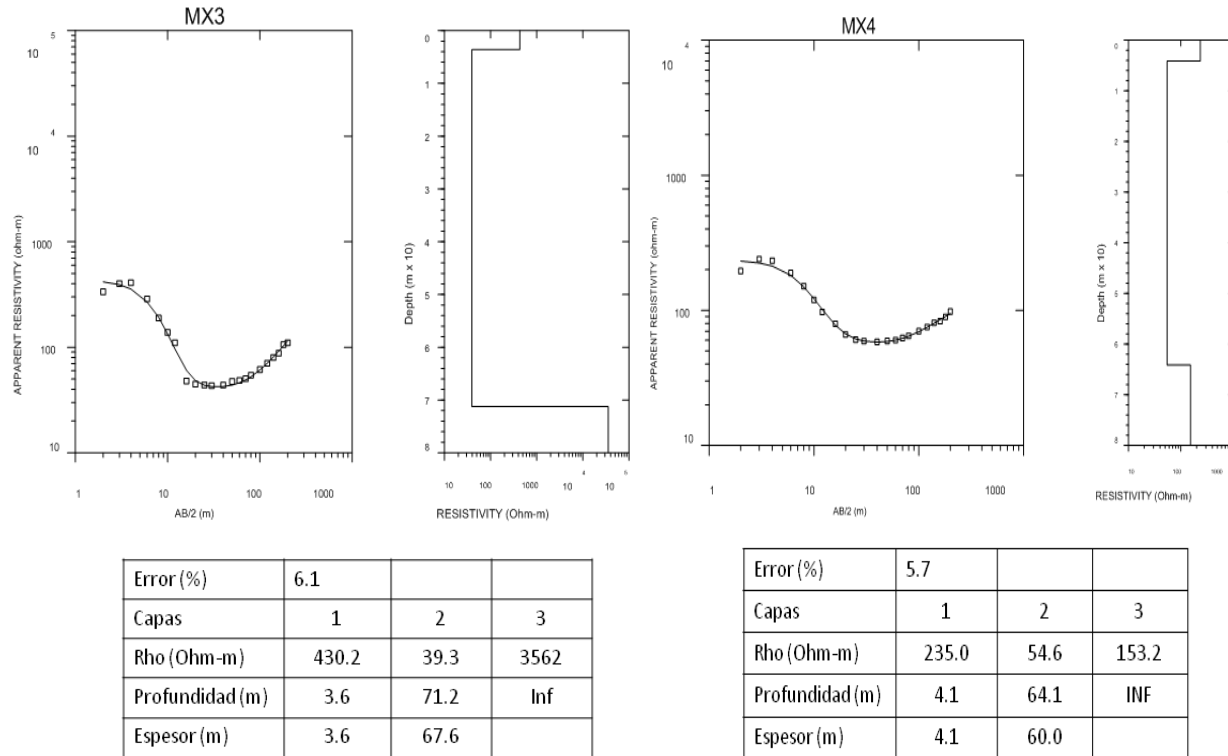


Figura 4.2. Datos de campo e interpretación de los Sondeos Eléctricos Verticales, SEVs MX3 y MX4.

Con los 23 SEV realizados, se elaboraron 5 mapas geoelectricos que muestran la distribución de la resistividad aparente a diferentes aberturas de AB/2 (6, 10, 16, 25 y 50 m), como se presenta en la **figura 4.3** (relieve 3D).

Se observan máximos y mínimos resistivos que pueden ser asociados con rocas volcánicas fracturadas (basalto o brecha volcánica) y material de relleno, respectivamente. Además, se pueden observar las trayectorias preferenciales que sigue el flujo del agua subterránea.

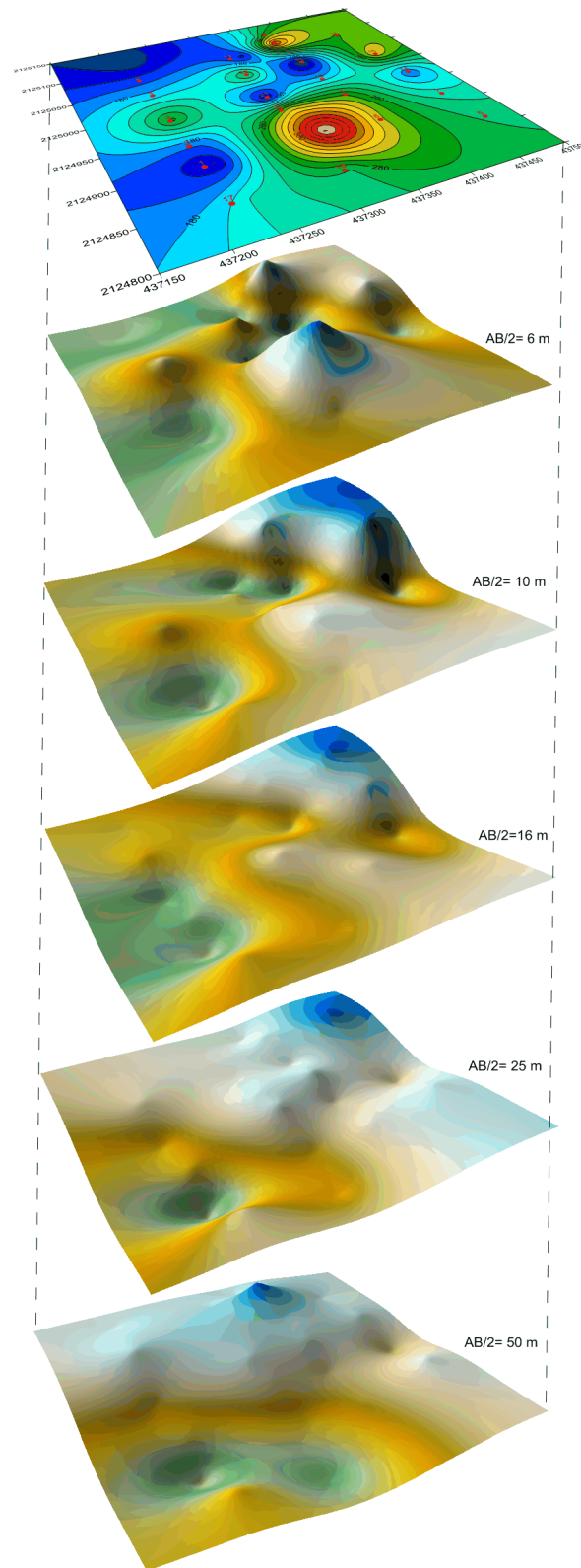


Figura 4.3. Mapas que muestran la distribución de la resistividad aparente del subsuelo a diferentes valores de $AB/2$ (6, 10, 16, 25 y 50 m).

La **figura 4.4**, es una vista en planta de la distribución de la resistividad aparente a diferentes aberturas de AB/2 (6, 10, 16, 25 y 50 m), correspondiente a la **figura 4.3**. Se puede apreciar la distribución de mínimos y máximos resistivos. Los mínimos indican zonas de relleno y los máximos, roca dura.

Desde el punto de vista de la contaminación del agua subterránea, se considera que los valores mínimos se asocian con los lixiviados generados en el basurero. Se observa en las **figuras 4.4a y 4.4b** que los mínimos presentan valores de 140 Ohm-m y 70 Ohm-m, a una profundidad de 3 y 5 m, respectivamente. Estos valores corresponden a material aluvial de grano grueso y en la **figura 4.4b** estos valores son indicativos de la presencia de agua subterránea de recarga a esas profundidades, y sin contenido de lixiviados. Se presentan dos máximos resistivos al este y noreste a 150 m (en forma de intrusivo) y 300 m del basurero. Los máximos alcanzan valores >200 Ohm-m, asociados con gravas y/o brechas volcánicas. Además, se observa una discontinuidad o falla al nivel de AB/2= 50 m a lo largo de los SEV MX3, MX20, MX9 y MX14.

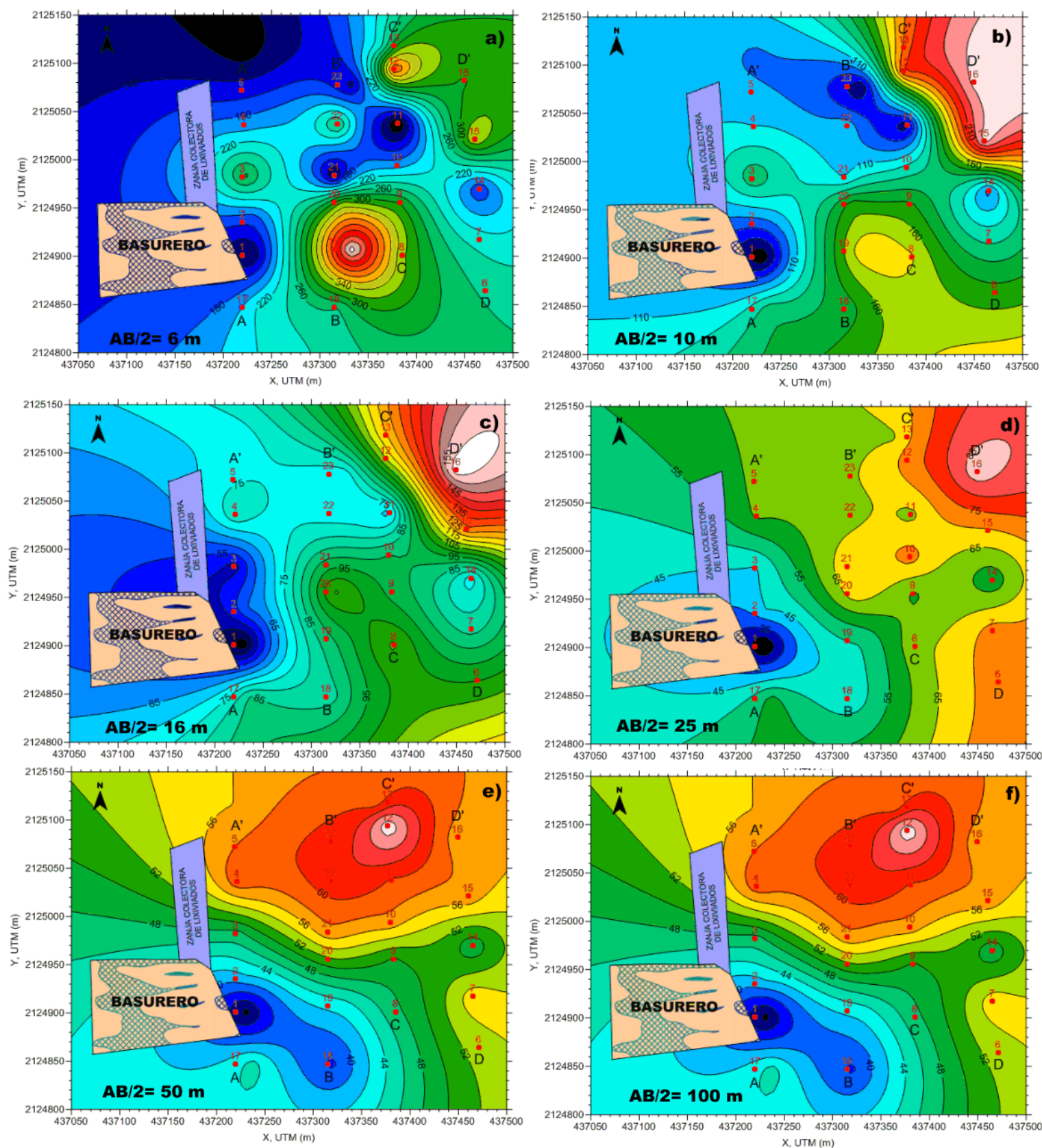


Figura 4.4. Mapa de la distribución de la resistividad aparente a diferentes profundidades.

En las **figuras 4.4c y d**, se observan valores mínimos de 30 y 40 Ohm-m, asociados con la presencia de lixiviados a 5 y 8 m de profundidad. Los niveles máximos disminuyen a 155 y 80 Ohm-m, debido al aumento del contenido de humedad.

En las **figuras 4.4e y f**, se presentan valores mínimos de 34 Ohm-m debajo del basurero y en dirección hacia el noreste. Los máximos alcanzan valores de 66 Ohm-m y el material se ensancha sobre su base hacia el centro de la zona investigada.

4.1.2. Pseudosección de isoresistividad eléctrica aparente

Con base a la interpretación de los 23 Sondeos Eléctricos Verticales efectuados, se realizaron cuatro pseudosecciones de isoresistividad aparente con los datos de campo, $\rho_a-AB/2$. Por consiguiente, se integraron con la información geológica disponible para construir el esquema geológico o secciones geoelectricas **A-A'**, **B-B'**, **C-C'** y **D-D'** del área de estudio. Los cuatro perfiles elaborados tienen una dirección de sur a norte. Se destacan los siguientes resultados.

a. Correlación de los sondeos eléctricos verticales en perfil: Sección geoelectrica A-A'

Se construyó un perfil de isoresistividad eléctrica aparente de la sección **A-A'** con los SEVs 17, 1, 2, 3, 4 y 5. La pseudosección refleja las variaciones laterales de la resistividad eléctrica aparente a una profundidad de $AB/2= 200$ m. La interpretación cuantitativa de los SEV, permitió inferir la existencia de cuatro unidades geoelectricas principales (**figura 4.5**), en función de la resistividad eléctrica y de la litología (según la morfología de la curva del SEV: La primera unidad geoelectrica se ubica a partir de la superficie del terreno

con un espesor variable de 4 a 10 m, prácticamente a lo largo de toda la sección, con valores de resistividad de 199 a 430 Ohm-m. Se asocia a una capa superficial de arena limo-arcillosa seca. La segunda capa presenta su mayor espesor hacia el centro del perfil. Los valores de la resistividad van de 26-50 Ohm-m, asociados con la presencia de agua mineralizada o presencia de lixiviados a una profundidad de 10 m, debajo de los SEVs MX17 y MX1 y se le interpreta como depósitos sedimentarios de arena fina a media. La tercera unidad geoelectrica corresponde a una resistividad que varía de 98 a 153 Ohm-m y se asocia con material de arena y grava de espesor variable y que probablemente representa el lecho del acuífero libre. La cuarta unidad se presenta en el fondo de la sección con valores de resistividad de 264 a 600 Ohm-m discontinua entre los SEVs MX1 y MX4. Se observa, a una profundidad de 30 m a lo largo de todo el perfil, un mínimo resistivo de 20 Ohm-m, y se asocia a la presencia de lixiviado.

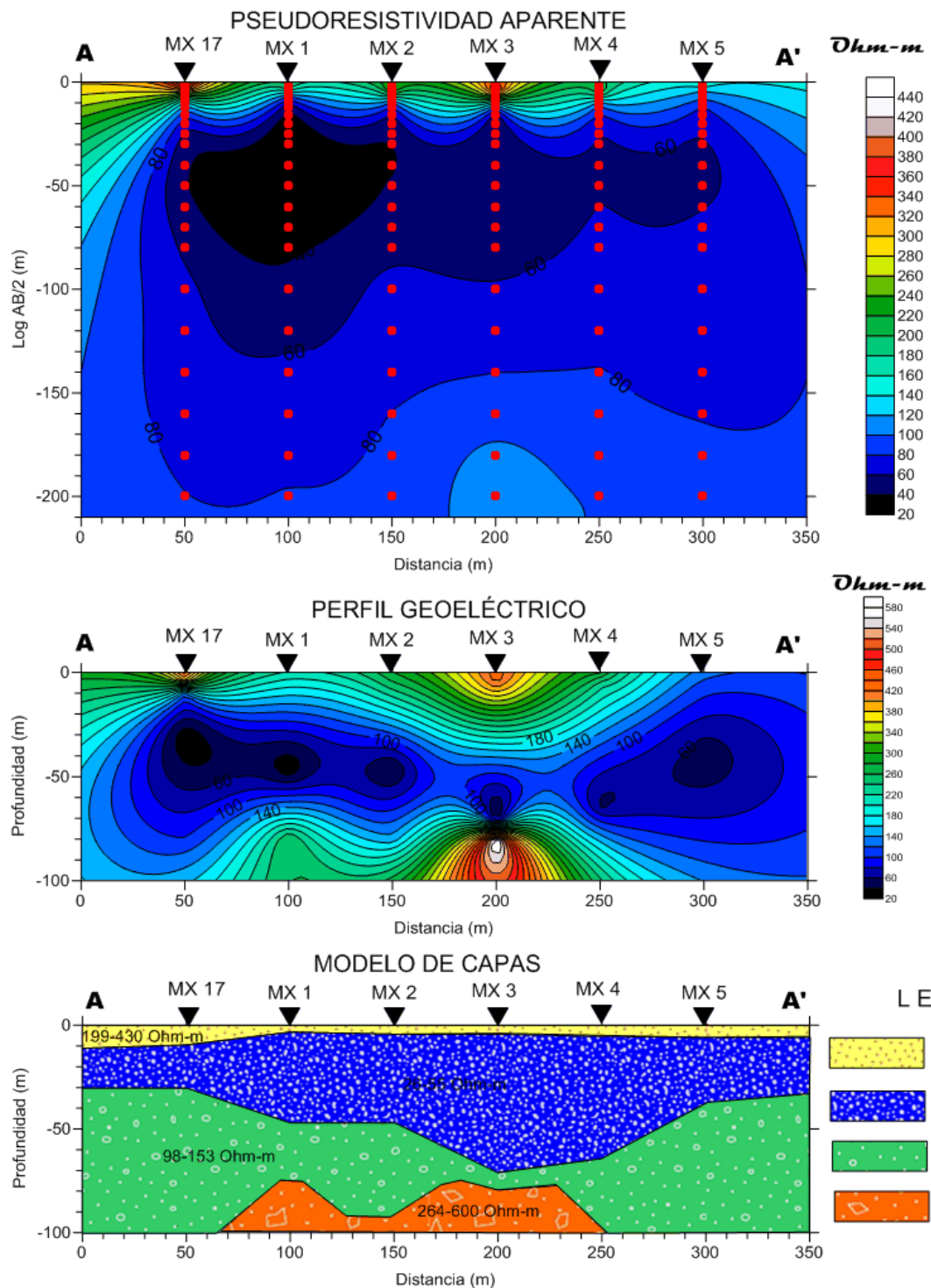


Figura 4.5 Sección geoelectrica interpretada a lo largo del perfil A-A'. Las resistividades están en $\Omega\text{m-m}$.

b. Correlación de los sondeos eléctricos verticales en perfil: Sección geoelectrica B-B'

En la **figura 4.6** se muestra la sección geoelectrica interpretada por la inversión 1-D de los sondeos geoelectricos, profundidad-resistividad, a lo largo del perfil **B-B'**, indicando la resistividad y profundidad de las capas del subsuelo y su estructura geológica. Se observa que los valores de la resistividad aparente que representan la primera unidad de una capa superficial continua con un espesor variable de 1.2 a 3.8 m con valores de resistividad de 378 a 1500 ohm-m, y se asocia a material aluvial seco de arena limo-arcillosa. Este perfil refleja la variación lateral sobre el plano vertical, a una profundidad de aproximadamente 100 metros. La segunda unidad se asocia con una capa de arena gruesa y grava de espesor de 2 metros y resistividad de 92 a 142 Ohm-m. La tercera capa presenta un espesor variable de 40 a 80 m y resistividad de 30 a 37 Ohm-m engrosándose hacia el SEV MX22 y MX23 con un espesor de 50 a 80 m y una resistividad de 51 a 62 Ohm-m, asociada a una discontinuidad o falla geológica, se asocia a un depósito sedimentario compuesto principalmente por arena fina a media, probablemente con contenido de agua mineralizada entre los SEVs MX19 a MX21. La cuarta unidad presenta una resistividad de 102 a 122 Ohm-m y se asocia con una capa de arena gruesa y grava. Se puede observar un mínimo resistivo de 10 a 20 Ohm-m a una profundidad de 50 m, asociado con agua mineralizada o la presencia de lixiviado.

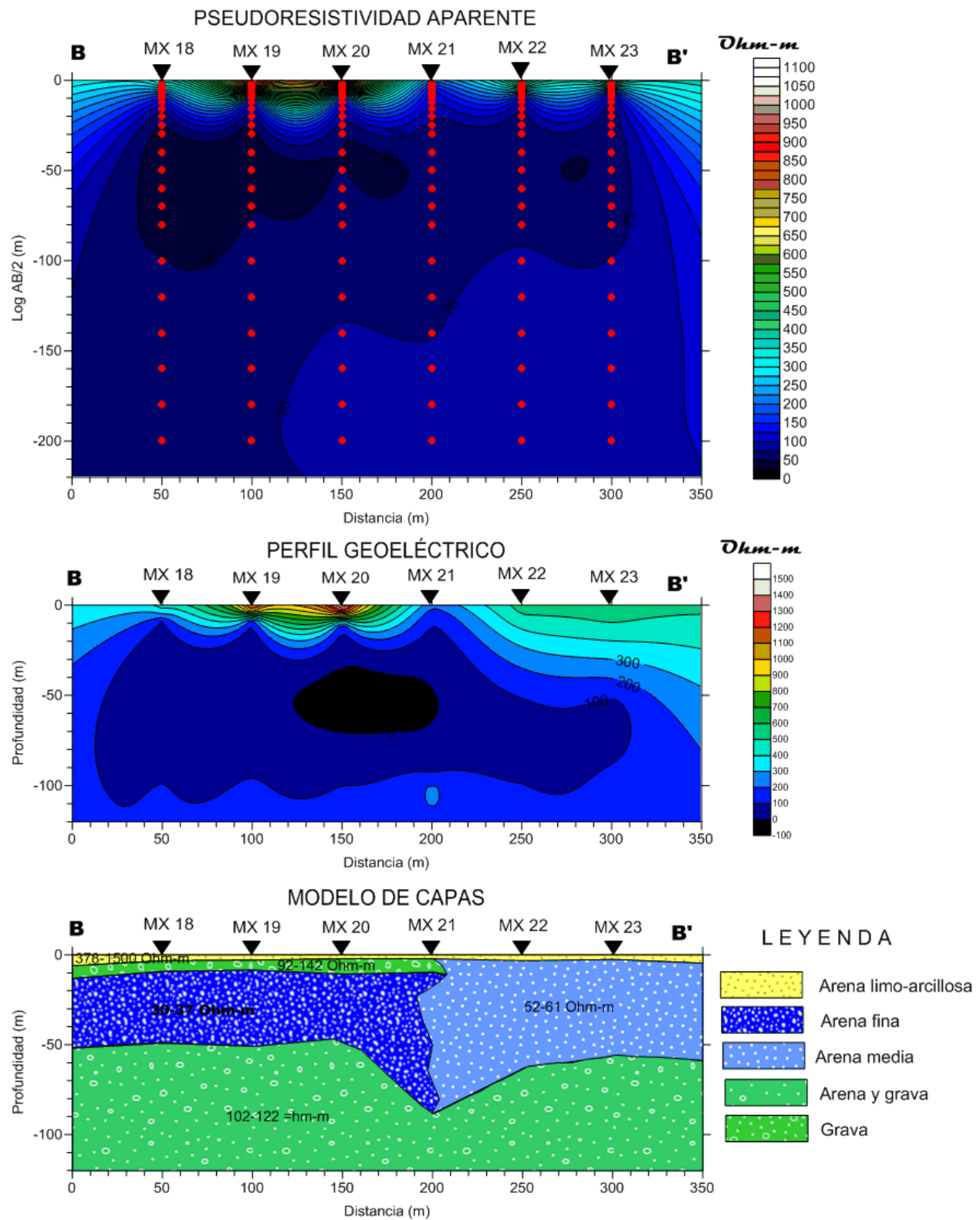


Figura 4.6. Sección geoelectrica interpretada a lo largo del perfil B-B'. Las resistividades están en Ohm-m.

La sección geoelectrica de ρ generada con los datos de los SEV (**figura 4.7**), muestra cuatro unidades bien contrastadas:

- La **unidad uno**, corresponde a una capa superficie continua a lo largo de todo el perfil con un espesor de 1.5 a 3.2 m y con ρ del orden de 320 a 800 Ohm-m, que se interpreta como una capa seca compuesta por arena limo-arcillosa.
- La **unidad dos** se presenta a lo largo de toda la sección, con un espesor de 4 a 7 m; se caracteriza por ρ en el orden de 200 a 394 Ohm-m y se correlaciona geológicamente con arenas y gravas.
- La **unidad tres** se caracteriza por presentar un espesor de 60 a 100 m y ρ en el orden 40 a 64 Ohm-m y se correlaciona con arena media.
- Subyaciendo a la capa geoelectrica tres, se presenta una capa con un espesor variable de 30 a 60 m y una resistividad de 94 a 156 Ohm-m (**unidad cuatro**) y se correlaciona con material de arena y grava; hay una zona con ρ en el rango de 296 Ohm-m, que se ubica a profundidades del orden de los 120 m en el SEV MX9 y se asocia con una brecha volcánica. Se puede observar un mínimo resistivo de 10 a 20 Ohm-m a una profundidad de 50 m, asociado con agua mineralizada o la presencia de lixiviado.

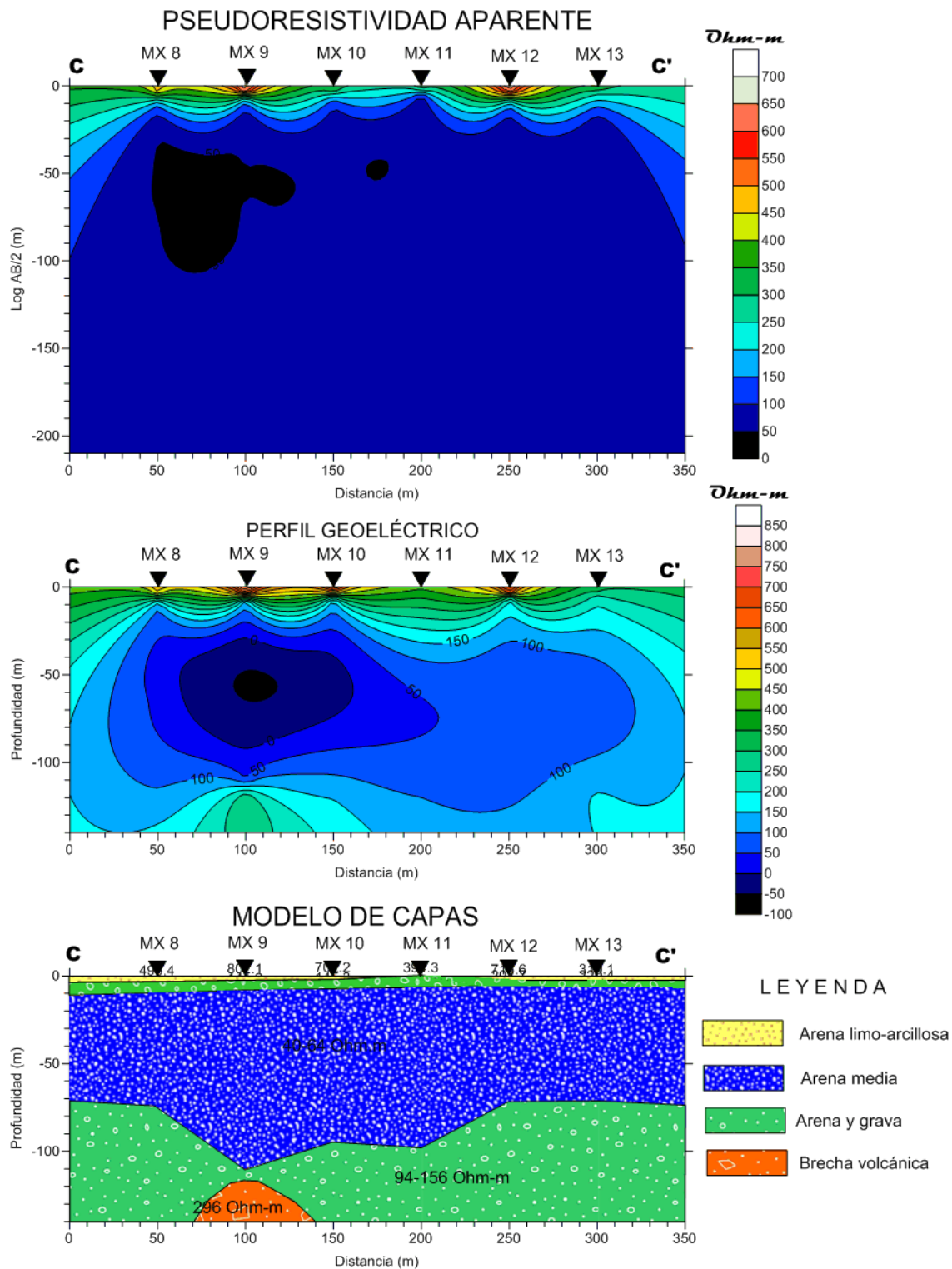


Figura 4.7. Sección geoelectrica interpretada a lo largo del perfil C-C'. Las resistividades están en Ohm-m.

Estas unidades se vuelven a identificar con la interpretación de los datos de los SEV MX6, MX7; MX14, MX15 y MX16 como lo muestra la **figura 4.8**, variando los espesores de dichas capas ligeramente: la primera unidad presenta un espesor de 1 a 3 m y resistividad en el orden de de 115 a 591 Ohm-m; la segunda unidad se detectó a una profundidad de 4 a 11 m con resistividades de 73 a 270 Ohm; la tercera unidad presenta un espesor variable de 50 a 90 m con resistividad de 42 a 53 Ohm-m, finalmente la unidad cuatro de espesor variable presenta una resistividad de 74 a 284 Ohm-m. Se observa también debajo del SEV MX7 la presencia de brecha volcánica con una resistividad de 284 Ohm-m. Se observa una baja resistividad en el SEV MX7 asociada con agua mineralizada o la presencia de lixiviado.

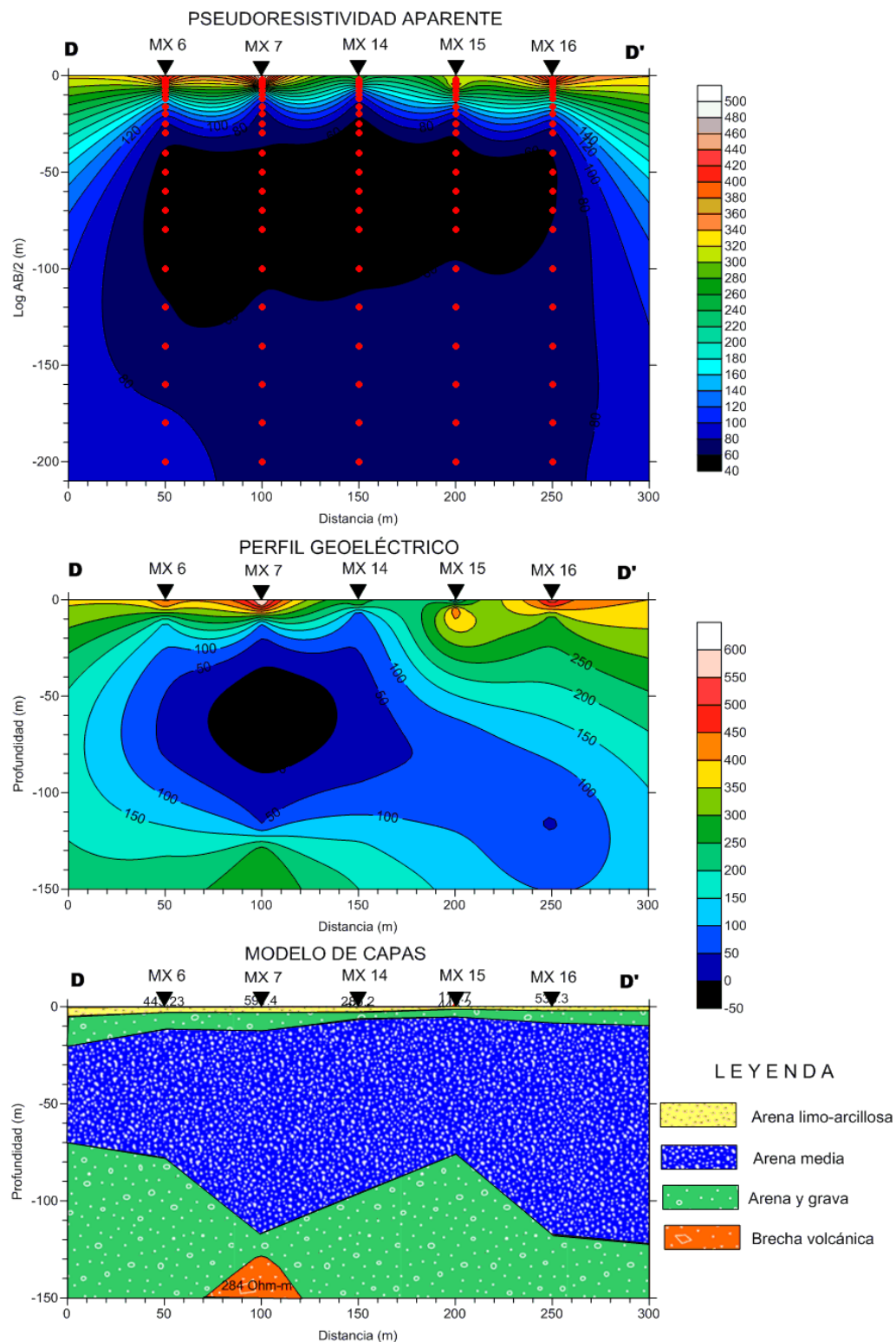


Figura 4.8. Sección geoelectrónica interpretada a lo largo del perfil C-C'. Las resistividades están en Ohm-m.

La **figura 4.9** corresponde a un perfil transversal a los anteriores a lo largo de los SEV MX1, MX21, MX11 y MX16. Se observan las mismas 4 unidades bien contrastadas. La unidad uno presenta un espesor variable de 1.2 a 15.4 m y resistividad de 108 a 533 Ohm-m; la unidad dos presenta un espesor variable de 20 a 100 m, cruzando hacia el SEV MX16 con resistividad de 24 a 100 Ohm-m. Debajo de esta unidad se presenta una capa de brecha volcánica con resistividad de 217 a 264 Ohm-m. Es probable que en la unidad de arena fina a media contenga la pluma de lixiviado, movilizándose en dirección noreste y profundizándose en esa dirección.

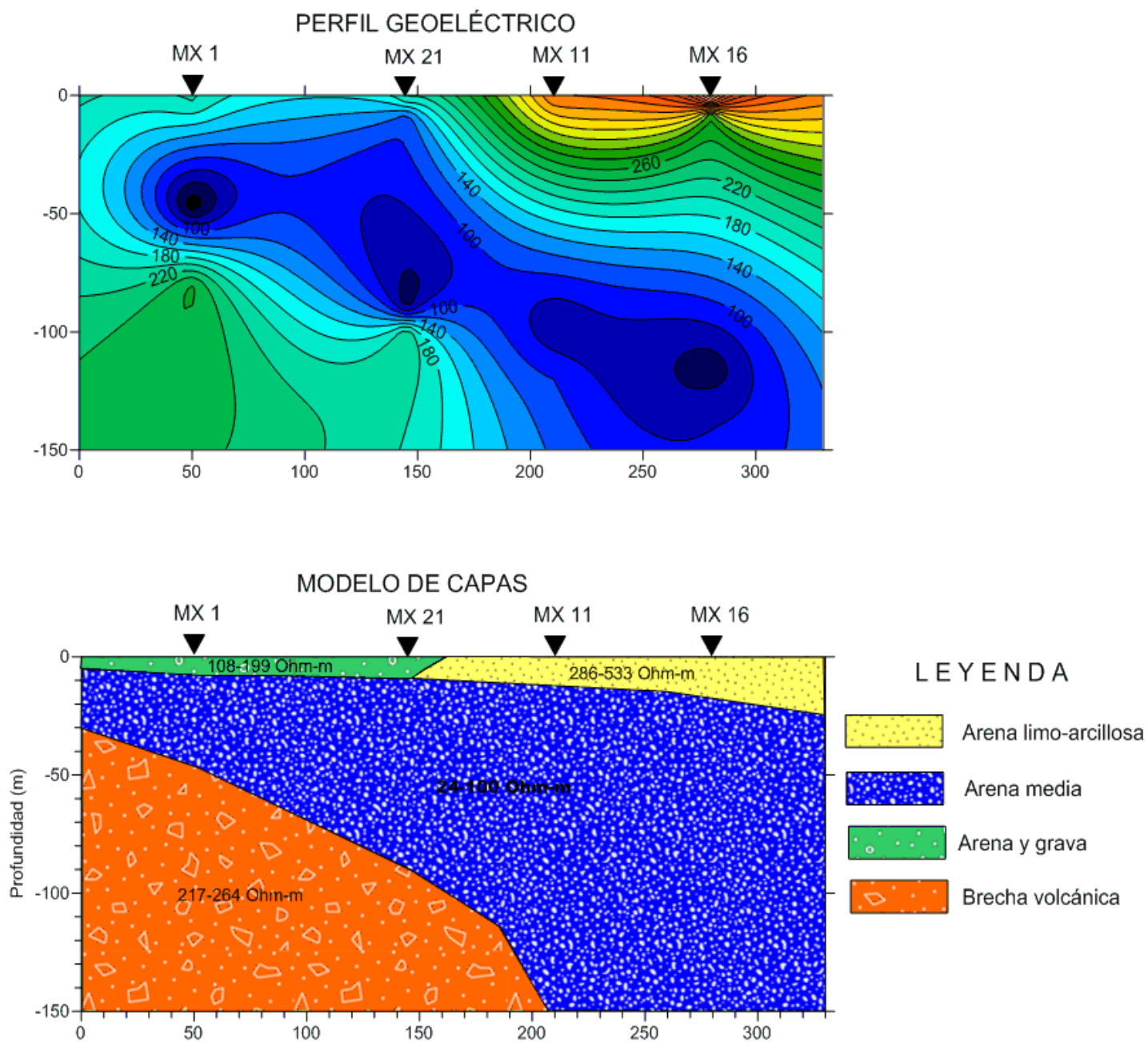


Figura 4.9. Sección geoelectrica interpretada a lo largo del perfil E-E'. Las resistividades están en Ohm-m.

4.3 TOMOGRAFÍA ELÉCTRICA

Las figura anteriores contrastan con los resultados de las resistividades que se obtuvieron aguas arriba del vertedero (**figura 4.11**), donde los valores oscilaron entre los 30 y 70 Ω m, rango representativo de las arenas (Amer. Soc.. Civil Engrs, 1972). Aunque el paso de la corriente eléctrica a través del subsuelo, medida como resistividad, depende de varios factores como el material geológico, la porosidad, el tamaño del poro, el contenido de agua así como su calidad y la temperatura, las formaciones permeables de los acuíferos, formadas como en este caso por arenas, tienden a mostrar resistividades entre 10 y 1000 Ω m, por lo que resistividades más bajas como las encontradas aguas abajo del vertedero, pueden ser atribuidas a un cambio en la calidad del agua subterránea, que incrementa los iones disueltos en ella, por lo que la resistividad baja (Todd & Mays, 2005). Shevnin et al, (2006) encontraron que suelos arenosos bajan drásticamente los valores de resistividad en presencia de cloruro de sodio en comparación con suelos con más altas contenidos de arcillas, lo cual es concordante con el presente estudio.

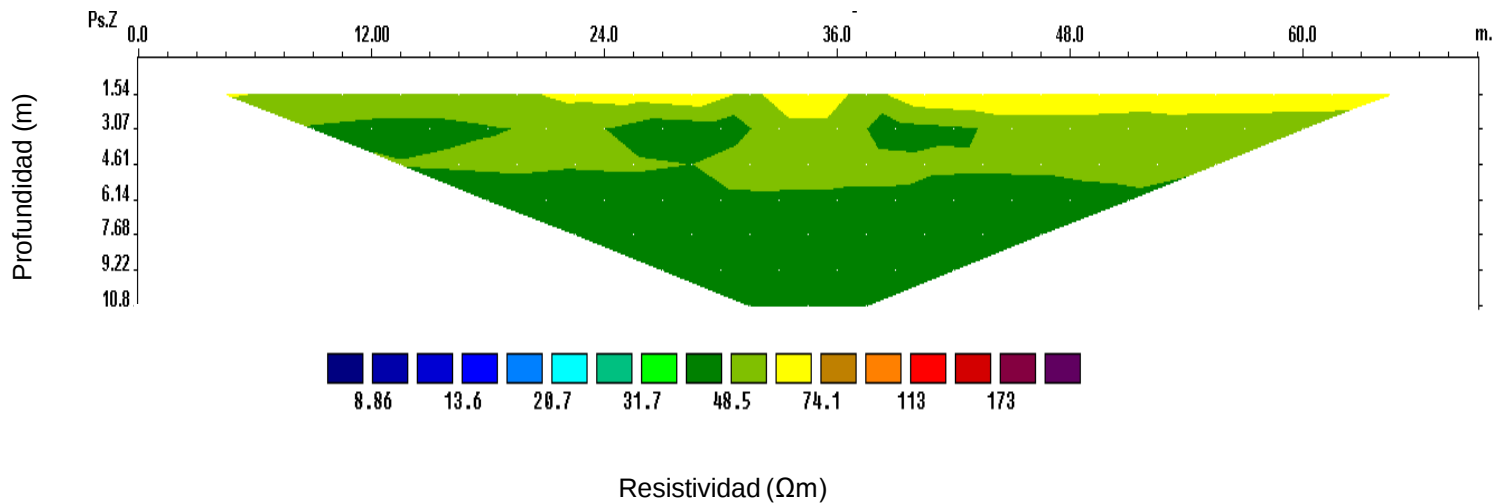


Figura 4.11. Resistividades aguas arriba del vertedero.

4.4 SONDEO GEOTÉCNICO

4.4.1 Curvas granulométricas

Las curvas granulométricas fueron construidas con los datos obtenidos de las 74 muestras separadas en campo. Se graficaron los porcentajes de peso seco que pasaron las mallas (eje Y) y los mm de abertura de la malla por la cual pasaron (eje X); de tal manera que se identificó visualmente la graduación del suelo de acuerdo a la pendiente

de las mismas. La **figura 4.12** muestra un ejemplo de las curvas granulométricas obtenidas, el resto de las curvas se encuentran en el **Anexo A**.

Predominaron las curvas tendidas que denotan una distribución granulométrica de gran variedad en el tamaño de las partículas, es decir, se consideran, en general, como suelos bien graduados correspondientes, además, con el tamaño de las arenas (Todd & Mays, 2005; Juárez & Rico, 2008). Este tipo de suelo presenta apreciablemente una macroporosidad alta y es característico la gran facilidad para el drenaje de agua, constituyendo un medio eficaz para la infiltración de la misma a los estratos inferiores (Porta *et al.*, 2003; Chin, 2006).

Las curvas granulométricas dan un primer acercamiento al tipo de suelo que se encuentra en el sitio, y con la construcción del perfil estratigráfico se obtuvo la clasificación definitiva del sitio.

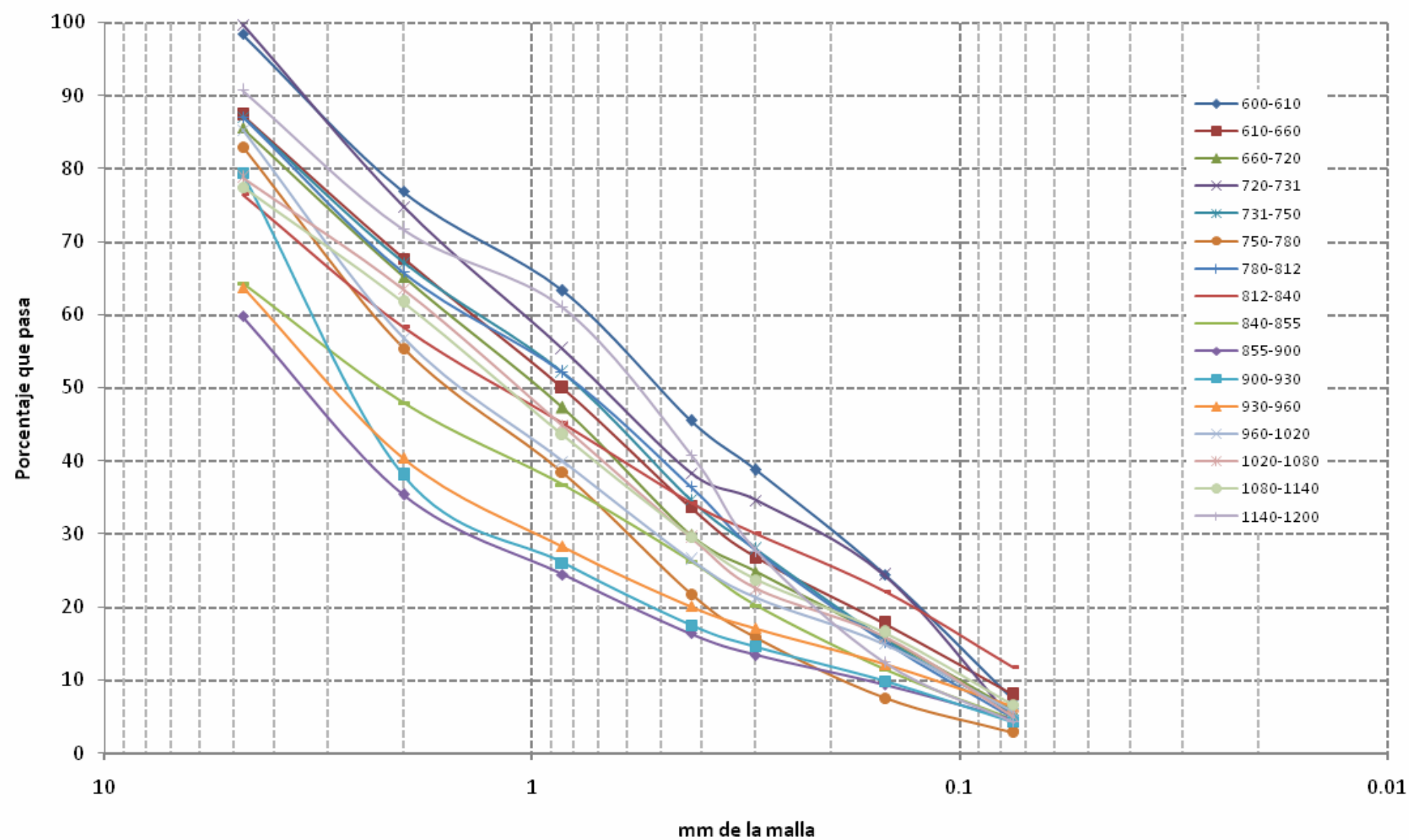


Figura 4.12 Ejemplos de curvas granulométricas obtenidas en el sitio.

Se determinaron los diámetros d_{10} , d_{17} , d_{20} , d_{30} y d_{60} , los valores obtenidos se presentan en la **tabla 4.4**.

Tabla 4.4 Diámetros efectivos de las muestras obtenidas en el MPZ

Muestra	D10	D17	D20	D30	D60	Muestra	D10	D17	D20	D30	D60
0-21	0.089	0.4	0.15	0.23	0.71	1380-1409	0.099	0.125	0.135	0.203	0.59
21-46	0.089	0.13	0.45	0.205	0.6	1409-1423	+	+	+	+	1.1
60-71	0.15	0.39	0.45	0.65	2.1	1423-1440	0.078	0.133	0.19	0.36	1.1
71-120	0.3	0.46	0.5	0.705	2.3	1440-1500	0.1	0.145	0.167	0.26	0.59
120-133	0.37	0.52	0.59	0.84	2.3	1500-1534	0.081	0.13	0.17	0.31	0.92
133-180	0.12	0.195	0.25	0.39	0.83	1534-1560	0.225	0.32	0.36	0.41	0.65
180-240	0.11	0.18	0.23	0.41	0.77	1560-1604	0.138	0.215	0.27	0.395	0.74
240-300	0.13	0.28	0.37	0.505	1.2	1604-1620	0.14	0.27	0.33	0.45	1.15
300-360	+	0.1	0.13	0.26	0.97	1620-1680	0.415	0.85	1.05	1.65	+
360-380	0.0925	0.14	0.17	0.39	1.35	1680-1700	0.1	0.18	0.23	0.45	1.5
380-397	0.095	0.18	0.24	0.595	1.4	1700-1740	0.1	0.18	0.24	0.4	0.95
397-420	0.1	0.19	0.25	0.55	2.2	1740-1800	0.17	0.4	0.47	0.8	2.3
420-464	0.083	0.15	0.195	0.44	2.05	1740-1800	0.17	0.3	0.36	0.5	1.3
480-540	0.1	0.215	0.3	0.595	2.6	1800-1830	0.19	0.42	0.5	1	3.9
540-575	0.14	0.28	0.37	0.64	2.7	1860-1876	0.0775	0.1	0.12	0.175	0.55
575-600	0.11	0.185	0.255	0.495	1.75	1920-1935	0.1	0.18	0.23	0.43	1.8
600-610	0.082	0.11	0.115	0.195	0.73	1980-2040	0.09	0.14	0.16	0.3	1.1
610-660	0.085	0.16	0.185	0.37	1.42	2040-2100	0.09	0.15	0.17	0.3	1.2
660-720	0.1	0.175	0.21	0.43	1.6	2100-2160	0.08	0.12	0.135	0.21	0.68
720-731	0.09	0.115	0.12	0.2	1.05	2160-2220	0.12	0.21	0.28	0.48	2.4
731-750	0.1	1.175	0.2	0.34	1.4	2220-2280	0.18	0.4	0.5	0.94	2.9
750-780	0.195	0.33	0.4	0.6	2.4	2327-2340	0.11	0.2	0.26	0.46	1.5
780-812	0.115	0.175	0.2	0.33	1.5	2340-2357	0.11	0.12	0.19	0.4	1.9
812-840	+	0.111	0.115	0.3	2.15	2357-2372	0.089	0.14	0.18	0.35	0.9
840-855	0.14	0.25	0.3	0.53	3.95	2372-2400	+	0.09	0.1	0.17	0.46
855-900	0.165	0.45	0.598	1.95	4.95	2400-2426	+	0.078	0.089	0.13	0.51
900-930	0.16	0.41	0.505	1.4	3.3	2426-2440	+	0.083	0.9	0.11	0.4
930-960	0.11	0.3	0.405	1	4.05	2440-2458	0.092	0.13	0.16	0.33	1.4
960-1020	0.1	0.19	0.29	0.5	2.15	2460-2497	0.18	0.425	0.58	0.85	+
1020-1080	0.1	0.19	0.22	0.41	1.95	2497-2520	0.55	1.5	2.1	4.6	+
1080-1140	0.095	0.17	0.21	0.41	1.95	2497-2520	0.19	0.4	0.5	0.98	4.1
1140-1200	0.14	0.195	0.215	0.315	0.85	2550-2566	0.16	0.32	0.39	0.64	2.25
1200-1245	0.115	0.17	0.22	0.39	1.1	2566-2580	0.3	0.73	1.1	2.1	3.2
1245-1260	+	0.084	0.097	0.16	0.73	2626-2631	0.19	0.48	0.61	1.4	3.3
1260-1294	0.13	0.165	0.18	0.24	0.405	2631-2640	0.18	0.39	0.49	0.89	3.7
1294-1320	0.105	0.145	0.167	0.26	0.59	2680-2700	0.54	1.8	2	2.4	3.6
1320-1380	0.085	0.105	0.115	0.163	0.54	2700-2760	0.099	0.125	0.135	0.203	0.59

4.4.2 Conductividad hidráulica

Los resultados de la conductividad hidráulica por el método de USBR se muestran en la **figura 4.13**. La conductividad hidráulica presenta valores diferenciados de acuerdo a la dirección en el espacio, K_x y K_y representan la conductividad horizontal y tienen el mismo valor numérico, mientras que K_z representa la conductividad hidráulica vertical. Los valores determinados se encuentran en el rango de 0.08 a 8.74 que corresponden a conductividades hidráulicas clasificadas como moderadas (de 0.01 a 10 m día⁻¹) y a depósitos no consolidados de arenas finas (Chin, 2006). El promedio ponderado para la profundidad considerada en las muestras obtenidas de la perforación es de 1.96 m por día.

4.4.3 Construcción del perfil estratigráfico

En el perfil estratigráfico obtenido de la zona (**figura 4.13**) pueden observarse que el subsuelo, hasta los 27.6 m estudiados, está conformado por 11 estratos, los primeros nueve corresponde a una alternancia entre Arenas bien graduadas (SW) y Arenas limosas (SM), presentándose como décima capa, un estrato de gravas bien graduadas (GP) seguido de un SW.

El bajo porcentaje de finos en los estratos SW hace posible una buena permeabilidad y por lo tanto pueden considerarse como materiales que permiten al agua infiltrarse al acuífero (Porta, 2003; Juárez & Rico, 2008).

Altitud (m)		Conductividad hidráulica (m día ⁻¹)		
		K _x	K _y	K _z
2603.8	SW	6.93	6.93	2.31
2600.8				
2600.2	SM	0.47	0.47	0.16
	SW	2.03	2.03	0.68
2595.7				
2595.4	SM	0.35	0.35	0.12
	SW	4.95	4.95	1.65
2589.7				
2589.6	SM	0.24	0.24	0.08
	SW	4.55	4.55	1.52
2579.8				
2579.2	SM	0.75	0.75	0.25
2578.6	SW	13.42	13.42	4.47
2577.1	GP	26.23	26.23	8.74
2576.2	SW	13.04	13.04	4.35

SW	SW: Arenas con gravas con poco o nada de finos
SM	SM: Arenas limosas, mezclas de arenas y limos
GP	GP: Gravas mal graduadas, mezclas de grava y arena con poco o nada de finos.

Figura 4.13 Perfil estratigráfico y conductividad hidráulica de la zona de estudio.

Los estratos SM presentan partículas de menor radio así como una menor porosidad y debido a su naturaleza, es posible que retengan sustancias contaminantes, ya sea por fenómenos de sorción o intercambio iónico. Por otro lado, el estrato GP está conformado por granos de más de 4.75 mm, con una distribución de tamaño de las partículas pobre, lo que permite que haya una buena permeabilidad en ese estrato. Dicha sección se encontró entre los 24.60 y 25.20 metros y es posible que en esta profundidad se encuentre el nivel freático.

Este perfil es característico de la región, que está conformado por una secuencia litológica constituida por varios tipos de rocas volcánicas del Terciario, fundamentalmente basaltos y andesita. Se considera que este sistema está formado por varios niveles acuíferos superpuestos que constituyen un acuífero multicapa, pero la existencia de cierta continuidad hidráulica permiten considerarle como un sistema de flujo único (Esteller *et. al.*, 2007).

Se evidenció además que la estratificación de la zona es prácticamente horizontal, los materiales puzolánicos de la región son explotados para extraer materiales para la construcción y algunas minas, que son abandonadas, se utilizan para el depósito de residuos sólidos, a falta de políticas que permitan la construcción y operación de rellenos sanitarios, como en el caso del municipio de Mexicaltzingo, Estado de México.

4.5 FLUJO DEL AGUA

En la **figura 4.14** se muestra la dirección del flujo regional de agua subterránea preferencial en la zona de estudio. La línea perpendicular a las izopiezas se direcciona hacia el noreste, estableciendo un flujo esperado hacia el curso del Río Lerma. El tiradero de residuos se ubica en un punto donde las aguas subterráneas provenientes del Nevado de Toluca deben atravesar el área de estudio, por lo que presumiblemente, los contaminantes que logren infiltrarse a las capas más profundas pueden ser arrastrados en la misma dirección.

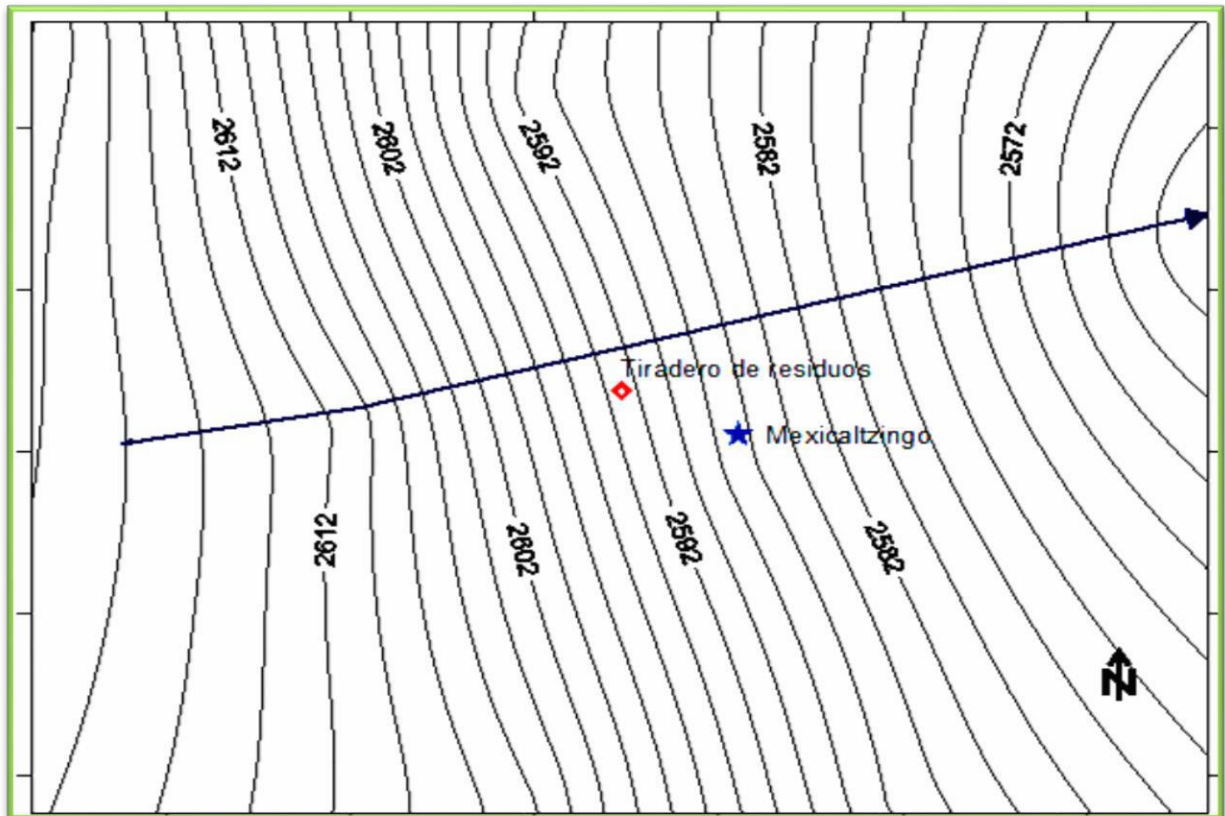


Figura 4.14. Dirección del flujo regional del agua subterránea

Una situación importante observada en el sitio, consecuencia de este flujo, es que en las paredes de la mina ubicadas en el lado poniente del vertedero, donde aún no se han depositado residuos, se aprecian escurrimientos de agua provenientes del flujo somero de las partes altas de la región. Estos volúmenes se mezclan con los lixiviados y con los mismos residuos y a lo largo de un ciclo de lluvias, originó la inundación del socavón, formando una especie de laguna, la cual fue tomada en cuenta para el presente estudio (**figura 4.15**).



Figura 4.15 Formación de la alguna de lixiviados en el socavón de residuos

La línea del flujo somero del agua subterránea se muestra en la **figura 4.20** la cual se corroboró en 4 tiempos con datos de la piezometría tomada de la red de monitoreo (tabla 4.5).

Tabla 4.5 Resultados de medición piezométrica utilizando una sonda eléctrica

Punto de muestreo	Coordenadas de los puntos		Niveles piezométricos (msnm) 2010			
	X	Y	Junio 18	Julio 3	Julio 19	Agosto 8
PZ2	437132	2124855.4	2609.02	2609.99	2610.02	2610.07
PZ3	437235	2124895	2610.78	2610.8	2610.69	2610.88
PZ6	437155.8	2124975.4	2612.88	2614.33	2614.28	2614.22
PV	437080.7	2124948.5	2619.11	2619.9	2619.84	2620.06
LLix	437189.2	2124995.5	2609.00	2608.98	2608.98	2609.17

PZ2 = Piezómetro 1, PZ3 = Piezómetro 2, PZ6 = Piezómetro 3, PV = pozo de venteo, LLix = Laguna de Lixiviados

Las direcciones del flujo somero a los diferentes tiempos se muestran en las figuras **4.16, 4.17, 4.18 y 4.19** en modelos 3D, en los cuales se aprecia una tendencia similar. Dicha dirección hace evidente que los puntos más vulnerables a la contaminación por el arrastre de los lixiviados generados en el tiradero son los terrenos que se ubican en dirección del pozo de extracción de agua municipal “Solidaridad”.

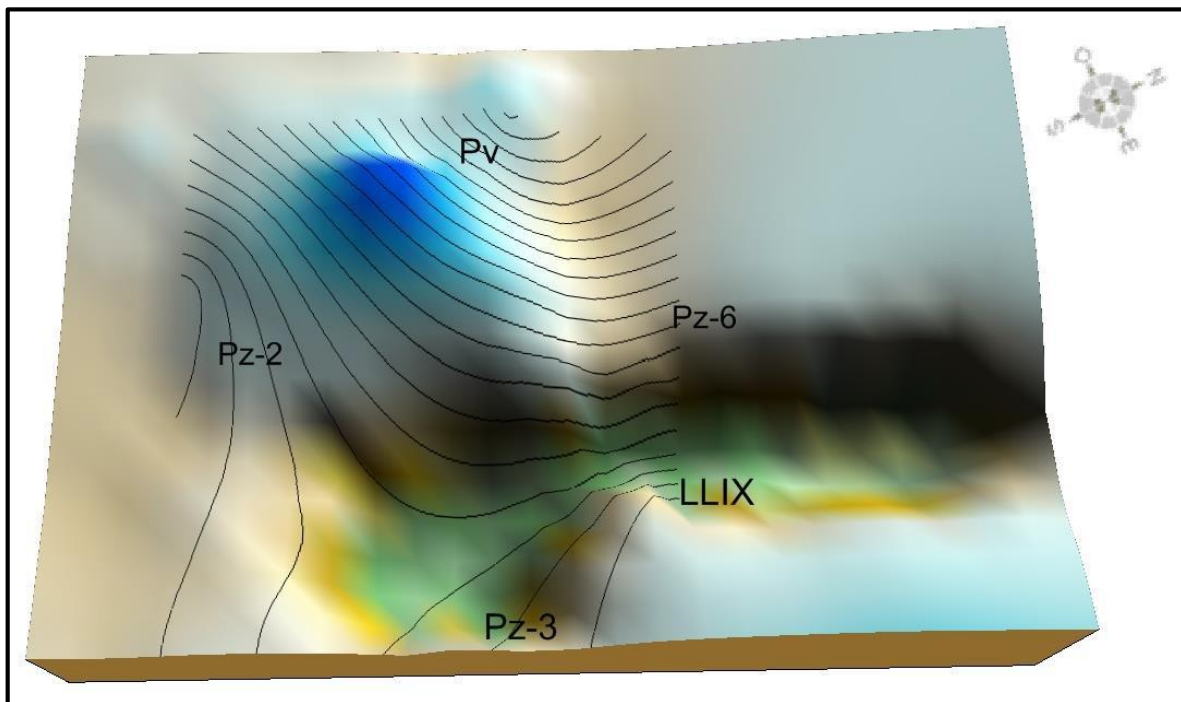


Figura 4. 16 Dirección del agua en el tiradero junio 18

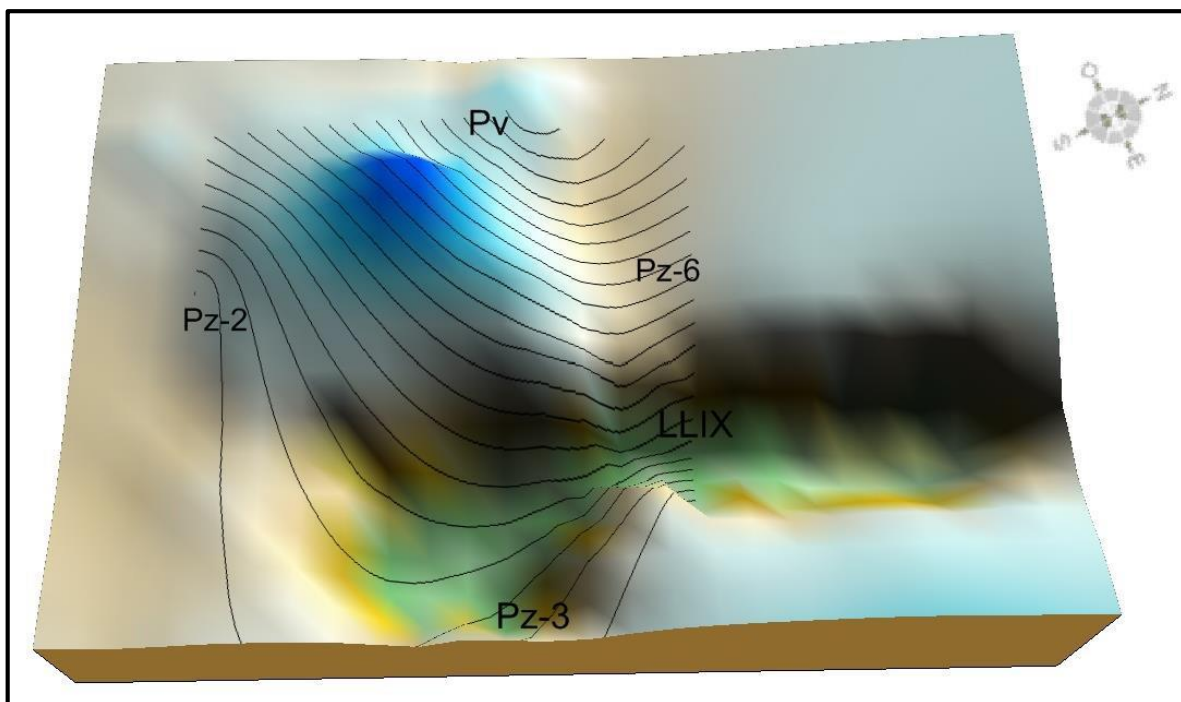


Figura 4. 17 Dirección del agua en el tiradero julio 3

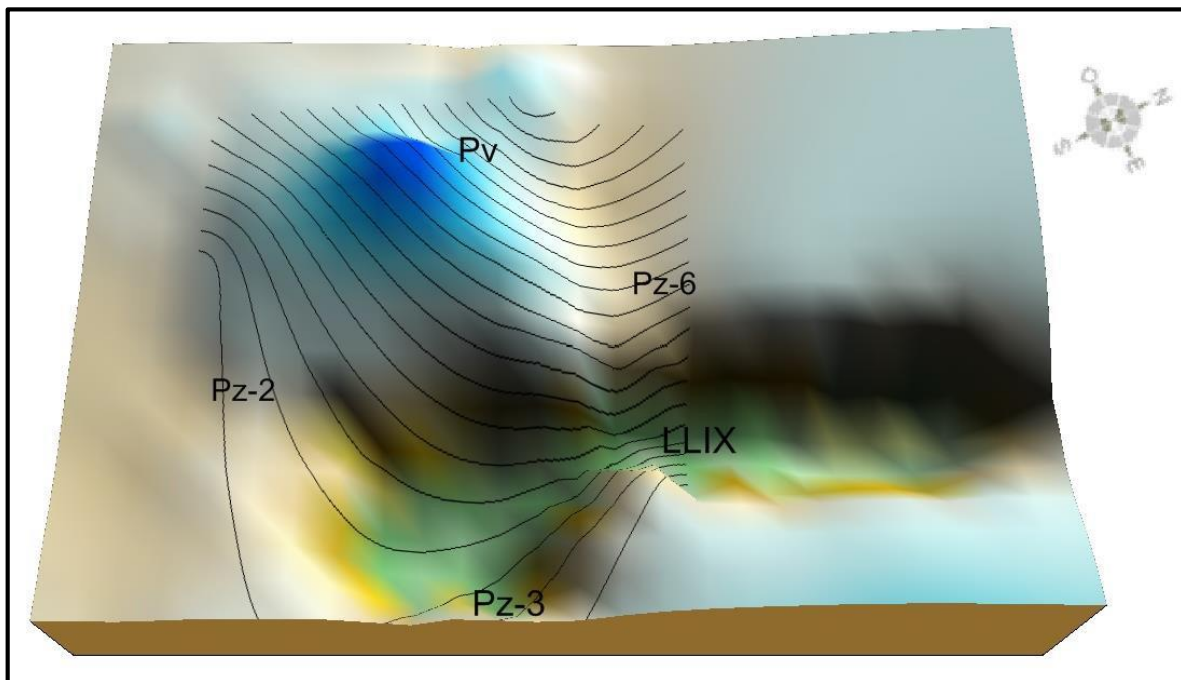


Figura 4. 18 Dirección del agua en el tiradero julio 19

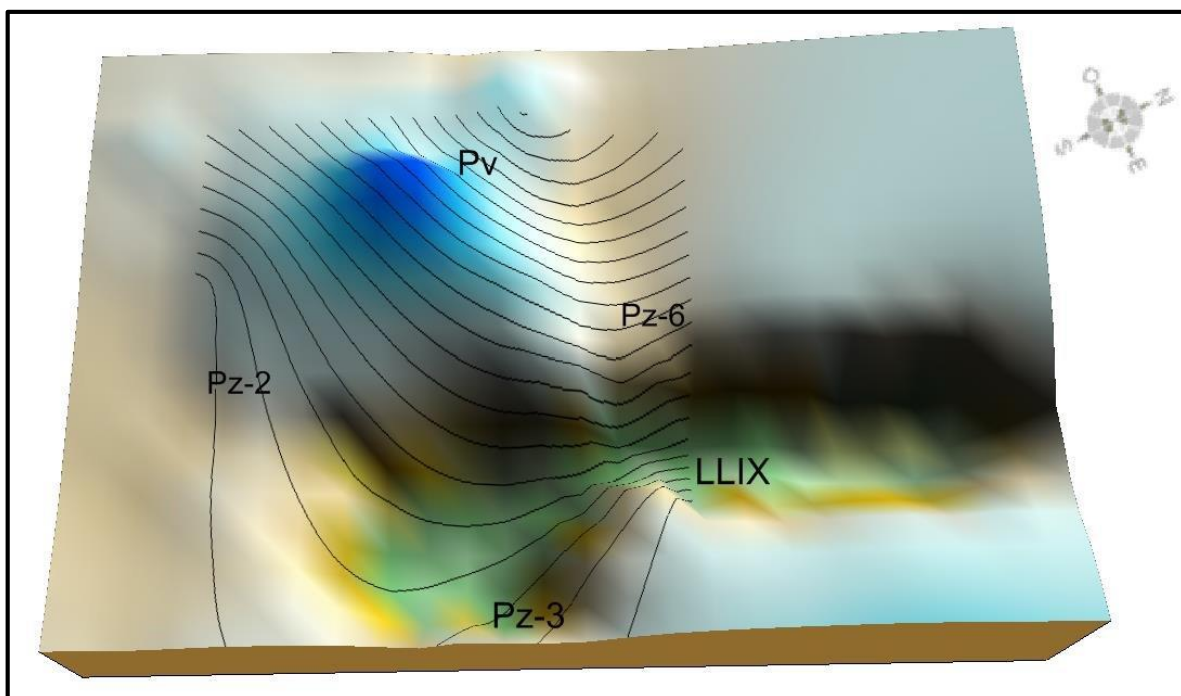


Figura 4. 19 Dirección del agua en el tiradero agosto 18

Como puede apreciarse, la dirección difiere ligeramente en comparación al flujo regional y su importancia radica en el hecho de que los lixiviados generados en el tiradero alcanzarán primero este flujo somero. Además, los niveles de agua de la laguna de lixiviados se ubican muy cercanos a la profundidad del agua en las norias por lo que es el camino inmediato del transporte de contaminantes en la zona de estudio.

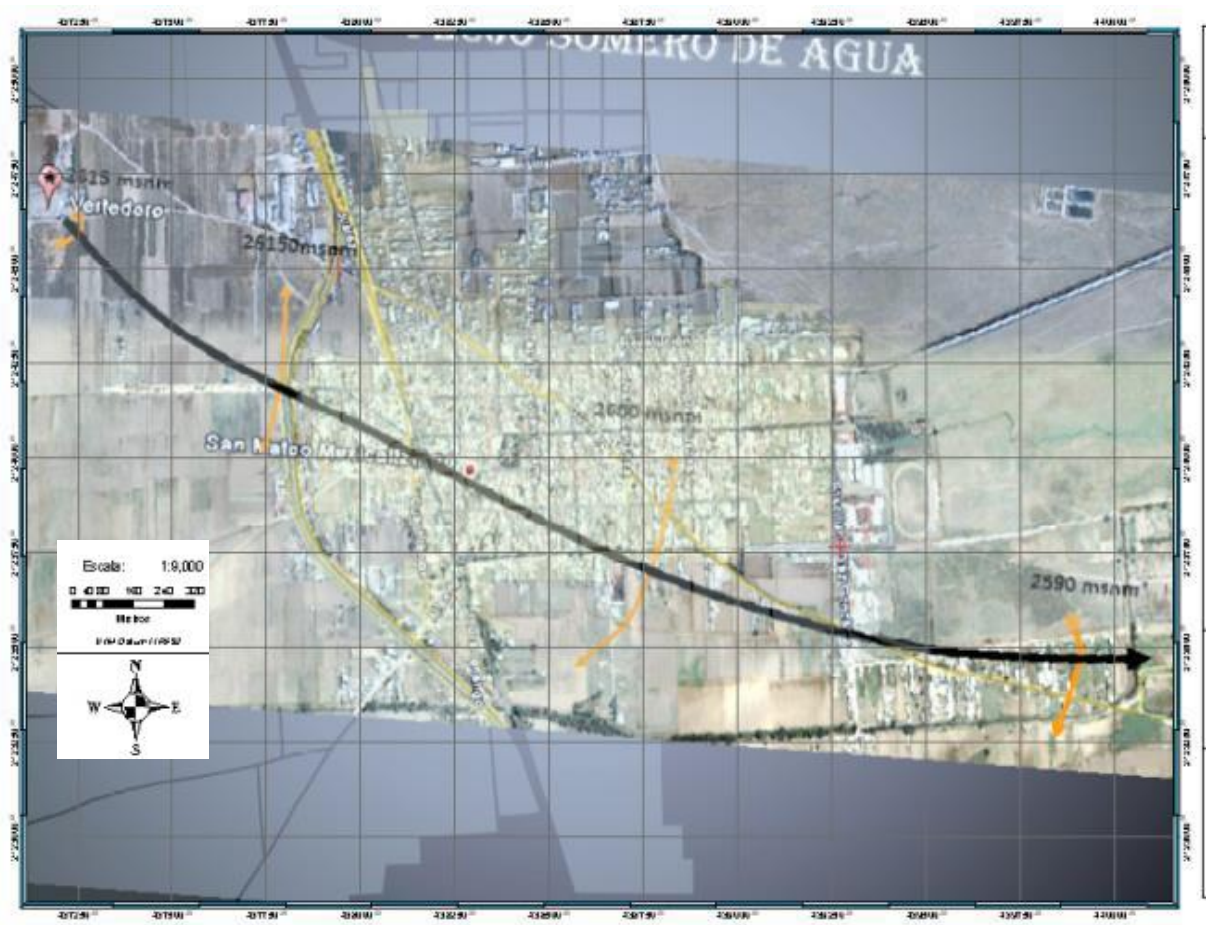


Figura 4.20 Flujo somero del agua subterránea

4.6 HIDROGEOQUÍMICA

4.6.1 Estimación del volumen de lixiviados generados en el vertedero

El cálculo realizado tuvo la finalidad de presentar la estimación del volumen de lixiviados que se pueden infiltrar en el área ocupada por el vertedero.

a. Por balance hídrico

Precipitación anual

$$PP_v = A_v \times PP \dots \dots \dots \text{Ecuación 16}$$

Donde:

PP_v = Precipitación sobre el vertedero de Mexicaltzingo ($m^3/año$)

PP = Precipitación en la zona ($m/año$)

A_v = Área del vertedero de Mexicaltzingo (m^2)

$$PP_v = (23,200 \text{ m}^2) \times (1.0014 \text{ m/año}) = \mathbf{23,232 \text{ m}^3/año}$$

Evapotranspiración

$$Ev_v = PP_v \times C_{ev} \dots \dots \dots \text{Ecuación 17}$$

Donde:

Ev_v = Evapotranspiración sobre el vertedero de Mexicaltzingo ($m^3/año$)

PP_v = Precipitación sobre el vertedero de Mexicaltzingo (m³/año)

C_{ev} = Constante de evapotranspiración de áreas sin vegetación (0.15)

Ev_v = (23,232 m³/año) (0.15) = **3,484.8 m³/año**

Escurrecimiento efectivo

E_{ev} = **PP_v X C_{es}Ecuación 18**

Donde:

E_{ev} = Escurrecimiento sobre el vertedero de Mexicaltzingo (m³/año)

PP_v = Precipitación anual sobre el vertedero de Mexicaltzingo (m³/año)

C_{es} = Constante de escurrecimiento en áreas sin vegetación (0.20)

E_{ev} = (23,232 m³/año) (0.20) = **4,646.4 m³/año**

Infiltración sobre el tiradero

I_v = **PP_v - Ev_v - E_{ev}.....Ecuación 19**

I_v = **Infiltración sobre el tiradero**

I_v = (23,232m³/año) – (3,484.8m³/año) – (4,646.4m³/año) = **15,101.2 m³/ año**

4.6.2 Modelación del volumen de lixiviados mediante el software HELP

De acuerdo con la modelación con el software Hydrologic Evaluation of Landfill Performance (HELP) versión 2.2 (**anexo B**), se tiene un volumen estimado de generación de lixiviados de $0.4251 \text{ m}^3/\text{año}$ por metro cuadrado de área. Si se toma en cuenta un área de $23,200 \text{ m}^2$, el volumen total de lixiviados generado es de **$9,862.32 \text{ m}^3$ por año.**

Podemos observar que el balance hídrico realizado con fórmulas y datos meteorológicos es más alto que el valor que se obtuvo de la modelación con el software HELP. Unos de los factores de la disminución del volumen es que el modelo contempla una serie de capas y condiciones controladas de un relleno sanitario en forma, como es una geomembrana, capas de arena o tierra, altura de recubrimiento, compactación, escurrimiento entre capas, captación de lixiviados, etc. La zona de estudio no cuenta con todas estas condiciones, por lo que la modelación se reduce a los parámetros básicos. El software supone algunos factores en donde se puede quedar retenida la humedad o bien escurrir lateralmente para ser captados, estas condiciones hacen que el volumen final de lixiviados sea menor al que se obtiene con las fórmulas que no contemplan condiciones controladas de un relleno sanitario.

4.6.3 Caracterización de los lixiviados

En la **tabla 4.6** se presentan los resultados de la caracterización físico-química y microbiológica de los lixiviados generados en el vertedero del municipio de Mexicaltzingo. Las muestras corresponden al pozo de venteo ubicado en el centro del tiradero con una profundidad de 12 m (**figura 4.21**).



Figura 4.21 Pozo de venteo del vertedero de Mexicaltzingo.

El rango de pH determinado (7.6 a 8.0) en los lixiviados es ligeramente alcalino, característico de lixiviados generados en vertederos de residuos maduros, lo cual es concordante con lo reportado por García (2012) y Méndez *et al.* (2005). Valores de pH en lixiviados por encima de 7 son característicos de vertederos con más de 10 años de operación (Tchobanoglous *et al.*, 2002) y corresponden a una etapa

metanogénica. En el presente caso, el vertedero tiene aproximadamente 27 años de operación y continúan depositando en el mismo, residuos principalmente de tipo orgánico.

También destaca la lectura de la temperatura de las muestras (22°C a 26.5°C), valores que están por encima de la temperatura ambiente promedio de la zona (16°C), indicativo de que la degradación de la materia orgánica se está llevando a cabo de manera activa. Esta degradación incrementa también la cantidad de SDT (18.86 g L⁻¹) contenidos en los lixiviados e indican la presencia de sustancias inorgánicas en las muestras analizadas concordante a lo reportado por Mor *et. al.* (2006) en un estudio realizado en lixiviados generados en el vertedero de residuos ubicado en Gazipur, India, donde los SDT alcanzaron valores de 27.9 g L⁻¹. La presencia de SDT a su vez se refleja en las altas conductividades electrolíticas determinadas en campo (7,120-16,470 $\mu\text{S cm}^{-1}$).

En los lixiviados ocurren procesos consumidores de oxígeno, que en las muestras analizadas se hacen evidentes por las altas concentraciones de DQO determinadas en las muestras (hasta 4,960 mg L⁻¹). Si consideramos que la degradación de tan solo 7.8 mg de material orgánica a través de los microorganismos puede consumir completamente el oxígeno en un litro de agua inicialmente saturado con aire a 25°C (Manahan, 2007) se explica que los valores de OD en los lixiviados no hayan superado los 0.80 mg L⁻¹. Aún más, el lixiviado se encuentra en el interior del montículo de vertedero, lo que impide su contacto con la atmósfera y por lo tanto, su oxigenación. Si sumamos a esto que la temperatura es mayor a la atmosférica y

se combina con el aumento de la respiración de los organismos ($>2.4 \times 10^6$ NMP de coliformes totales) da como resultado un agotamiento severo del OD.

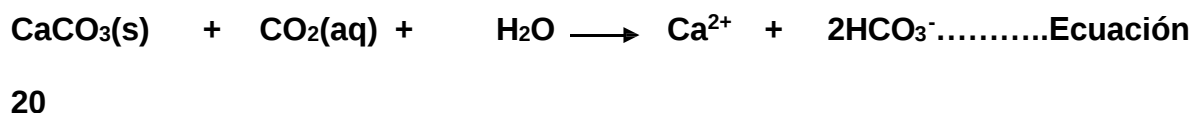
Tabla 4.6. Caracterización físico-química y microbiológica de los lixiviados colectados en cuatro campañas de muestreo

Parámetros (in situ)	M1	M2	M3	M4	Méndez et al. (2002)	Morales (2010)	Bahaa-eldin et al. (2010)
pH	7.59	7.70	7.90	8.00	8.4	7.9	6.7
T (°C)	22	22	26	22	NR	NR	28.2
OD (mg L ⁻¹)	0.40	0.70	0.80	0.60	0.91	NR	2.93
CE (μS cm ⁻¹)	11,000	16,470	7,120	12,850	NR	8,570	31.68
Iones mayoritarios (mg L⁻¹)							
Ca ²⁺	1,204	534	1,483	780	NR	671	155
Mg ²⁺	731	479	932	357	NR	139	28
Na ⁺	1,357	894	1,965	458	20,145	2,500	808
K ⁺	583	389	947	402	16,139	400	1.62
Cl ⁻	2,490	2,547	874	2,217	2,804	1,103	2,047
HCO ₃ ⁻	1,780	820	1,840	1,060	5,620	NR	NR
SO ₄ ²⁻	18	23	34	25	0	<10	12.95
Elementos traza (mg L⁻¹)							
Cu	<0.65	<0.65	<0.65	<0.65	0.320	0.175	0.05
Cd	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	0.0107	NR	0.001
Cr	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50	6.98	NR	0.01
Ni	<0.75	<0.75	<0.75	<0.75	NR	<0.1	0.03
Fe	<0.20	<0.20	2.53	1.71	0.384	7	1.29
Pb	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50	5.02	<0.2	0.05
Zn	0.12	<0.07	<0.07	0.08	NR	4,188	0.09
Indicadores de contaminación (mg L⁻¹)							
DBO ₅	70	177	62	107	1,652	4,202	NR
DQO	1,454	3,058	4,960	2,675	5,764	6,039	NR
DBO ₅ /DQO	0.05	0.06	0.01	0.04	0.28	0.69	NR
NO ₃ ²⁻	183	77	26	46	NA	0.02	1.41
PO ₄ ²⁻	0.12	0.42	0.16	0.58	24.74	NR	NR

NR = no reporta datos

M1 Estiaje 2010 M2 Lluvias 2010 M3 Estiaje 2011 M4 Lluvias 2011

Por otro lado, la presencia de CO₂ en el agua determina la disolución del Ca²⁺ y el Mg²⁺ de acuerdo con la ecuación 20:



El agua que contiene altos niveles de CO₂ determina una mayor disolución de la especie carbonatada, que en las muestras alcanzaron valores de hasta 1,840 mg L⁻¹ de CaCO₃. Los niveles de CO₂, aunque no fueron medidos, pero se deducen altos debido a la respiración de los microorganismos presentes en los lixiviados, los cuales, durante la degradación de la materia orgánica producen CO₂, desplazando la ecuación a la derecha. Esto explican las altas concentraciones de Ca²⁺ (hasta 1,483 mg L⁻¹) y Mg²⁺ (932 mg L⁻¹) determinadas en las muestras. Aunque la estequiometría de la reacción (**ecuación 20**) establece que la concentración del ión bicarbonato es dos veces la de Ca²⁺ y Mg²⁺, las condiciones de no equilibrio y altas concentraciones de CO₂ pueden desviar los valores esperados (Manahan, 2006). No obstante, las concentraciones determinadas se consideran aceptables dada la heterogeneidad del medio.

Si bien los iones de sodio y potasio son componentes regulares de las aguas naturales, en lixiviados sus concentraciones son especialmente altas debido a la naturaleza de su origen que son los residuos. La gran diversidad de residuos desechados en el vertedero, especialmente de origen orgánico, incrementa la cantidad de estos iones. Como las sales de potasio son mejor retenidas por el suelo

que las de sodio, las concentraciones esperadas de éste último son mayores, como muestran las cifras en las cuatro temporadas de muestreo (**tabla 4.6**). Comparativamente con las cifras reportadas en la caracterización de los lixiviados del vertedero de Metepec, municipio aledaño a Mexicaltzingo, (Morales (2009), las concentraciones en el vertedero objeto de estudio son más bajas, posiblemente debido a que el volumen de residuos depositados en Metepec es diez veces mayor a Mexicaltzingo.

Especial atención se debe prestar a las concentraciones de cloruros determinadas en las cuatro campañas, donde se aprecia una disminución de las mismas durante las temporadas de lluvias de ambos años. Esta tendencia puede atribuirse al arrastre de los iones durante las primeras lluvias y, por lo tanto, a su lavado posterior, ya que los cloruros no se retienen dado que el medio por el que se mueven, es decir, la basura sin compactar, puede equipararse a un medio fracturado que permite su rápida movilización. Las altas concentraciones registradas de este ión (rango de 874 a 2,547 mg L⁻¹) identifican al vertedero como una fuente de contaminación y posibilitan el uso de los cloruros como trazadores, ya que se consideran iones conservativos (Morales, 2009).

Con respecto a los metales, en la mayoría de las muestras, el valor de la concentración quedó por debajo del límite de detección del equipo de espectrofotometría de absorción atómica utilizado. Aunque comúnmente se esperan concentraciones altas de elementos pesados en los lixiviados, varios investigadores reportan concentraciones promedios que pueden considerarse bajas (Kilikowska & Klimiuk, 2008). En una revisión de 106 rellenos sanitarios daneses, Kjeldsen &

Christophersen, (2001) mostraron que las concentraciones de metales para todos los vertederos eran menores a 0.006 mg L^{-1} de Cd, 0.13 mg L^{-1} de Ni, 0.67 mg L^{-1} de Zn, 0.07 mg L^{-1} de Cu, 0.07 mg L^{-1} de Pb y 0.08 mg L^{-1} de Cr, lo cual es concordante con los valores hallados en este estudio. El pH básico de las muestras (7.59 - 8.00) puede ser el responsable de las bajas concentraciones de metales pesados cuantificados, ya que para que estos elementos se encuentren en la fase soluble y se concentren en el líquido, las condiciones deben ser ácidas. En los lixiviados de vertederos jóvenes, durante la etapa de acidificación, se pueden cuantificar concentraciones mayores de metales pesados debido a su alto grado de solubilización como resultado de un bajo pH causado por la producción de ácidos orgánicos. A medida que la edad vertedero aumenta, también se incrementa el pH causando una cierta disminución de la solubilidad del metal. Esto se traduce en una caída drástica de las concentraciones de metales, excepto para el plomo debido a que este metal forma complejos muy estables con los ácidos húmicos (Harmsen, 1983). El vertedero en estudio puede considerarse como un vertedero maduro ya que tiene 27 años de operación aun cuando siguen depositándose residuos en él. Es también de hacer notar que no se esperaban altas concentraciones de estos elementos debido a que los lixiviados proceden, principalmente de residuos orgánicos provenientes de la matanza de animales realizada por los obradores de la región.

Los valores de DQO determinados (intervalo de 1,454 a 4,960 $\text{mg de O}_2 \text{ L}^{-1}$) indican una alta carga orgánica de tipo principalmente no biodegradable (Sawyer, *et al.*, 2004), ya que los valores de DBO_5 se encuentran por debajo de la DQO (intervalo

de 62 a 177). Una medida de la biodegradabilidad se puede estimar mediante la relación DBO_5/DQO muy heterogénea, que varía en un rango de 0.01 a 0.06, estos valores indican predominancia de la fase no biodegradable. Resultados similares en lixiviados originados en vertederos maduros reportan Martínez *et al.* (2033), Kurniawan (2006) y Kulikowska & Klimiuk (2008). Por otro lado, valores mayores a 200 mg L^{-1} de DQO indican que el agua se encuentra *fuertemente contaminada*, y en las cuatro campañas de muestreo, este valor se rebaso significativamente. Para el caso de la DBO_5 , en la temporada de lluvias del 2010 el lixiviado puede considerarse como *fuertemente contaminado* mientras que el resto de las muestras se consideran como *contaminadas*. Las categorías mencionadas se basan en la escala de clasificación de calidad del agua dada por la CONAGUA (2012).

Dado que los nitratos representan el nutriente que más comúnmente contamina a los acuíferos, ya que son solubles en agua y se lixivian fácilmente (Pérez *et al.*, 2002), las concentraciones encontradas de este compuesto (de hasta 183 mg L^{-1}) en los lixiviados generados en el vertedero, permiten considerar a dicho vertedero como una fuente potencial de contaminación hacia las aguas subterráneas. La alta tasa de descomposición de los compuestos orgánicos de origen animal depositados en el tiradero probablemente está determinando la formación de compuestos nitrogenados entre los cuales se encuentran los nitratos (Tatsi & Zouboulis, 2002; López, 2003; Mor, 2006). Los fosfatos, en sus variadas formas químicas (ortofosfatos y polifosfatos principalmente) también representan un medio para evidenciar la contaminación en agua. De acuerdo a Sawyer *et al.*, (2006) la concentración de 0.01 mg L^{-1} de fosfatos en agua puede considerarse como un

nivel crítico, el cual es excedido en las muestras analizadas de lixiviados, donde se determinaron concentraciones de este compuesto en un rango de 0.12 a 0.58 mg L⁻¹.

Finalmente, se encontraron que todas las muestras evidencian una fuerte contaminación microbiológica, estableciéndose que el NMP de microorganismos coliformes totales por 100 cm³ de muestra está por arriba de los 2.4×10^6 , confirmándose además, la presencia de microorganismos termo resistentes así como de *Echerichia coli*. Lo anterior es congruente con el tipo de residuos depositados en el sitio, donde se mezclan residuos de tipo sanitario con la basura doméstica. La gran cantidad de microorganismos se relaciona también con la degradación activa de los residuos y con el consumo de oxígeno disuelto, donde los valores se encuentran por debajo de los 0.80 mg L⁻¹, acercándose a la fase anaeróbica.

En general, las características fisicoquímicas y microbiológicas determinadas en las muestras de lixiviados concuerdan con las reportadas por diversos autores para vertederos con más de 10 años de operación (Kjeldsen & Christophersen, 2001; Mor *et al.*, 2006; Kulikowska & Klimiuk, 2008; Moreno, 2008 y Morales, 2009), donde los residuos predominantes son de tipo orgánico. El pH indica fase metanogénica y poca solubilidad de elementos pesados. Los compuestos nitrogenados medidos como nitratos y la carga orgánica medida como DQO y DBO₅ son identificados como los principales indicadores de contaminación. La baja relación DBO₅/DQO indica una cantidad significativa de material biológicamente inerte, mientras que el alto número de bacterias cuantificadas como NMPP de coliformes condiciona los

procesos consumidores de oxígeno y la activa remoción de la fase orgánica biodegradable.

4.6.4 Caracterización de la laguna de lixiviados

La superficie utilizada para vertido de los residuos ocupa solo una porción del socavón abandonado de la mina de arena. Para el año 2009, un área aproximada de 128 m por 28 m (3,584 m²) aún se encontraba libre de residuos, presentando una profundidad media de 6 m. Sin embargo, esta depresión comenzó a inundarse con una mezcla de los lixiviados que escurrían del montículo de basura y agua que se filtraba de las paredes del socavón. Este flujo somero de agua subterránea se apreció a simple vista y fue corroborado por las mediciones realizadas en los piezómetros perforados, donde el nivel freático oscilaba en rangos de 3 m a 6.8 m dependiendo de la temporada de lluvias o estiaje. Para mediados del año del 2010, ya establecida la temporada de lluvias, el nivel del agua en la depresión comenzó a aumentar formando una laguna (LLix), mezcla de lixiviados, agua subterránea y agua de lluvia (**figura 4.22**).



Figura 4.22 Laguna de lixiviados formada en el vertedero de residuos de Mexicaltzingo.

Los volúmenes de agua en las diferentes campañas de muestreo fueron estimados, tomando en cuenta las dimensiones del socavón y la fluctuación del nivel del agua. Como puede apreciarse en la **tabla 4.7**, el balance hídrico de la laguna al final de la temporada de estiaje 2010 es de 4,402 m³, sin embargo, al iniciar la temporada de lluvias 2010, la laguna contenía aproximadamente 12,625 m³, tres veces más de lo calculado con el balance hídrico, lo cual no se explica si se contabilizan las contribuciones de la precipitación y la pérdida por evaporación, ya que ni el escurrimiento y transpiración se tomaron en cuenta.

Tabla 4.7 Fluctuación de los volúmenes de agua contenidos en la laguna de lixiviados (m^3).

	Nivel promedio del agua en la laguna*	Volumen inicial de agua en la laguna	Precipitación acumulada en la temporada de estudio	Evaporación acumulada en la temporada de estudio	Balance hidrológico
Estiaje 2010	1.47	5,273	809	1680	4,402 ^a
Lluvias 2010	3.52	12,625	1956	1619	12,962 ^b
Estiaje 2011	1.98	7,110	31	1699	5,442

* en m;

^a volumen esperado en la laguna para el inicio de la temporada de lluvias 2010 de acuerdo al balance hídrico^b volumen esperado en la laguna para el inicio de la temporada de estiaje 2010 de acuerdo al balance hídrico

Esto sugiere que el aumento de volumen se debe a la aportación de los flujos subterráneos someros de agua, ya que en la temporada de estiaje 2010 los niveles freáticos se localizaron a 3 m mientras que la mina presentaba una pared expuesta de 4.53 m y visualmente podían apreciarse dichos escurrimientos. El efecto inverso se observó al pasar de la temporada de lluvias 2010 a la de estiaje del año 2011, donde el volumen de la laguna disminuyó un 44% a pesar de que el efecto de la evaporación y la transpiración no era tan manifiesto. El nivel freático se midió a 6.8 m de la superficie del suelo, mientras que el de la laguna se ubicó a 2.48 m lo que posibilitó el flujo del agua desde la laguna hacia el acuífero somero (**figura 4.23**). En ambos casos estos flujos se estiman, siguen la dirección del flujo regional determinado anteriormente.

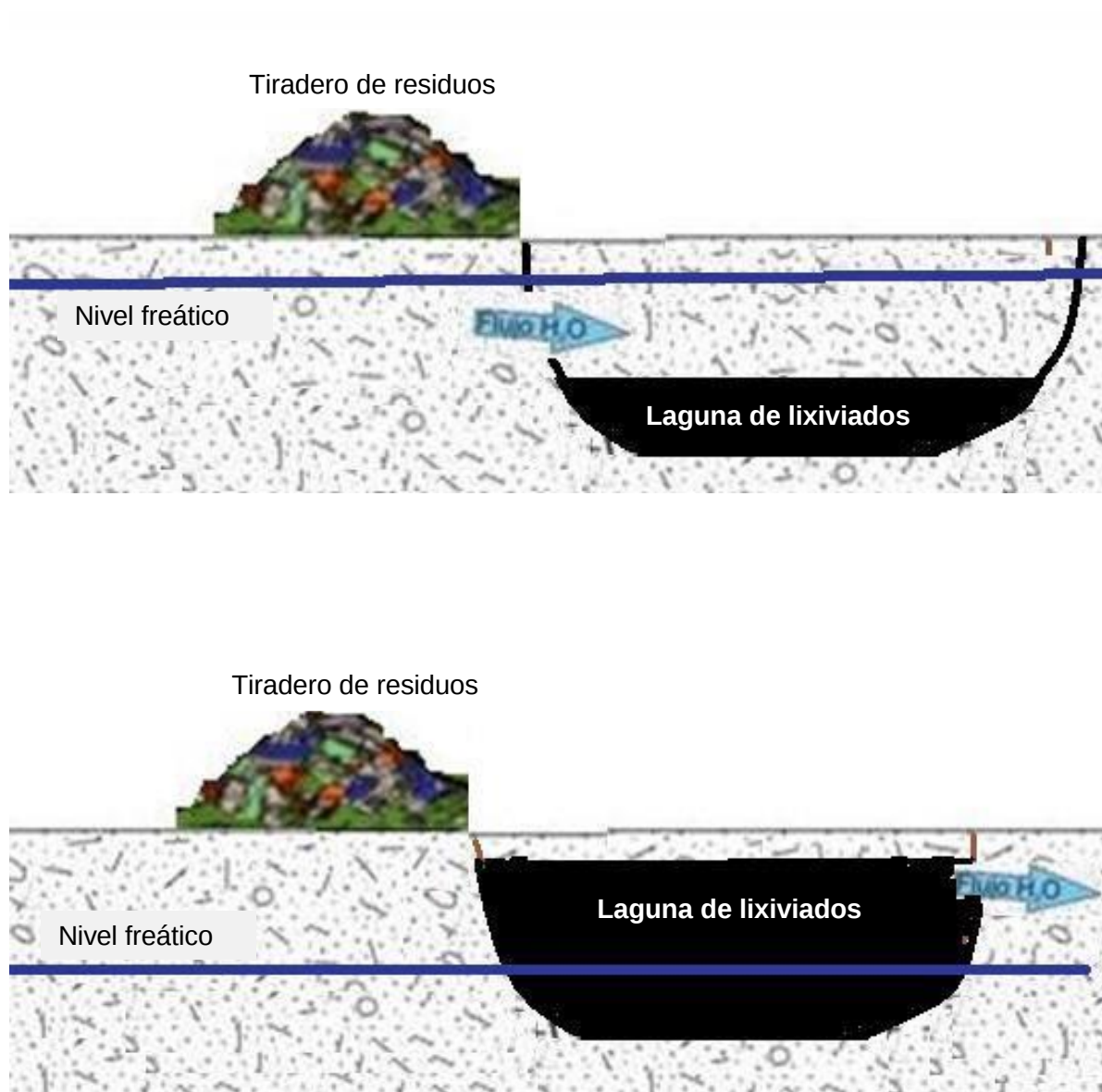


Figura 4.23 Efecto de los niveles freáticos en los volúmenes de agua determinados en la laguna de lixiviados.

En la **tabla 4.8** se presentan los resultados de los análisis físicos, químicos y microbiológicos realizados en muestras extraídas de la laguna.

Tabla 4.8 Caracterización del agua de la laguna de lixiviados en 4 campañas de muestreo.

Parámetros (in situ)	M1	M2	M3	M4	Composición usual de agua residual doméstica*
pH	7.52	7.14	7.45	7.97	6.5-8.5
T (°C)	22	17	21	22	<40°C
OD (mg L ⁻¹)	1.89	3.09	1.82	3.74	SD
CE (μS cm ⁻¹)	3,988	1,018	2,894	1,557	SD
Iones mayoritarios (mg L⁻¹)					
Ca ²⁺	684	SD	SD	SD	SD
Mg ²⁺	415.5	SD	SD	SD	SD
Na ⁺	80.72	SD	SD	SD	SD
K ⁺	69.42	SD	SD	SD	SD
Cl ⁻	2486.46	SD	SD	SD	30-100
HCO ₃ ⁻	156.16	SD	SD	753.37	244-61
SO ₄ ²⁻	79.59	SD	SD	SD	30-100
Elementos traza (mg L⁻¹)					
Cu	<0.65	<0.65	<0.65	<0.65	SD
Cr	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	SD
Ni	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50	SD
Cd	<0.75	<0.75	<0.75	<0.75	SD
Fe	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	SD
Pb	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50	SD
Zn	<0.07	<0.07	<0.07	<0.07	SD
Indicadores de contaminación (mg L⁻¹)					
DBO ₅	107	90	111	87	110-400
DQO	2484	1960	1453	1966	250-1,000
NO ₃ ⁻	144	81	110	91	0
PO ₄ ³⁻	21.15	21	16	19	3-10

*Crites y Tchobanoglous, 2000.

M1 Estiaje 2010 M2 Lluvias 2010 M3 Estiaje 2011 M4 Lluvias 2011

4.6.5 Caracterización de las muestras de agua

Los resultados de los análisis físicos y químicos del agua extraída del pozo de agua potable (MPP), de las cuatro norias (MN1, MN2, MN3 Y MN4), piezómetro de 12 m de profundidad (MPZ), laguna de lixiviados (MLLix) y pozo de venteo a 12 m de profundidad (MPV) tanto en temporada de estiaje como de lluvias del año 2010, se presentan en la **tabla 4.9**. Entre los resultados a destacar el incremento de los valores de temperatura alcanzados en la laguna de lixiviados y pozos de venteo en la temporada de estiaje, así como en el piezómetro durante la temporada de lluvias, lo cual indica la posibilidad de la contaminación del agua de dichas matrices. Estos resultados coinciden con los reportados para la conductividad electrolítica, anormalmente alta, que indica una mineralización del agua.

Tabla 4.9. Resultados de los análisis físicos y químicos en las diferentes matrices acuosas

		MPP	MN1	MN2	MN3	MN4	MPZ
pH	Estiaje	7.46	6.89	6.92	6.81	7.09	7.86
	Lluvias	7.71	7.25	7.2	6.75	7.05	7.52
T (°C)	Estiaje	16	16	16.5	17	16.5	28
	Lluvias	16	16	16.5	17	15	17
CE (μS cm ⁻¹)	Estiaje	201	855	426	789	747	10300
	Lluvias	167	879	339	788	911	988
Cloruros (como Cl ⁻¹)	Estiaje	11.9	57.6	28.3	59.6	43.7	70.5
	Lluvias	9.6	63	27.5	64.5	63.8	2486.5
ST	Estiaje	149	590	296	478	3282	23175
	Lluvias	184	885	275	680	3412	6263
SST	Estiaje	1	4	11	7	3	10198
	Lluvias	0	0	1	1	2	8
SDT	Estiaje	148	586	285	471	3279	12977
	Lluvias	184	885	275	680	3410	6255
Dureza	Estiaje	37	37	62	182	211	910

Continuación de la Tabla 4.9

	Lluvias	68.9	166	111	161	198	1710
Alcalinidad	Estiaje	125.7	242.7	128.3	147.3	271.7	5455.7
	Lluvias	58.4	79.5	50	72.6	120.5	1100
Acidez	Estiaje	16.1	26.9	24.2	28.6	36.7	1606.5
	Lluvias	10.5	50	54.5	80.5	80.5	240
DBO ₅	Estiaje	1	7.8	14.8	21.6	23.9	154.1
	Lluvias	20.6	19.6	15.2	13.8	14.5	32
DQO	Estiaje	21.5	75	58.3	94.4	55	1661
	Lluvias	24.9	20	19.8	34.7	39.7	214.9
N-NO ₃	Estiaje	5	8	12	12	12	89
	Lluvias	2	26.46	9.47	8.24	12.13	30.12
N-NO ₂	Estiaje	0	0.24	0.22	0	0	0.01
	Lluvias	0.75	0.01	0	0.01	0	1.7
N-NH ₄	Estiaje	SD	SD	SD	SD	SD	SD
	Lluvias	SD	SD	SD	SD	SD	27.5
Ca ²⁺	Estiaje	14.8	14.8	24.8	72.8	84.4	364
	Lluvias	27.6	66.4	44.4	63.9	79.2	684
Mg ²⁺	Estiaje	9	9	15.1	44.2	51.3	221.1
	Lluvias	16.7	40.3	27	35.1	48.1	415.5
Na ⁺	Estiaje	SD	SD	SD	SD	SD	SD
	Lluvias	28.7	52.6	26	39.5	42.6	80.7
K ⁺	Estiaje	SD	SD	SD	SD	SD	SD
	Lluvias	10.8	69.8	20.3	7.4	43.9	69.4

Concentraciones expresadas en mg L⁻¹ excepto cuando se indique la unidad. SD = Sin datos

También es destacable la alta concentración de cloruros en la temporada de lluvias en el PV y PZ, resultado de la disolución de este ión por el agua de lluvia y cuya presencia evidencia contaminación proveniente de los lixiviados. El mismo comportamiento se refleja en los resultados sólidos totales (ST), sólidos suspendidos totales (SST), sólidos disueltos totales (SDT), dureza, acidez y

alcalinidad, lo que refleja la posible influencia de los lixiviados recogidos en el MPV hacia el agua extraída en el MPZ. En el caso de los nitratos, aun cuando el comportamiento es similar, cabe hacer notar que la concentraciones determinadas en el agua extraída de norias y la laguna de lixiviados están además por encima de los límites máximos permisibles para agua potable, reportada en 10 mg L^{-1} (NOM-127-SSA1-1994). Incluso, en el MPP, las concentraciones de nitritos para la temporada de lluvias rebasa el límite máximo permisible (0.05 mg L^{-1}), al encontrarse concentraciones de 0.75 mg L^{-1} . Otros parámetros de interés son la DBO_5 y la DQO, donde es de destacar las condiciones tóxicas del agua extraída del MPZ, MLLix y MPV así como la presencia de sustancias orgánicas biológicamente resistentes, esto último inferido a partir de los valores bajos (menores a 0.6) de la relación DBO_5/DQO (Sawyer et. al., 2001). Se realizó también el balance iónico (Tabla 4.10) como un procedimiento de verificación de la confiabilidad de los datos obtenidos.

Tabla 4.10. Balance iónico de muestras agua y lixiviados.

	Suma de aniones	Suma de cationes	Balance iónico	% Error
MPP	85.6	83.8	1.8	-2.1
MN	223.8	229.1	-5.2	2.3
MN	124.5	117.8	6.7	-5.5
MN	149.6	145.9	3.7	-2.5
MN	225.1	213.8	11.3	-5.1
PZ	258.4	164.2	94.3	-44.6

4.6.6 Facies hidroquímicas

Basado en los contenidos de iones mayoritarios, tanto cationes (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ y K^+) como aniones (Cl^- , HCO_3^- y SO_4^{2-}) se identificaron tres facies hidroquímicas, las

cuales se ilustran en el diagrama de Piper (**figura 4.24**) obtenida a través del software Aquachem versión 4.0. En general, puede observarse que el agua extraída del MPP (facie 1) presenta características diferenciadas del resto de las muestras, por su mayor contenido de Na^+ , en cambio, las muestras obtenidas de MLLix (facie 2) presentan contenidos más elevados de cloruros. La facie 3 parece agrupar a las MN con las MPZ y MPV con quienes parece compartir características en cuanto a los porcentajes de contenido de Ca^{2+} , Mg^{2+} y HCO_3^- . Las muestras de la facie 3 fueron obtenidas a partir de profundidades menores a los 12 m lo que podría explicar su semejanza, mientras que las muestras de la lagua de lixiviados acusa el fenómeno de dilución de los lixiviados generados en el tiradero. Por otro lado, el agua del pozo potable es extraída a 17 m de profundidad y al parecer, está siendo parcialmente protegida del efecto contaminante de los lixiviados, por lentes de arenas limosas lo que se refleja especialmente en los bajos porcentaje de cloruros presentes en ella.

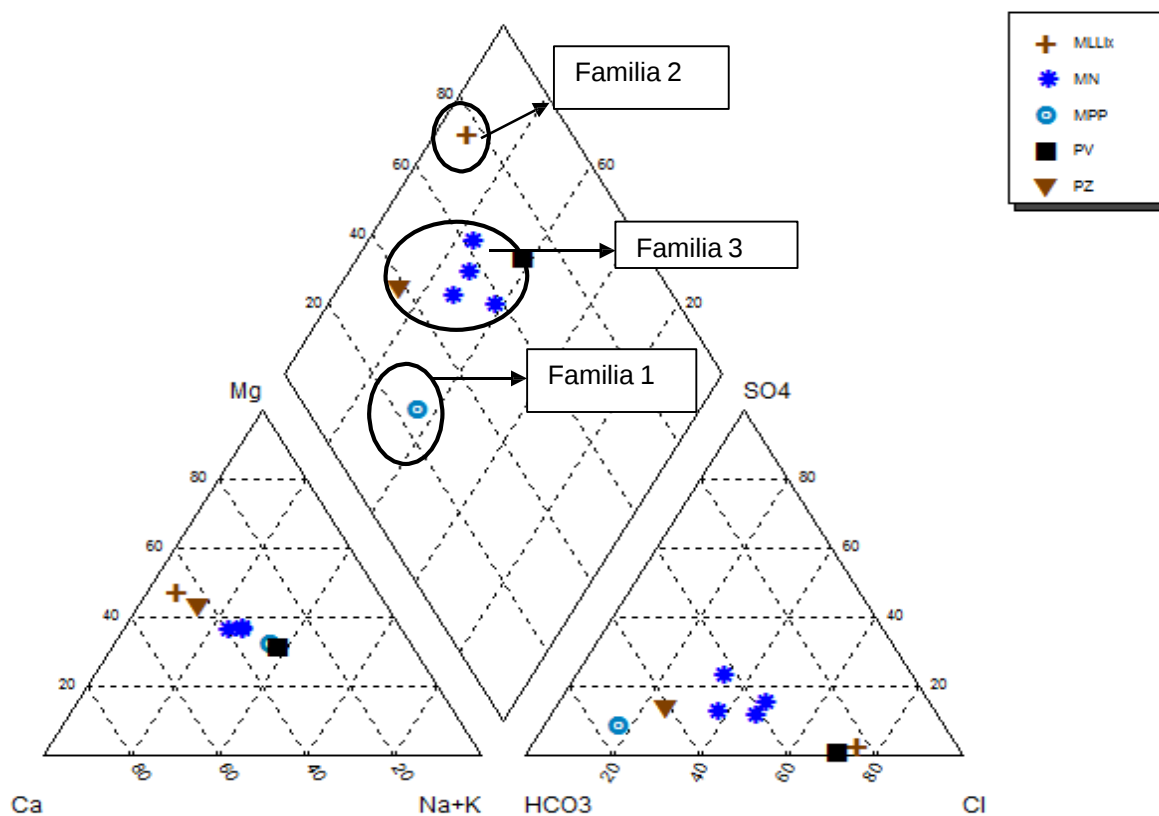


Figura 4.24 Diagrama de Piper que muestra la composición del agua subterránea muestreada durante la temporada de lluvias en el 2010.

De la misma forma, el diagrama de Schoeller (**figura 4.25**), obtenido con el software Aquachem versión 4.0, muestra que las MN y MPZ comparten características en cuanto a la concentraciones de iones, las cuales parecen ser una transición entre las concentraciones determinadas en la MPP (concentraciones bajas) y MPV y MLLix (concentraciones altas).

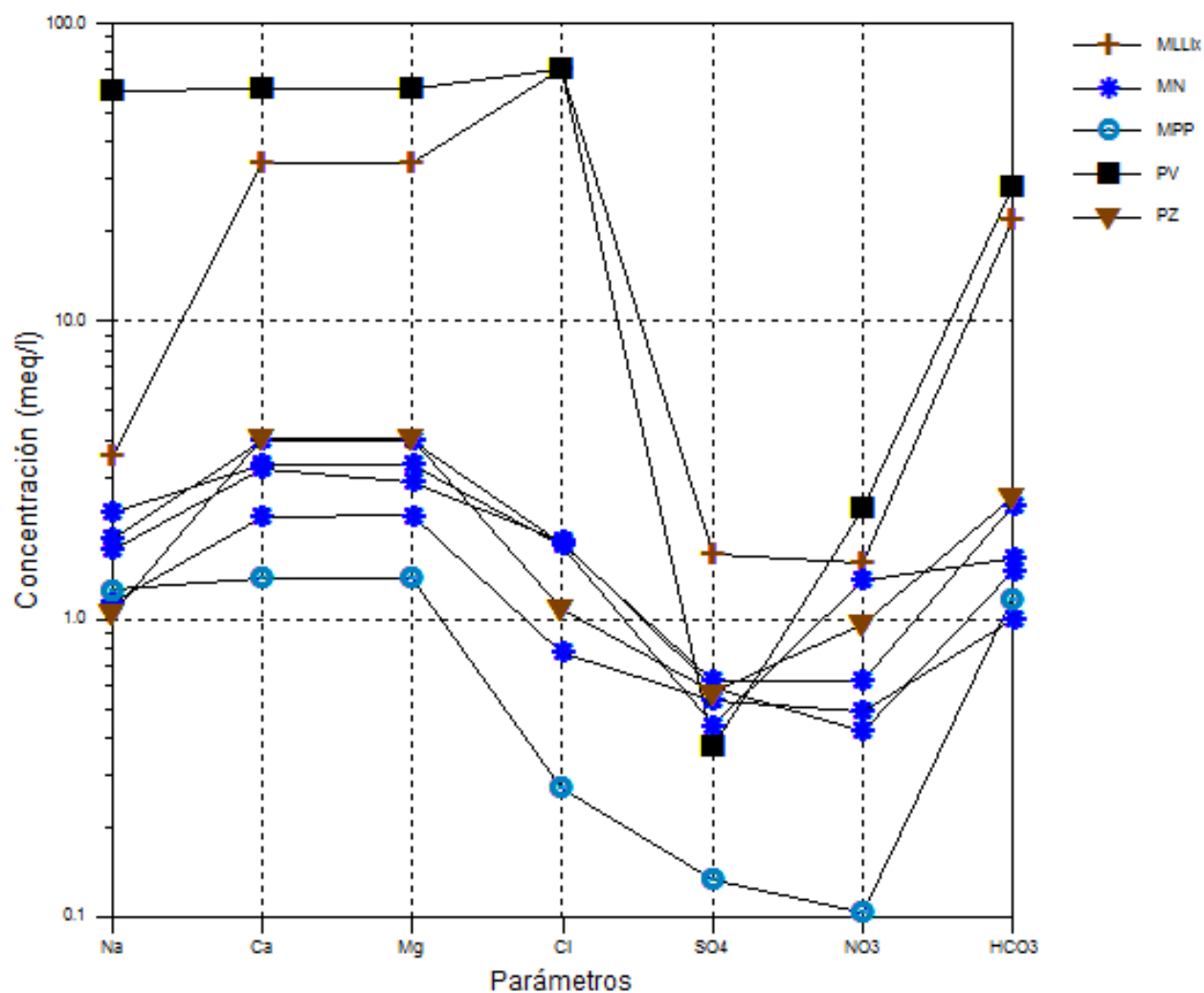


Figura 4.25 Diagrama de Schoeller que muestra las concentraciones de iones determinados en las diferentes matrices

4.7 MODELO DE FLUJO DE AGUA SUBTERRÁNEA

La **figura 4.26** muestra la ubicación del tiradero así como la malla utilizada para la modelación del flujo, la cual está conformada por 2400 celdas y 11 capas.

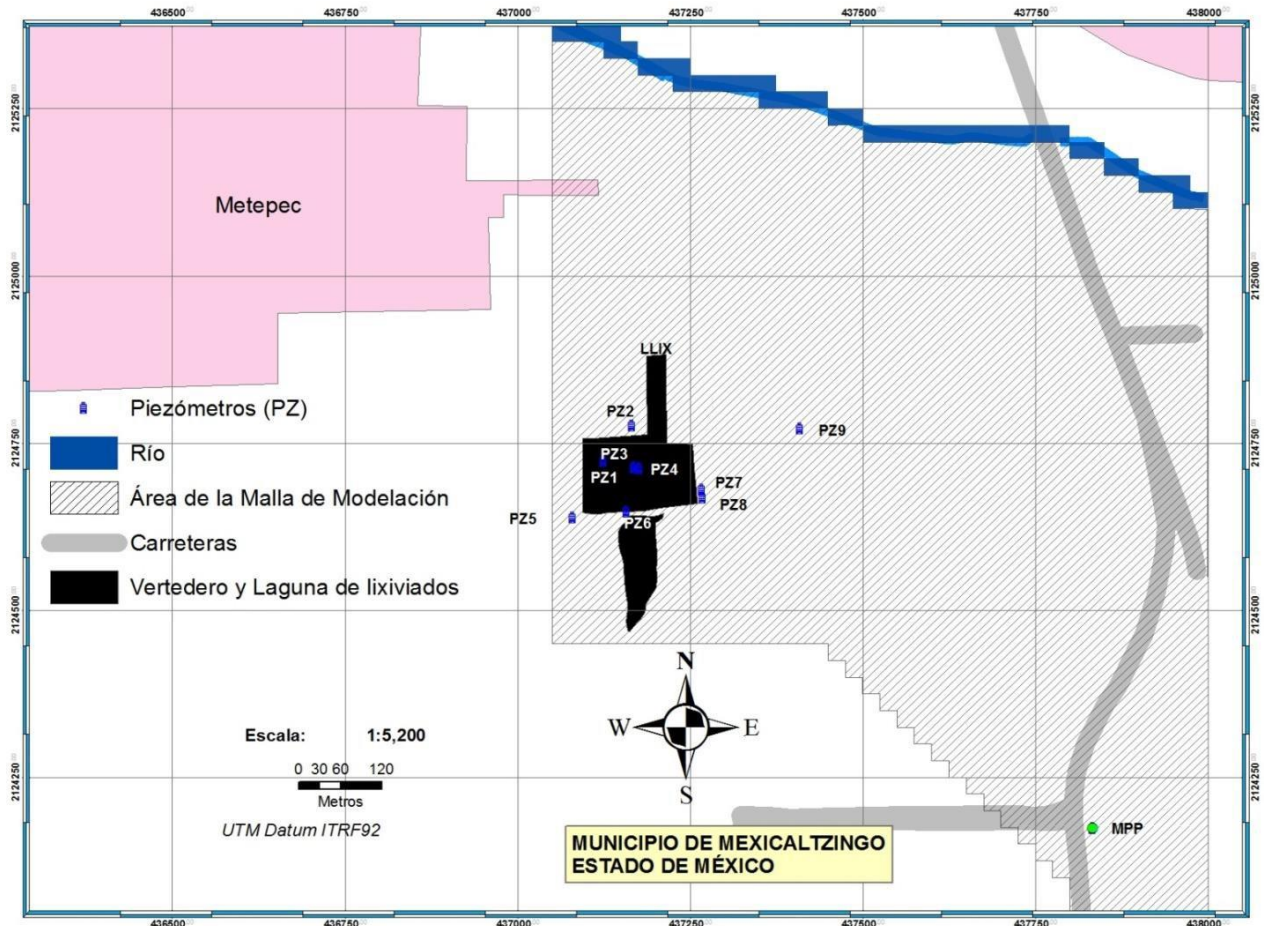


Figura 4.26 Malla de modelado del flujo de agua subterránea.

Los resultados de la modelación, desarrollada en el entorno de Visual Modflow 2010.1 muestran un flujo en dirección poniente-orienté, en casi todas las capas, a excepción de las capas 9, 10 y 11 donde la conductividad hidráulica presenta valores clasificados como *altos*. En el área considerada en la modelación, sólo existe un pozo profundo de extracción de agua que perturba la hidrodinámica del acuífero. Las primeras ocho capas no muestran alteración en la dirección de flujo a

causa del bombeo, sin embargo, en las capas 9, 10 y 11, como lo muestra la **figura 4.27** (correspondiente a la capa 10 formada de gravas bien graduadas), se puede observar una ligera distorsión de las líneas de flujo: la circulación del agua, una vez que ha atravesado la zona del vertedero, se orienta hacia la ubicación del pozo profundo. Esto se debe precisamente al efecto de succión, pues a la profundidad en la que se presenta la capa 9 (23 m) se localiza la tubería con rejillas y la bomba de succión del pozo, localizándose por debajo del nivel freático de la zona (17 m). En la modelación se consideró el bombeo de 200 000 m³ de agua por año reportado por el municipio sin embargo, cabe destacar que esta cifra se encuentra por debajo de la extracción calculada de agua que corresponde a 650 430 m³ al año, acorde con el número de habitantes y una dotación promedio de 220 L por día y por habitante.

A su vez, la figura 4.28 construida a partir de las concentraciones del cloruros determinadas en el 2010, muestra claramente como dichas concentraciones son más altas en la zona núcleo del vertedero de residuos y van disminuyendo en dirección del flujo del agua, lo que indica que son arrastradas fuera del sitio. El ión cloruro es un trazador conservativo de contaminación y su comportamiento en el agua subterránea indica la dirección hacia la cual se dirigen el resto de contaminantes.

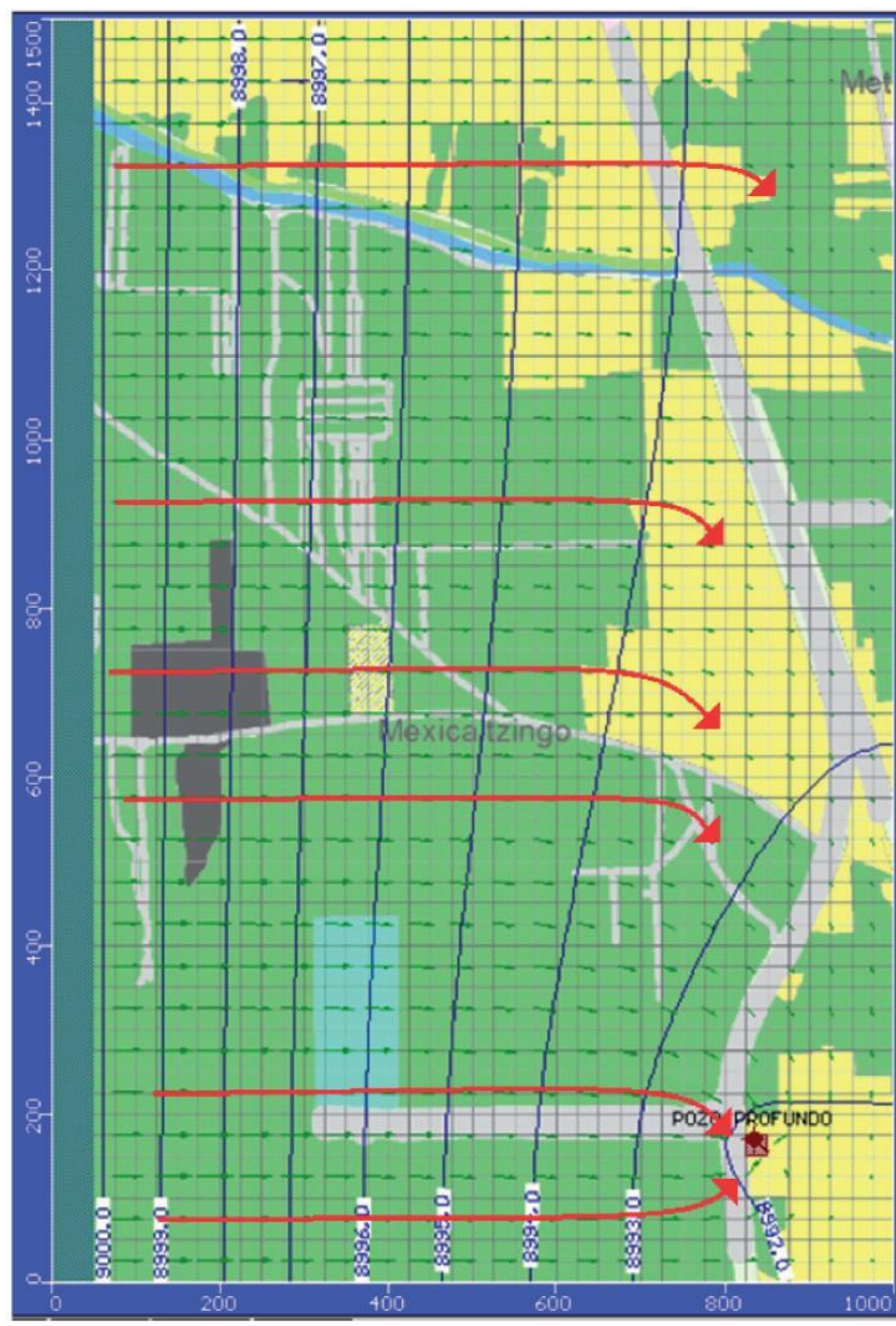


Figura 4.27 Estrato 10, flujo del agua subterránea en dirección sur oriente al vertedero de residuos.

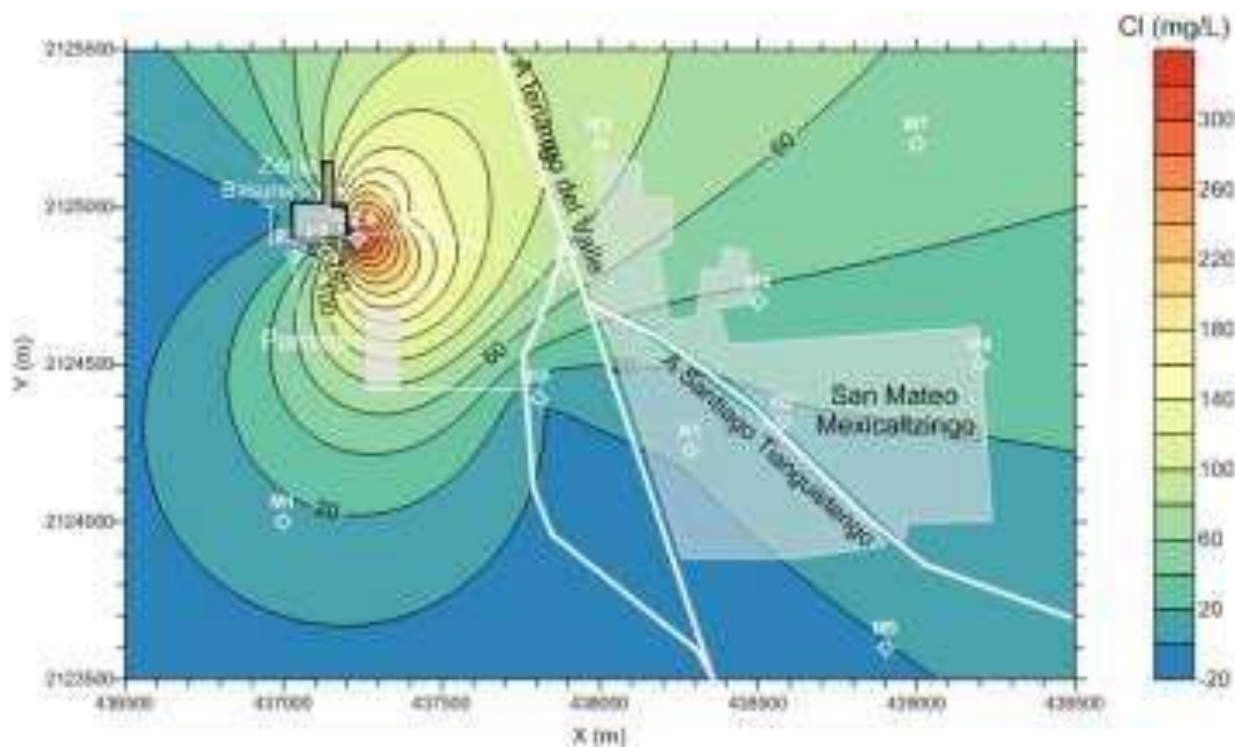


Figura 4.28 Mapa de distribución de concentraciones de cloruros en la zona del tiradero de residuos.

4.8 VULNERABILIDAD DEL ACUÍFERO

Los métodos de vulnerabilidad entre otras funciones, intentan precisar una estandarización en la valoración de este concepto no medible físicamente. Existe una diversidad de métodos para evaluar la vulnerabilidad, entre los cuales se puede citar al AVI, Ekv, Zaporozec, GOD, DRASTIC, SINTACS, SEEPAGE, EPIK, y ERIS, donde cada método utiliza sus propios parámetros hidrogeológicos. Aunque todos tienen el mismo fin teórico, los mapas generados por los diversos métodos pueden no definir las mismas zonas con los diferentes grados de vulnerabilidad, esto por el criterio de selección de los factores que mayor influyen en la atenuación de los contaminantes.

4.8.1 Método AVI (Aquifer Vulnerability Index)

El riesgo de contaminación del agua subterránea lo definimos como la probabilidad que un acuífero experimente impactos negativos a partir de una actividad antrópica dada hasta un nivel tal que su agua subterránea se torne inaceptable para el consumo humano, de acuerdo con los valores guía de la OMS para calidad de agua potable (Foster, *et. al.*, 2002; Foster, 2002). Esta es una metodología simplificada que cuantifica la vulnerabilidad del acuífero a través de un parámetro denominado Resistencia Hidráulica (C), la que corresponde a una estimación del tiempo de viaje del contaminante a través de la zona no saturada (Van Stempvoort, *et. al.*, 1992). Esta metodología parte del supuesto que el compuesto contaminante viaja en dirección vertical. Para el cálculo del tiempo de viaje se utiliza la siguiente expresión, la que se expresa finalmente en años:

$$C = \sum_{i=\text{Estratos}} \frac{d_i}{K_i}$$

donde d_i corresponde al espesor de capas homogéneas ubicadas sobre el sistema saturado, mientras que K_i es la conductividad hidráulica asociada al material geológico. A partir de los valores del tiempo de viaje se estima la vulnerabilidad del acuífero según lo indicado en la **tabla 4.11**.

Tabla 4.11. Vulnerabilidad del Acuífero según el Método AVI.

Resistencia Hidráulica C (años)	Log (C)	Vulnerabilidad
< 10	<1	Extremadamente Alta
10-100	1 a 2	Muy Alta
100-1000	2 a 3	Moderadamente Alta
1000-10000	3 a 4	Baja
>10000	>4	Extremadamente Baja

En la **figura 4.29** se muestra el mapa de vulnerabilidad AVI donde se puede ver que el basurero está localizado en una zona de alta vulnerabilidad.

4.8.2 Método Ekv

Auge (1995), considera que la vulnerabilidad “es un concepto cualitativo, que en la generalidad se refiere al grado de protección natural de un acuífero frente a la contaminación. Por ello también se la conoce como protección o defensa natural”. En relación a los acuíferos libres, dicho autor desarrolla una clasificación basada en la profundidad de la superficie freática (E) y en la permeabilidad vertical de la zona subsaturada (Kv), parámetros que también considera el método AVI (Acuifer Vulnerability Index). A ambas les asigna índices que van de 1 (menos vulnerable) a 5 (más vulnerable), finalizando en el diagrama de la tabla 3 donde Kv es la permeabilidad vertical y E el espesor de la sección subsaturada. Ambos valores se suman brindando un índice final, con extremos de 2 y 10. Para índices de E+ Kv entre 2 y 4 la vulnerabilidad es baja, entre 5 y 7 media y de 8 a 10 alta.

Para el caso del acuífero libre de Mexicaltzingo, se utilizaron las mediciones hechas en el 2010 de niveles piezométricos y la permeabilidad. La vulnerabilidad es función inversa de la profundidad al nivel del agua subterránea y directa de la permeabilidad vertical (K_v) de la zona subsaturada. En la **figura 4.30** se muestra el mapa de vulnerabilidad EK_v . Se observa que el acuífero presenta una alta vulnerabilidad a la contaminación antropogénica

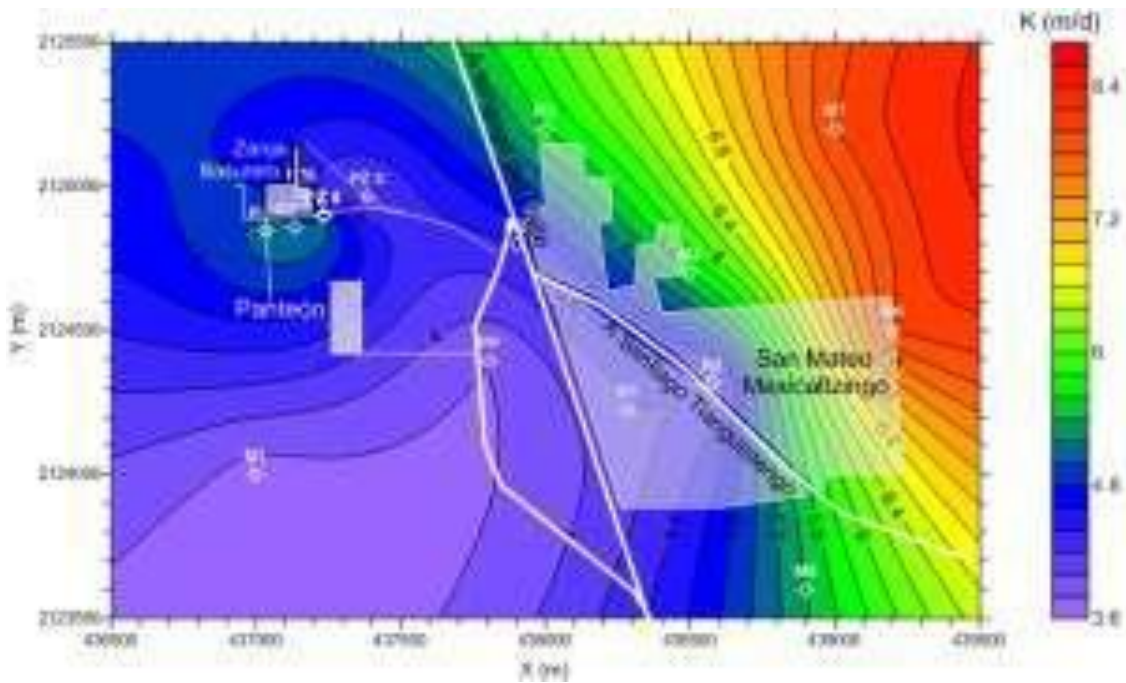


Figura 4.29. Mapa de vulnerabilidad AVI).

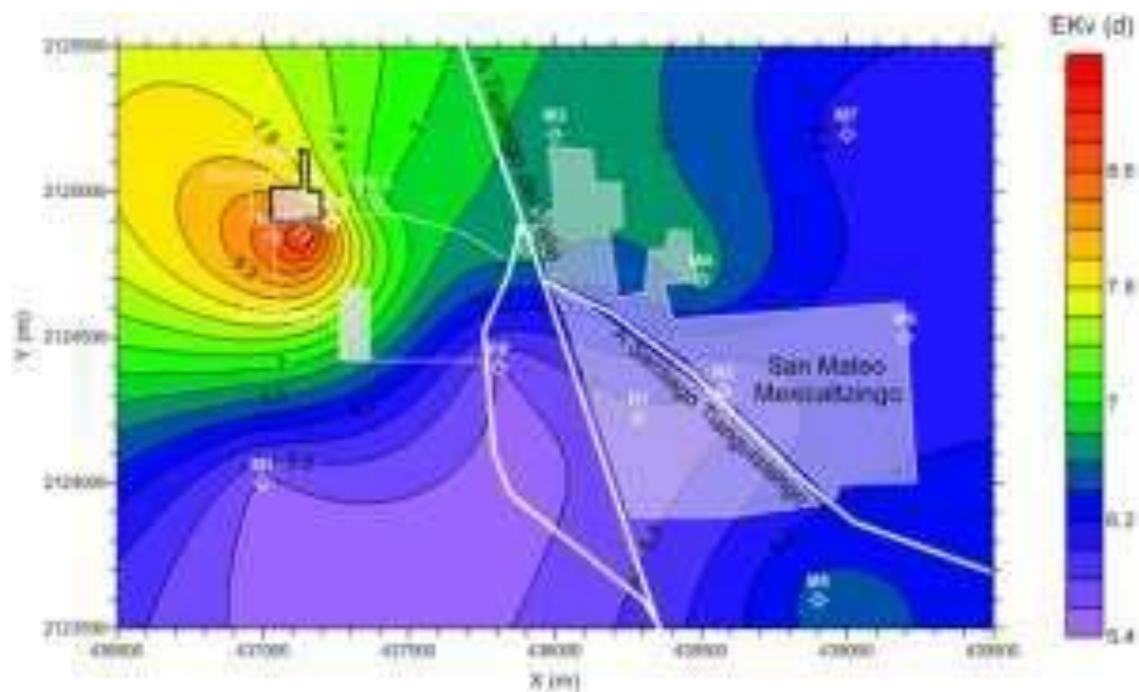


Figura 4.30. Mapa de vulnerabilidad Ekv

CAPÍTULO V

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS

- La generación *per cápita* de RSU en el municipio de Mexicaltzingo es de 0.644 kg por habitante y por día, generación por debajo de la media nacional.
- La principal problemática del vertedero es el alto porcentaje de materia orgánica depositada en él, producto de la actividad comercial de los habitantes del municipio.
- El vertedero se clasifica como un sitio “C” de acuerdo a la NOM-083-SEMARNAT-2003, por lo que requiere realizar las acciones a las que está sujeta de acuerdo con esta norma con las cuales actualmente no cumple.
- Un Plan de Manejo Integral a nivel municipal permitiría reducir la presión sobre el manejo del vertedero así como alargar su vida útil ya que el municipio no cuenta actualmente con otro sitio para depositar su basura.
- Aunque la fase más importante es el cierre del vertedero, al no tener otra opción de disposición final de residuos a corto plazo, se propone la impermeabilización del sitio que evite que los lixiviados generados en él se infiltren al acuífero subyacente de la zona.

GEOFÍSICA

- Se identificaron zonas de resistividades anormalmente bajas en la zona aguas abajo del vertedero, lo cual indica la mezcla del agua subterránea con los lixiviados generados por la basura depositada en el sitio.

- Geológicamente el área de estudio se caracteriza por presentar rocas sedimentarias tipo granulares y volcánicas; principalmente depósitos de tobas arenosas con intercalaciones de arcillas y brechas basálticas, cubiertos por estratos de aluvión.
- Hidrogeológicamente, la unidad que presentan posibilidades acuíferas son las de grano medio a grueso con intercalaciones de arcillas y fragmentos de roca, Unidad Tres, que es donde posiblemente se esté movilizand la pluma de lixiviados derivada del basurero, de acuerdo con la interpretación de los Sondeos Eléctricos Verticales y representados en la sección de resultados geofísicos.
- Se presenta contaminación localizada con tomografía eléctrica a una profundidad variable de 4 a 7 m a partir de la zona donde se localiza el basurero. Es probable que la pluma de contaminación haya avanzado en la dirección del flujo aproximadamente 80 m y en profundidad posiblemente ha avanzado más de 10 m.
- La velocidad de flujo del agua subterránea rápida y el acuífero constituido por arenas y gravas presenta una alta capacidad de dilución y dispersión, así se observa también en los perfiles geoeléctricos por el la variación de la resistividad eléctrica.
- Por lo anteriormente descrito y de acuerdo al análisis geológico y geofísico, se recomienda como alternativa realizar una perforación exploratoria a la profundidad de 60 m en el sitio donde se realizaron los SEV MX1, MX21,

MX11 y MX16, ya que de acuerdo al estudio es la profundidad donde se encuentra la zona con mayores contenidos de agua mineralizada.

ESTUDIOS GEOTÉCNICOS

- De acuerdo con el Sistema Unificado de Clasificación de Suelos, las muestras obtenidas se clasifican como SM, SW y GP con bajo porcentaje de finos. Los materiales presentes en el sitio se consideran en general como bien graduados, lo que facilita la infiltración del agua.
- El perfil estratigráfico de la zona muestra capas alternadas de arenas bien graduadas con poco o nada de finos (SW) y arenas limosas (SM), que reflejan la baja retención de agua en los estratos que conforman a dicho perfil.

HIDROQUÍMICA

- Las características del agua extraídas de las MN y MPZ comparten características en cuanto a las concentraciones de iones, las cuales parecen ser una transición entre las concentraciones determinadas en la MPP (concentraciones bajas) y MPV y MLLix (concentraciones altas).

MODELO DE FLUJO

- El volumen estimado de lixiviados generados en el vertedero de residuos es de 9862 m³/año los cuales representan una fuente puntual de contaminación al acuífero subyacente a la zona de estudio. Los contaminantes contenidos en los

lixiviados pueden ser conducidos por los estratos con mayor conductividad hidráulica (4.35 a 8.74 m/día) correspondientes a las capas más profundas (9, 10 y 11) del perfil, ubicadas por debajo de los 17 m de profundidad a los cuales se localiza el nivel freático. En dichos estratos se identificaron alteraciones en las líneas de flujo de agua cuyas desviaciones se dan en dirección al pozo de abastecimiento de agua para uso y consumo humano del municipio de Mexicaltzingo. La alteración en las direcciones de flujo se debe al efecto de succión del pozo por la extracción de al menos 200 000 m³ de agua por año.

- Aunque la clausura y remediación del sitio serían las acciones más convenientes, el municipio no cuenta con terrenos que sustituyan al actual vertedero, por lo que seguirá utilizándolo para disponer los residuos que genera la población. Por lo anterior, es recomendable establecer etapas de cierre y efectuar la modelación del transporte de contaminantes y de los procesos de atenuación natural, tendiente a tomar medidas que prevengan que los contaminantes contenidos en los lixiviados alcancen el agua extraída en el pozo municipal.

VULNERABILIDAD

- La zona de estudio presenta una alta vulnerabilidad natural y por consiguiente alto riesgo de contaminación del agua subterránea como se ha determinado por los métodos AVI y EKv.
- La zona no saturada de poco espesor, está constituida por limos, arenas y gravas que facilitan la infiltración de los lixiviados.

- El área de estudio presenta niveles freáticos altos que definen una alta vulnerabilidad del acuífero.
- En la zona donde se localiza la pluma de contaminación, el acuífero presenta altas concentraciones de cloruros y carga orgánica, por arriba de los valores admisibles para agua potable.
- Una acción que se debe ejecutar en este sitio es la de suspender de manera definitiva la disposición de residuos sólidos para proceder a su clausura y/o sellado, que debe estar orientado a reducir al máximo la producción de
- lixiviados controlando efectivamente el ingreso de agua lluvia al basurero mediante una buena impermeabilización y un adecuado sistema de drenaje. Como el basurero seguirá generando lixiviados después de sellado, estos deberán ser tratados previamente.
- En cuanto a las labores para la remediación del sector del acuífero contaminado, este es un proceso muy costoso y de tecnología complicada, aunque en principio y dado que la pluma de contaminación no ha avanzado mucho tanto lateralmente como en profundidad, se puede considerar la construcción de uno o más pozos de producción para extraer el agua contaminada que posteriormente debería ser tratada antes de disponerla.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Abu-Rukah, Y. & Al-Kofahi, O. (2001). The assessment of the effect of landfill leachate on groundwater quality – a case study', El-Akader Landfill Site – North Jordan. *Arid Environ*, 49, pp. 615–630.

Allen R. G., Pereira L. S., Raes D. & Smith M. (2006). *Evapotranspiración del cultivo. Guías para la determinación de los requerimientos de agua de los cultivos*. Consultado el 12 de Julio del 2013. Disponible en:

Álvarez, C. A. & Suárez, G. J. H. (2006). Tratamiento biológico del lixiviado generado en el relleno sanitario “El Guayabal” de la ciudad San José de Cúcuta. *Ingeniería y Desarrollo*, 20, pp. 95-105.

Alyamani, M. S. & Sens, Z. (1993). Determination of Hydraulic Conductivity from Complete Grain-Size Distribution Curves. *Groundwater*. 31 (4), pp. 551–555.

- Amer. Soc. Civil Engrs. (1972). *Ground Water Management, Manual Engrng. Practice* 40. New York: ASCE.
- Andreottola, G. & Cannas, P. (1996). Chemical and biological characteristics of landfill leachate. En T. H. Christensen *et al.* (comp.), *Landfilling of Waste: Leachate* (pp. 65–87). Londres, Inglaterra: E&FN Spon Press.
- ASTM D421- 85. (2002). “*Standard practice for dry preparation for particle-size analysis and determination of soils constants.*” ASTM international. USA. Reapproved 2002.
- ASTM D422-63. (2002). “*Standard test method for particle-size analysis of soils*”. ASTM international. USA. Reapproved 2002.
- Auge, M., Hirata, R. & López, V. F. (2003). Vulnerabilidad a la contaminación con nitratos del Acuífero Puelche en la Provincia de Buenos Aires, Argentina. XXXII IAH & VI ALHSUD Congress, Actas: 629-633. Mar del Plata, Argentina.
- Bahaa-eldin, E. A. R., Yusoff, I., Samsudin, A. R., Yaacob, W. Z. W. & Rafek, A. G. M. (2010). Deterioration of groundwater quality in the vicinity of an active open-tipping site in West Malaysia. *Hydrogeol. J.*, 18, pp. 997-1006.
- Baun, A., Bjerg, P. L., Nyholm, N., Ledin, A. & Christensen, T. H. (1999). Monitoring toxicity of organic chemical pollution in a leachate plume (Grindsted, Denmark). *Proceedings Sardinia 99, Seventh International Waste*

- Management and Landfill Symposium. CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre, S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy.
- Baun, A., Reitzel, L. A., Ledin, A., Christensen, T. H. & Bjerg, P. L. (2003). Natural attenuation of xenobiotic organic compounds in a landfill leachate plume (Vejen, Denmark). *J. Contam. Hydrol*, 65, pp. 269–292.
- Bengtsson, L., Benz, D., Hogland, W., Rosqvist, H. & Aksson, M. (1994). Water balance for landfills of different ages. *J. Hydrol*, 158, pp. 203-217.
- Bolton, K. A. & Evans, L. J. (1991). Elemental composition and speciation of some landfill leachates with particular reference to cadmium. Department of Land Resource Science, University of Guelph, Guelph, Ontario, Canada N1G 2W1
- Chin, A. D. (2006). *Water-Resources Engineering* (2^a ed.). Nueva Jersey, EUA: Pearson Prentice Hall.
- COESPO. (2010). *Diagnóstico Sociodemográfico del Municipio de Mexicaltzingo*. Gobierno del Estado de México. México.
- Collazos, P. H. (2013). *Diseño y operación de rellenos sanitarios* (4a. ed.). Colombia: Escuela Colombiana de Ingeniería.
- Colunga, I. (2011). *Perfil estratigráfico del tiradero de residuos sólidos urbanos de San Mateo Mexicaltzingo, México*. Tesis de licenciatura. Instituto Tecnológico de Toluca. Toluca, México.

- CONAGUA. (2010). Registro de lecturas piezométricas. Comisión Nacional del Agua. Reporte Técnico. Toluca, Estado de México. 24 pp.
- CONAGUA. (2011). *Reporte de la Estación Meteorológica clave 76675*. Comisión Nacional del Agua. Reporte Técnico. Zinacantepec, Estado de México.
- CONAGUA. (2012). Indicadores de calidad del agua. En: Comisión Nacional del Agua. Consultado el 12 de julio del 2012. Disponible en <http://www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Contenido/Documentos/DBO.pdf>
- CONAGUA-GTZ. (2006). *Estudio de generación y caracterización de residuos sólidos municipales*. Gobierno del Estado de México. Secretaría de Ecología. Dirección General de Normatividad y Apoyo Técnico. México.
- Crites, R. & Tchobanoglous, G. (2000). *Tratamiento de aguas residuales en pequeñas poblaciones*. México: McGraw Hill.
- Custodio, E. & Llamas, M. R. (2001). *Hidrología Subterránea*. Madrid, España: Ediciones Omega.
- DGN. (1985) Norma Mexicana. NMX-AA-019-1985. Protección al ambiente. Contaminación del suelo. Residuos Sólidos Municipales. Peso volumétrico "IN SITU". Dirección de General de Normas. Diario Oficial de la Federación. 18 de Marzo de 1985. México.
- DGN. (1985). Norma Mexicana. NMX-AA-015-1985. Protección al ambiente. Contaminación del suelo. Residuos Sólidos Municipales. Muestreo. Método

- de cuarteo. Dirección de General de Normas. Diario Oficial de la Federación. 18 de Marzo de 1985. México.
- DGN. (1985). Norma Mexicana. NMX-AA-016-1985. Protección al ambiente. Contaminación del suelo. Residuos Sólidos Municipales. Determinación de humedad. Dirección de General de Normas. Diario Oficial de la Federación. 14 de Diciembre de 1984. México.
- DGN. (1985). Norma Mexicana. NMX-AA-022-1985. Protección al ambiente. Contaminación del suelo. Residuos Sólidos Municipales. Selección y Cuantificación de Subproductos. Dirección de General de Normas. Diario Oficial de la Federación. 18 de Marzo de 1985. México.
- DGN. (1985). Norma Mexicana. NMX-AA-61-1985. Protección al Ambiente. Contaminación del Suelo. Residuos Sólidos Municipales. Determinación de la Generación. Dirección de General de Normas. Diario Oficial de la Federación. 8 de Agosto de 1985. México.
- Elias, C. X. (2009). *Reciclaje de residuos industriales* (2ª ed.). Madrid, España: Editorial Díaz de Santos.
- Esteller, A. M. V., Quentin, E. & Díaz, D. C. (2007). Uso de sistemas de información geográfica (SIG) para la determinación de parámetros utilizados en la construcción de mapas de vulnerabilidad de acuíferos. *Revista Latino Americana de Hidrogeología*, 2(1), pp. 17-30.

- Farquhar, G. J. (1989). Leachate: production and characterization. *Canadian Journal of Civil Engineering*, 16, pp. 317-325.
- Fatta D. C., Naoum P., Karlis P. & Loizidou M. (2000). Numerical simulation of flow and contaminant migration at a municipal landfill. *J. of Environ. Hidrology*. 8, pp. 1-11.
- Femisca. (2009). Evaluación y selección de tecnologías para el tratamiento y disposición final de los residuos sólidos urbanos generadores en el Distrito Federal. Gobierno del Distrito Federal.
- Foster, S., Hirata, R. (1991). Determinación del riesgo de contaminación de aguas subterráneas. Una metodología basada en datos existentes. Lima, Perú: Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente.
- Foster, S., Hirata, R., Gomes, D., D'Elia, M. & Paris, M. (2002). Protección de la calidad del agua subterránea. Guía para empresas de agua, autoridades municipales y agencias ambientales. Madrid, España: Mundi-Prensa.
- García, E. (1973). Modificaciones al Sistema de Clasificación Climática de Köppen (para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana). D.F., México.
- García, E. (1987). *Modificación al sistema de clasificación climática de Köppen (Para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana)*. Instituto de Geografía. Universidad Nacional Autónoma de México. México.
- Golden Software Inc. (2007). Surfer 8. Contouring and 3D Surface Mapping for Scientists and Engineers. User's Guide. Colorado, USA.

- González de Vallejo, L. I., Ferrer, M., Ortuño, L. & Oteo, C. (2002). *Ingeniería Geológica*. Madrid, España: Pearson Prentice Hall.
- González, H. R. (2002). Muestreador de lixivciados para SDFDS que no cuentan con sistemas de recolección. XXVIII Congreso Internacional de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Cancún, México.
- González, H. R., Rodríguez, C. R. & Coronado, P. V. (2007). Atenuación natural en el acuífero yucateco. *Rev. Int. Contam. Ambient.*, 23, pp. 5-15.
- Harmsen, J. (1983). Identification of organic compounds in leachate from a waste tip. *Water Res.*, 17 (6), pp. 699–705.
- Heasman, I. (2000). *Liberación potencial de sustancias peligrosas de rellenos sanitarios con diferentes características técnicas, de ingeniería y métodos de operación. Métodos de evaluación de riesgos para la salud por la exposición a sustancias peligrosas liberadas por rellenos sanitarios*. D.F., México: OPS/CEPIS.
- Hernández-Berriel, M. C., Márquez-Benavides, L., González-Pérez, D. J. & Buenrostro-Delgado, O. (2008). The Effect of Moisture Regimes on the Anaerobic Degradation of Municipal Solid Waste from Metepec (México). *Waste Management*, 28, Suppl. 1, pp. S14-S20.
- Hidalgo, H. J. L. (2003). *Evaluación ambiental y técnica del “Relleno Sanitario” de San Marcos Yachihuacaltepec, Municipio de Toluca México y su relación con el potencial de contaminación de mantos acuíferos en la zona*. Tesis de

Maestría. Facultad de Química. Universidad Autónoma del Estado de México. Toluca, Estado de México, México.

<http://www.fao.org/docrep/009/x0490s/x0490s00.htm> 14/01/2011

INEGI (2011). Instituto Nacional de Estadística y Geografía. En: Indicadores del medio ambiente. Consultado el 12 de marzo del 2014. Disponible en <http://www3.inegi.org.mx/sistemas/temas/default.aspx?s=est&c=21385>

Jokela, J. P. Y., Kettunen, R. H. & Rintala, J. A. (2002). Methane and leachate pollutant emission potential from various fractions of municipal solid waste (MSW): Effects of source separation and aerobic treatment. *Waste Management & Research*, 20, pp. 424-433.

Juárez, B. & Rico, R. (2008). *Mecánica de suelos. Tomo 1. Fundamentos de la mecánica de suelos*. D.F., México: Limusa.

Karthikeyan, P. O., Swati, M., Nagendran, R. & Kurian, J. (2007). Performance of bioreactor landfill with waste mined from a dumpsite. *Environ Monit Assess*, 135, pp.141-151.

Kennedy, L. & Everett. (2001). Microbial degradation of simulated landfill leachate: solid iron/sulfur interaction. *Advances in Environmental Research*, 5(2), pp. 103-116.

Kiely, G. (2001). *Ingeniería ambiental. Fundamentos, entornos, tecnologías y sistemas de gestión*. Madrid, España: McGrawHill.

- Kjeldsen, P. & Christophersen, M. (2001). Composition of leachate from old landfills in Denmark. *Waste Manage. Res.*, 19 (3), pp. 249–256.
- Koda, R. & Zakowicz, S. E. (1999). Physical and hydraulic properties of the MSW for water balance of the landfill. En: S. Pinto. (comp.). *Environmental Geotechnics*. Rotterdam, Holanda: Balkeman.
- Kulikowska, D. & Klimiuk, E. (2008). The effect of landfill age on municipal leachate composition. *Bioresource Technology*, 99(2008), pp. 5981-5985.
- Kurniawan, T. A., Lo, W. H. & Chan, G. Y. S. (2006). Degradation of recalcitrant compounds from stabilized landfill leachate using a combination of ozone-GAC adsorption treatment. *J. Hazard. Mater.*, B137, pp. 433–455.
- Kylefords, K. (2002). *Predictions of leaching from municipal solid waste (MSW) and measures to improve leachate management at landfills*. Doctoral Thesis. Department of Environmental Engineering Division of Waste Science & Technology, Luleå University of Technology SE-971 87 Luleå, Sweden.
- Leake, S. A., Lawson, W. P., Lilly, M. R. & Claar, V. D. (1998). Assignment of Boundary Conditions in Embedded Ground Water Flow Models. *Groundwater*, 36 (4), pp. 621-625.
- LGPGIR. (2014). Ley General para la Prevención y Gestión Integral de Residuos. Cámara de Diputados del H. Congreso de la Unión. Diario Oficial de la Federación. Última reforma publicada el 4 de junio de 2014. México.

- Lobo-García de Cortazar, A., Hierro-Lamtaron, J., Montero-Fernández, O., Tejero-Monzon, I. & Fantelli-Lamina, M. (2002). Modelling for environmental assessment of municipal soil waste landfills (Part 1; Hydology). *Waste Management & Research*, 20 (2), pp. 198-210.
- Loke, M. H. & Barker, R. D. (1996). Rapid least-squares inversion of apparent resistivity pseudosections by a quasi-Newton method. *Geophysical Prospecting*. 44 pp. 131-152.
- Londoño, R. W. (2004). *Tratamiento de los Lixiviados con Procesos Biológicos mediante el sistema de lagunas facultativas operadas con aguas residuales domésticas*. Tesis de Maestría. UNAM. Cd. De México, México.
- López, F. (2007). *Elementos de topografía y construcción*. (3° ed.). España: Universidad de Oviedo.
- Mackenzie, L. D., Masten, J. S., González y Pozo, V., Duran, R. S. A., Blanco y Correa, M. J. L., Lanto, A. M. A. & Moreyra, M. J. M. (2005). *Ingeniería y Ciencias Ambientales*. México: McGraw Hill.
- Manahan, S. E. (2007). *Introducción a la Química Ambiental*. (1ª Ed.). Barcelona, España: Reverté Ediciones.
- Martínez-Alfaro, P. E. (2005). *Fundamentos de hidrogeología*. Madrid, España: Mundi-Prensa Libros.

- Matias, M. S., Marques, M. S., Ferreira, P. & Ramalho, E. (1994). A geophysical and hydrogeological study of aquifers contamination by a landfills. *Appl Geophys*, 32(2-3), pp. 155-162.
- McBean, E. A., Rovers, F. A. & Farquars, G. J. (1995). *Solid Waste Landfill Engineering and Design*. Englewood Cliffs, NJ, USA: Prentice Hall PTR.
- McDonald, M. G. & Harbaugh, A. W. (1988). *A modular three-dimensional finite-difference ground-water flow model: Techniques of Water-Resources Investigations of the United States*. USA: Geological Survey.
- Méndez, N. R. I, Cachón, S. E., Sauri, M. R. S. & Castillo, B. E. R. (2002). Influencia del material de cubierta en la composición de los lixiviados de un relleno sanitario. *Ingeniería*, 6(2), pp. 7-12.
- Miller, E. K. & Friedland, A. J. (1994). Lead migration in forest soils: Response to changing atmospheric inputs. *Environmental Science and Techonology*, 28, pp. 662-669.
- Mor, S., De Visscher, A., Ravindra, K., Dahiya, R. P., Chandra, A. y Van Cleemput, O. (2006) Induction of enhanced methane oxidation in compost: temperature and moisture responses. *Waste Manag.*, 26(4), pp. 381–388.
- Morales, G. P. (2008). *Evaluación de los mecanismos preferenciales de atenuación natural de una pluma de lixiviado generada en el vertedero municipal de Metepec, Estado de México*. Tesis de Doctorado. Facultad de Ingeniería.

- Universidad Autónoma del Estado de México. Toluca, Estado de México, México.
- Moreno, P. A. (2008). *Simulación de flujo y estimación del potencial transporte de contaminación en el vertedero de Metepec*. Tesis Doctoral. Centro Interamericano de Recursos del Agua. Facultad de Ingeniería. Universidad Autónoma del Estado de México. Toluca, Estado de México, México.
- OECD. (2013). Organization for Economic Co-operation and Development. En: Environment at a Glance 2013: OECD indicators. OECD Publishing. Consultado el 17 de febrero de 2013. Disponible en <http://dx.doi.org.10.1787/9789264185715-en>
- ONNCCE. (2003). Norma Mexicana NMX-C-416-ONNCCE-2003. Industria de la Construcción-Muestreo de estructuras térreas y métodos de prueba. Organismo Nacional de Normalización y Certificación de la Construcción y Edificación, S.C. Diario Oficial de la Federación. 10 de octubre de 2003. México.
- Orozco-Barrenetxea, C. A., Pérez-Serrano, M. N., González-Delgado, F. J., Rodríguez-Vidal & Alfayate-Blanco, J. M. (2003). *Contaminación Ambiental*. Madrid, España: Ed. Thomson.
- Oweis, I. S., Smith, D. A., Ellwood, R. B. & Greene, D. S. (1990). Hydraulic characteristics of municipal refuse. *Journal Geotechnical Engineering*, 116 (4), pp. 539-553.

- Parasnis, D. S. (1997). *Principles of Applied Geophysics*. USA: Springer.
- Porta, J., López-Acevedo, M. & Roquero, C. (2003). *Edafología para la agricultura y el medio ambiente* (2ª ed.). Barcelona, España: Mundi-Prensa.
- Ramaswamy, J. N. (1970). *Effects of hydraulic retention time on landfill leachate and gas characteristics*. PhD Thesis, Department of Civil Engineering, University of British Columbia, Vancouver, BC, Canada.
- Reyes, J. (2002). *Fundamento teórico-práctico de temas selectos de la ciencia del suelo. Parte I*. México: UAM.
- Reynolds, M. J. (2011). *An Introduction to Applied and Environmental Geophysics* (2ª ed.). New Delhi, India: Wiley-Blackwell.
- Rolecki, R. y Trkowski, S. (2000). *Características toxicológicas de contaminantes potencialmente liberados de rellenos sanitarios. Métodos de evaluación de riesgos para la salud por la exposición a sustancias peligrosas liberadas por rellenos sanitarios*. OPS/CEPIS.
- Sánchez, G. J. (1996). *Generación de Lixiviados y Evaluación de la Contaminación de Acuíferos*. Curso: Disposición Final de Residuos Sólidos, D.E.P.F.I.-U.N.A.M., México.
- Sánchez, G. J., Ortega, I. R., Semadeni, E. M. & Cedillo V. J. A. (2003). *Obtención de Parámetros de ajuste para el cálculo del balance de agua en sitios de disposición final de Residuos Sólidos y Peligrosos*. En: INE. Consultado el

14 de Agosto del 2013. Disponible en
<http://www2.inecc.gob.mx/publicaciones/gacetas/161/sanchez.html>

Santillan, G. S., Esquivel, E., Park, G.T., Debik J. & Smith, S. E. (2005) Evaluation of leachate treatment and recycle options at the Bonne County landfill. En: *Proceedings of The Twenty International Conference of Solid Waste Technology and Management*. Philadelphia PA, USA.

Sawyer, C. N., McCarty, P. L. & Parkin, G. F. (2006). *Química para ingeniería ambiental*. Colombia: McGraw Hill.

SCFI. (2000). Norma Mexicana. NMX-AA-007-SCFI-2000. Análisis de agua - determinación de la temperatura en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - método de prueba Secretaría de Comercio y Fomento Industrial. Diario Oficial de la Federación. 18 de Diciembre de 2000. México.

SCFI. (2000). Norma Mexicana. NMX-AA-093-SCFI-2000. Análisis de agua - determinación de la conductividad electrolítica - método de prueba. Secretaria de Comercio y Fomento Industrial. Diario Oficial de la Federación. 18 de Diciembre de 2000. México.

SCFI. (2001). Norma Mexicana. NMX-AA-030-SCFI-2001. Determinación de la Demanda Química de Oxígeno en aguas naturales, residuales y residuales tratadas. Secretaria de Comercio y Fomento Industrial. Diario Oficial de la Federación. 5 de Octubre de 2011. México.

- SCFI. (2001). Norma Mexicana. NMX-AA-034-SCFI-2001. Análisis de agua-determinación de sólidos y sales disueltas en aguas naturales, residuales y residuales tratadas-método de prueba. Secretaria de Comercio y Fomento Industrial. Diario Oficial de la Federación. 1 de Agosto de 2001. México.
- SCFI. (2001). Norma Mexicana. NMX-AA-036-SCFI-2001. Análisis de agua-determinación de acidez y alcalinidad en aguas naturales, residuales y residuales tratadas-método de prueba. Secretaria de Comercio y Fomento Industrial. Diario Oficial de la Federación. 1 de Agosto de 2001. México.
- SCFI. (2001). Norma Mexicana. NMX-AA-072-SCFI-2001. Análisis de agua-determinación de dureza total en aguas naturales, residuales y residuales tratadas-método de prueba. Secretaria de Comercio y Fomento Industrial. Diario Oficial de la Federación. 13 de Agosto de 2001. México.
- SCFI. (2011). Norma Mexicana. NMX-AA-028-SCFI-2001. Análisis de agua-determinación de la demanda bioquímica de oxígeno en aguas naturales, residuales (DBO₅) y residuales tratadas-método de prueba (cancela a la NMX-AA-028-1981). Secretaría de Comercio y Fomento Industrial. Diario Oficial de la Federación. 17 de Abril de 2011. México.
- SCFI. (2011). Norma Mexicana. NMX-AA-051-SCFI-2001. Secretaria de Comercio y Fomento Industrial. Diario Oficial de la Federación. 5 de Octubre de 2011. México.

- SCFI. (2011). Norma Mexicana. NMX-AA-073-SCFI-2001. Análisis de agua-determinación de cloruros totales en aguas naturales, residuales y residuales tratadas-método de prueba. Secretaría de Comercio y Fomento Industrial. Diario Oficial de la Federación. 13 de Agosto de 2001. México.
- SCFI. (2011). Norma Mexicana. NMX-AA-008-SCFI-2000. Análisis de agua - determinación del pH - método de prueba. Secretaría de Comercio y Fomento Industrial. Diario Oficial de la Federación. 5 de Octubre de 2011. México.
- Schrab, G. E., Brown, K. W. & Donnelly, K. C. (1993). Acute and genetic toxicity of municipal landfill leachate. Kluwer Academic Publishers. Printed in the Netherlands. *Water, Air and Soil Pollution*, 69, pp. 99-112.
- Schroeder, P. R., Dozier, Tamsen, S., Zappi, P. A., Mcenroe, B. M., Sjostrom, J. W. & Peyton, R. L. (1994). *The hydrologic evaluation of landfill performance (HELP) model*. Engineering documentation for versión 3, EPA/600/r-94/168b. Environmental Protection Agency. Cincinnati, OH, USA.
- SEDESOL. (2006). Manejo de residuos sólidos en México. En: Secretaría de Desarrollo Social. Consultado el 6 de octubre del 2013. Disponible en www.sedesol.gob.mx/subsecretarias/desarrollourbano/sancho/documentos/Alcances/Residuos_Solidos_Urbamos.pdf
- SEGEM. (2012). Residuos y reciclaje. En: Secretaría de Ecología del Gobierno del Estado de México. Consultado el 20 de enero del 2012. Disponible en

http://portal2.edomex.gob.mx/sma/cuida_medioambiente/residuos_reciclaie/index.htm

SEMARNAT. (2003). Norma Oficial Mexicana. NOM-021-SEMARNAT-2000. Especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos, estudio, muestreo y análisis. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. Diario Oficial de la Federación. 23 de Abril del 2003. México.

SEMARNAT. (2004). Norma Oficial Mexicana NOM-083-SEMARNAT-2003. Especificaciones de protección ambiental para la selección del sitio, diseño, construcción, operación, monitoreo, clausura y obras complementarias de un sitio de disposición final de residuos sólidos urbanos y de manejo especial. Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Diario Oficial de la Federación. 20 de Octubre de 2004. México.

SEMARNAT. (2009). El medio ambiente en México en resumen. Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Fecha de consulta: 8 de agosto del 2013. México.

SEMARNAT. (2012). Informe de la Situación del medio ambiente en México. En: Compendio de estadísticas ambientales indicadores clave y de desempeño ambiental. Edición 2012. Capítulo 7. Consultado el 10 de diciembre de 2013. Disponible en http://app1.semarnat.gob.mx/dgeia/informe_12/07_residuos/cap7_1.html

- Sharma, P. V. (2007). *Environmental and Engineering Geophysics*. USA: Cambridge University Press.
- SMA. (2009). Secretaría del Medio Ambiente. En: Gobierno del Estado de México. Residuos y reciclaje. Consultado el 11 de febrero del 2013. Disponible en http://portal2.edomex.gob.mx/sma/cuida_medioambiente/residuos_reciclaje/index.htm
- Sorensen, K. I., Auken, E. & Thomsen, P. (2000). TDEM in Groundwater Mapping - A Continuous Approach. Symposium on the Application of Geophysics to Engineering and Environmental Problems. pp. 485-492.
- SSA1. (1994). Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994. Salud ambiental, agua para uso y consumo humano, límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización. Secretaria de Salud. Diario Oficial de la Federación. 22 de noviembre del 2000. México.
- Tatsi, A. A. & Zouboulis, A. I. (2002). A field investigation of the quantity and quality of leachate from a municipal solid waste landfill in a Mediterranean climate (Thessaloniki, Greece). *Adv. Environ. Res.*, 6, pp. 207–219.
- Tchobanoglous, G. & Kreith, F. (2002). *Handbook of Solid Waste Management* (2^a ed.). New York, EUA: McGraw Hill.
- Tchobanoglous, G., Theisen, H. & Vigil, S. A. (1994). *Gestión integral de Residuos Sólidos. Volumen I y II*. Madrid, España: Mc Graw Hill.

- Telford, W. M., Geldart, L. P., Sheriff, R. E. & Keys, D. A. (1990). *Applied Geophysics*. UK: Cambridge University Press.
- Todd, D. K. & Mays, L. W. (2005). *Groundwater Hydrology*. (3° ed.). N.J. USA.: John Wiley & Sons, Inc.
- V V., A A. (2010). *Ciudades y contaminación*. Madrid, España: Lundwerg.
- Van Stempvoort, D., Ewert, L. & Wassenaar, L. (1992). AVI: A Method for Groundwater Protection Mapping in the Prairie Provinces of Canada. Prairie Provinces Water Board, Regina, Saskatchewan.
- Vukovic, M. & Soro, A. (1992). *Determination of hydraulic conductivity of porous media from grain-size composition*. Colorado, EUA: Water Resources Publications.
- Waterloo Hidrogeologic. (2003). *AquaChem. Hydrochemical Data Analysis, Plotting and Modeling*. Lukas Calmbac.
- Yang, Y. S., Kim, Y. W. y Lee, S. L. (2002). Hydraulic proprieties and leachate level analysis of Kimpo metropolitan landfill, Korea. *Waste Management*, 22(3), pp. 261-267.
- Yuen, S. T. S, Wang, Q. J., Styles, J. R. & McMahon, T. A. (2001). Waster balance comparison between a dry and a wet landfill-a-full-scale experiment. *Journal of Hydrology*, 251, pp. 29-48.

ANEXO A

A. Curvas granulométricas

Tabla A.1: Peso de las muestras de suelo (gramos)

Muestra (cm)/ Malla	4	10	20	40	50	100	200	>200	Total
0-21	32.6	29.7	43.75	62.05	23.65	44.45	41.75	20.55	298.5
21-46	22.7	39.6	39.15	70.55	30.25	58.55	55.35	21.05	337.2
60-71	20.2	64	51.9	42.8	7.6	12	12.1	9.9	220.5
71-120	8.6	75.6	36.3	36.1	9.5	7.8	7.4	3.6	184.9
120-133	6	78.2	43.8	34.3	4.8	6.1	6.2	5	184.4
133-180	25.4	58.8	118.1	139.4	49.6	54.1	45.6	23.2	514.2
180-240	23.6	60.6	121.9	188.1	40	53.3	53	31.4	571.9
240-300	54.7	113.7	230.6	203	47.1	52.7	62.8	26.8	791.4
300-360	38	46.2	90.1	76.3	21.9	34	44.7	50.3	401.5
360-380	57	59.25	119.65	72.75	21.3	36.85	58.05	26.85	451.7
380-397	33.2	51.95	89.95	50.15	14.85	23.05	32.65	14.75	310.55
397-420	91.7	59.65	72.55	49.35	14.35	24.65	32.15	22.35	366.75
420-464	100.6	152	109.9	78.1	32.3	42.2	53.2	55.6	623.9
480-540	239.3	525.7	231.7	193	68.8	91.6	118.2	104.6	1572.9
540-575	161.8	172.8	123.5	97.4	31.6	45.7	44	37.3	714.1
575-600	121.4	157.5	168.6	116	39.3	59.4	66.2	45.7	774.1
600-610	4.1	54.7	34.5	45.1	17.3	36.2	43.8	18.4	254.1
610-660	106	163.4	147.8	136.5	57.3	75.2	81.2	66.7	834.1
660-720	215.8	305.4	267.6	260.2	76	134.5	150.7	86.4	1496.6
720-731	0.7	54.6	42.8	37.3	8.2	22.5	43.8	9.6	219.5
731-750	65.9	101.4	76.9	88.6	34.5	62.4	52.5	27.4	509.6
750-780	78.9	128.1	78.8	77.6	27.3	38.6	21.8	13.2	464.3
780-812	111.5	183.6	117.7	134.7	76.2	107.4	90	40.7	861.8
812-840	137.6	106.4	77.3	63.9	24.2	46.5	61.2	68.5	585.6
840-855	167.3	76.7	52.2	49.4	28.2	40.8	32.1	21.6	468.3
855-900	399.8	242.6	108.8	80.1	29.7	39.6	49.1	44.5	994.2
900-930	163.9	327.8	95.2	67.9	23.1	37.7	44.4	33.8	793.8
930-960	225.2	144.8	74.9	50.9	18.7	30.8	35.9	39.4	620.6
960-1020	153.8	298.8	176.8	141.1	55	65.7	96.9	59.8	1047.9
1020-1080	223.6	160.9	196.9	161.8	73.9	69	115.7	52.1	1053.9
1080-1140	183.4	128.3	147.7	113.2	47.6	59.2	80.6	53.6	813.6
1140-1200	35.7	73.3	41	77.4	50.7	58.4	31.7	16.2	384.4
1200-1245	37.4	184.4	159.7	184	60.4	87.8	95.6	20.8	830.1
1245-1260	0	41.5	37.6	43.9	15.6	17.8	31.8	31.6	219.8

Muestra (cm)/ Malla	4	10	20	40	50	100	200	>200	Total
1260-1294	0.3	43.1	21.3	91.9	97.3	110.1	39.6	14.4	418
1294-1320	22.3	109.9	99.8	127	46.4	88.1	79.3	21.5	594.3
1320-1380	35.3	80.1	81.2	192.8	72.9	113.1	175	46.3	796.7
1380-1409	9.4	58.4	49.7	82.2	39.2	66.7	81.1	6.9	393.6
1409-1423	0.8	59.8	38.1	28.9	5.4	7.7	10.3	68.6	219.6
1423-1440	31.1	52.6	51	57.5	26.4	25.8	22.6	28.6	295.6
1440-1500	38.3	110.6	107.3	218.2	113.2	147.4	108.8	46	889.8
1500-1534	28.4	79.4	58.5	85	29.8	44.6	36.6	34.9	397.2
1534-1560	0.4	64.8	88.6	235.2	96.4	48	28.7	4.1	566.2
1560-1604	22.1	112.7	130.8	256.1	82.2	86.3	55	27.5	772.7
1604-1620	3.1	98.7	81.1	92.7	37.4	27.6	31.2	8.1	379.9
1620-1680	503.3	262.7	192.4	71.3	22.3	34.7	35.3	26.1	1148.1
1680-1700	6.6	52.4	27.7	29	10.3	16.8	16	11.6	170.4
1700-1740	89.8	154.6	136.9	131.7	46.1	61.2	65.4	42	727.7
1740-1800	6.2	139.2	76.9	45.5	11.6	18.6	17	11.7	326.7
1740-1800	37.1	81.1	137.9	144	52.3	50	50.6	38.5	591.5
1800-1830	29.6	110.4	133.7	135.3	38.4	43.9	31.3	18	540.6
1860-1876	65.8	54.8	22.9	20.3	4.9	9.3	10.9	10.3	199.2
1920-1935	69.3	4	52.8	82	38.1	69.2	79.1	39.5	434
1980-2040	73.2	112.7	86.5	69.7	27.8	43.5	40.9	31.8	486.1
2040-2100	95.1	159.1	198	177.2	77.1	112.1	129.2	64.1	1011.9
2100-2160	3.4	84.3	67.2	54	21.9	37.6	35.8	24.2	328.4
2160-2220	5.2	75.3	93.8	107.6	46.2	73.6	74.9	46.7	523.3
2220-2280	61.5	213.6	57.6	118.4	35.9	50.1	48.6	34.3	620
2327-2340	41.5	88.7	41.7	26.8	8.4	13.2	12.9	7.6	240.8
2340-2357	14.7	63.1	53.9	43.4	15.1	20.9	18.8	14	243.9
2357-2372	23.9	66.2	47.2	40.9	13.2	19.1	17.9	13.1	241.5
2372-2400	5.9	85.7	104.4	104.5	38.8	45	50.5	35	469.8
2400-2426	2.7	34.4	45.2	91.6	55.7	67.9	57.3	57.2	412
2426-2440	2	16.4	32.6	35.2	13.8	25.2	34	30.1	189.3
2440-2458	0	17.9	38.8	44.2	18.9	38.4	71.2	33.2	262.6
2460-2497	51.1	153.8	104.1	109.4	43.5	61.4	85.8	38.9	648
2497-2520	189.9	80.5	49.5	35.8	12.1	19.5	20.2	19.9	427.4
2460-2520	43	7.2	3.9	2.9	0.9	1.6	1.7	1.2	62.4
2566-2580	107.8	64.8	39.2	33.5	10.1	16.3	13.7	11.7	297.1
2550-2566	81.6	55.6	37.5	37	16.1	17.1	14.7	11.3	270.9
2626-2631	16.8	41.8	9.1	5.3	1.5	2.9	2.9	2.6	82.9
2631-2640	37.9	59.8	24.5	15.2	4.2	6.6	6.7	7.8	162.7
2680-2700	152.3	104.3	69.9	53.4	19.2	25.9	23.3	18.2	466.5
2700-2760	11.6	38.8	4.3	3.4	1.4	1.8	1.5	0.7	63.5

Tabla A.2: Porcentajes retenidos por malla

Muestra (cm)/ Malla	4	10	20	40	50	100	200	>200
0-21	10.92	9.95	14.66	20.79	7.92	14.89	13.99	6.88
21-46	6.73	11.74	11.61	20.92	8.97	17.36	16.41	6.24
60-71	9.16	29.02	23.54	19.41	3.45	5.44	5.49	4.49
71-120	4.65	40.89	19.63	19.52	5.14	4.22	4.00	1.95
120-133	3.25	42.41	23.75	18.60	2.60	3.31	3.36	2.71
133-180	4.94	11.44	22.97	27.11	9.65	10.52	8.87	4.51
180-240	4.13	10.60	21.31	32.89	6.99	9.32	9.27	5.49
240-300	6.91	14.37	29.14	25.65	5.95	6.66	7.94	3.39
300-360	9.46	11.51	22.44	19.00	5.45	8.47	11.13	12.53
360-380	12.62	13.12	26.49	16.11	4.72	8.16	12.85	5.94
380-397	10.69	16.73	28.96	16.15	4.78	7.42	10.51	4.75
397-420	25.00	16.26	19.78	13.46	3.91	6.72	8.77	6.09
420-464	16.12	24.36	17.62	12.52	5.18	6.76	8.53	8.91
480-540	15.21	33.42	14.73	12.27	4.37	5.82	7.51	6.65
540-575	22.66	24.20	17.29	13.64	4.43	6.40	6.16	5.22
575-600	15.68	20.35	21.78	14.99	5.08	7.67	8.55	5.90
600-610	1.61	21.53	13.58	17.75	6.81	14.25	17.24	7.24
610-660	12.71	19.59	17.72	16.36	6.87	9.02	9.74	8.00
660-720	14.42	20.41	17.88	17.39	5.08	8.99	10.07	5.77
720-731	0.32	24.87	19.50	16.99	3.74	10.25	19.95	4.37
731-750	12.93	19.90	15.09	17.39	6.77	12.24	10.30	5.38
750-780	16.99	27.59	16.97	16.71	5.88	8.31	4.70	2.84
780-812	12.94	21.30	13.66	15.63	8.84	12.46	10.44	4.72
812-840	23.50	18.17	13.20	10.91	4.13	7.94	10.45	11.70
840-855	35.72	16.38	11.15	10.55	6.02	8.71	6.85	4.61
855-900	40.21	24.40	10.94	8.06	2.99	3.98	4.94	4.48
900-930	20.65	41.30	11.99	8.55	2.91	4.75	5.59	4.26
930-960	36.29	23.33	12.07	8.20	3.01	4.96	5.78	6.35
960-1020	14.68	28.51	16.87	13.47	5.25	6.27	9.25	5.71
1020-1080	21.22	15.27	18.68	15.35	7.01	6.55	10.98	4.94
1080-1140	22.54	15.77	18.15	13.91	5.85	7.28	9.91	6.59
1140-1200	9.29	19.07	10.67	20.14	13.19	15.19	8.25	4.21
1200-1245	4.51	22.21	19.24	22.17	7.28	10.58	11.52	2.51
1245-1260	0.00	18.88	17.11	19.97	7.10	8.10	14.47	14.38
1260-1294	0.07	10.31	5.10	21.99	23.28	26.34	9.47	3.44
1294-1320	3.75	18.49	16.79	21.37	7.81	14.82	13.34	3.62
1320-1380	4.43	10.05	10.19	24.20	9.15	14.20	21.97	5.81

Muestra (cm)/ Malla	4	10	20	40	50	100	200	>200
1380-1409	2.39	14.84	12.63	20.88	9.96	16.95	20.60	1.75
1409-1423	0.32	23.57	15.02	11.39	2.13	3.04	4.06	40.48
1423-1440	10.52	17.79	17.25	19.45	8.93	8.73	7.65	9.68
1440-1500	4.30	12.43	12.06	24.52	12.72	16.57	12.23	5.17
1500-1534	7.15	19.99	14.73	21.40	7.50	11.23	9.21	8.79
1534-1560	0.07	11.44	15.65	41.54	17.03	8.48	5.07	0.72
1560-1604	2.86	14.59	16.93	33.14	10.64	11.17	7.12	3.56
1604-1620	0.82	25.98	21.35	24.40	9.84	7.27	8.21	2.13
1620-1680	43.84	22.88	16.76	6.21	1.94	3.02	3.07	2.27
1680-1700	3.87	30.75	16.26	17.02	6.04	9.86	9.39	6.81
1700-1740	12.34	21.25	18.81	18.10	6.34	8.41	8.99	5.77
1740-1800	1.90	42.61	23.54	13.93	3.55	5.69	5.20	3.58
1740-1800	6.27	13.71	23.31	24.34	8.84	8.45	8.55	6.51
1800-1830	5.48	20.42	24.73	25.03	7.10	8.12	5.79	3.33
1860-1876	33.03	27.51	11.50	10.19	2.46	4.67	5.47	5.17
1920-1935	15.97	0.92	12.17	18.89	8.78	15.94	18.23	9.10
1980-2040	15.06	23.18	17.79	14.34	5.72	8.95	8.41	6.54
2040-2100	9.40	15.72	19.57	17.51	7.62	11.08	12.77	6.33
2100-2160	1.04	25.67	20.46	16.44	6.67	11.45	10.90	7.37
2160-2220	0.99	14.39	17.92	20.56	8.83	14.06	14.31	8.92
2220-2280	9.92	34.45	9.29	19.10	5.79	8.08	7.84	5.53
2327-2340	17.23	36.84	17.32	11.13	3.49	5.48	5.36	3.16
2340-2357	6.03	25.87	22.10	17.79	6.19	8.57	7.71	5.74
2357-2372	9.90	27.41	19.54	16.94	5.47	7.91	7.41	5.42
2372-2400	1.26	18.24	22.22	22.24	8.26	9.58	10.75	7.45
2400-2426	0.66	8.35	10.97	22.23	13.52	16.48	13.91	13.88
2426-2440	1.06	8.66	17.22	18.59	7.29	13.31	17.96	15.90
2440-2458	0.00	6.82	14.78	16.83	7.20	14.62	27.11	12.64
2460-2497	7.89	23.73	16.06	16.88	6.71	9.48	13.24	6.00
2497-2520	44.43	18.83	11.58	8.38	2.83	4.56	4.73	4.66
2520-2566	68.91	11.54	6.25	4.65	1.44	2.56	2.72	1.92
2566-2580	36.28	21.81	13.19	11.28	3.40	5.49	4.61	3.94
2550-2566	30.12	20.52	13.84	13.66	5.94	6.31	5.43	4.17
2626-2631	20.27	50.42	10.98	6.39	1.81	3.50	3.50	3.14
2631-2640	23.29	36.75	15.06	9.34	2.58	4.06	4.12	4.79
2680-2700	32.65	22.36	14.98	11.45	4.12	5.55	4.99	3.90
2700-2760	18.27	61.10	6.77	5.35	2.20	2.83	2.36	1.10

Tabla A.3: Porcentajes que pasan con respecto al tamaño de malla (mm)

Muestra (cm)/ Malla	Porcentaje que pasa						
	100	2	8.50E-01	4.25E-01	3.00E-01	1.50E-01	7.50E-02
0-21	89.08	79.13	64.47	43.69	35.76	20.87	6.88
21-46	93.27	81.52	69.91	48.99	40.02	22.66	6.24
60-71	90.84	61.81	38.28	18.87	15.42	9.98	4.49
71-120	95.35	54.46	34.83	15.31	10.17	5.95	1.95
120-133	96.75	54.34	30.59	11.98	9.38	6.07	2.71
133-180	95.06	83.63	60.66	33.55	23.90	13.38	4.51
180-240	95.87	85.28	63.96	31.07	24.08	14.76	5.49
240-300	93.09	78.72	49.58	23.93	17.98	11.32	3.39
300-360	90.54	79.03	56.59	37.58	32.13	23.66	12.53
360-380	87.38	74.26	47.78	31.67	26.95	18.80	5.94
380-397	89.31	72.58	43.62	27.47	22.69	15.26	4.75
397-420	75.00	58.73	38.95	25.49	21.58	14.86	6.09
420-464	83.88	59.51	41.90	29.38	24.20	17.44	8.91
480-540	84.79	51.36	36.63	24.36	19.99	14.16	6.65
540-575	77.34	53.14	35.85	22.21	17.78	11.38	5.22
575-600	84.32	63.97	42.19	27.21	22.13	14.46	5.90
600-610	98.39	76.86	63.28	45.53	38.72	24.48	7.24
610-660	87.29	67.70	49.98	33.62	26.75	17.73	8.00
660-720	85.58	65.17	47.29	29.91	24.83	15.84	5.77
720-731	99.68	74.81	55.31	38.31	34.58	24.33	4.37
731-750	87.07	67.17	52.08	34.69	27.92	15.68	5.38
750-780	83.01	55.42	38.44	21.73	15.85	7.54	2.84
780-812	87.06	65.76	52.10	36.47	27.63	15.17	4.72
812-840	76.50	58.33	45.13	34.22	30.09	22.15	11.70
840-855	64.28	47.90	36.75	26.20	20.18	11.47	4.61
855-900	59.79	35.39	24.44	16.39	13.40	9.41	4.48
900-930	79.35	38.06	26.06	17.51	14.60	9.85	4.26
930-960	63.71	40.38	28.31	20.11	17.10	12.13	6.35
960-1020	85.32	56.81	39.94	26.47	21.22	14.95	5.71
1020-1080	78.78	63.52	44.83	29.48	22.47	15.92	4.94
1080-1140	77.46	61.69	43.53	29.62	23.77	16.49	6.59
1140-1200	90.71	71.64	60.98	40.84	27.65	12.46	4.21
1200-1245	95.49	73.28	54.04	31.88	24.60	14.02	2.51
1245-1260	100.00	81.12	64.01	44.04	36.94	28.84	14.38
1260-1294	99.93	89.62	84.52	62.54	39.26	12.92	3.44

Muestra (cm)/ Malla	Porcentaje que pasa						
	100	2	8.50E-01	4.25E-01	3.00E-01	1.50E-01	7.50E-02
1294-1320	96.25	77.76	60.96	39.59	31.79	16.96	3.62
1320-1380	95.57	85.52	75.32	51.12	41.97	27.78	5.81
1380-1409	97.61	82.77	70.15	49.26	39.30	22.36	1.75
1409-1423	99.64	72.40	55.05	41.89	39.44	35.93	31.24
1423-1440	89.48	71.68	54.43	34.98	26.05	17.32	9.68
1440-1500	95.70	83.27	71.21	46.68	33.96	17.40	5.17
1500-1534	92.85	72.86	58.13	36.73	29.23	18.00	8.79
1534-1560	99.93	88.48	72.84	31.30	14.27	5.79	0.72
1560-1604	97.14	82.55	65.63	32.48	21.85	10.68	3.56
1604-1620	99.18	73.20	51.86	27.45	17.61	10.34	2.13
1620-1680	56.16	33.28	16.52	10.31	8.37	5.35	2.27
1680-1700	96.13	65.38	49.12	32.10	26.06	16.20	6.81
1700-1740	87.66	66.41	47.60	29.50	23.17	14.76	5.77
1740-1800	98.10	55.49	31.96	18.03	14.48	8.78	3.58
1740-1800	93.73	80.02	56.70	32.36	23.52	15.06	6.51
1800-1830	94.52	74.10	49.37	24.34	17.24	9.12	3.33
1860-1876	66.97	39.46	27.96	17.77	15.31	10.64	5.17
1920-1935	84.03	83.11	70.94	52.05	43.27	27.33	9.10
1980-2040	84.94	61.76	43.96	29.62	23.90	14.96	6.54
2040-2100	90.60	74.88	55.31	37.80	30.18	19.10	6.33
2100-2160	98.96	73.29	52.83	36.39	29.72	18.27	7.37
2160-2220	99.01	84.62	66.69	46.13	37.30	23.24	8.92
2220-2280	90.08	55.63	46.34	27.24	21.45	13.37	5.53
2327-2340	82.77	45.93	28.61	17.48	14.00	8.51	3.16
2340-2357	93.97	68.10	46.00	28.21	22.02	13.45	5.74
2357-2372	90.10	62.69	43.15	26.21	20.75	12.84	5.42
2372-2400	98.74	80.50	58.28	36.04	27.78	18.20	7.45
2400-2426	99.34	91.00	80.02	57.79	44.27	27.79	13.88
2426-2440	98.94	90.28	73.06	54.46	47.17	33.86	15.90
2440-2458	100.00	93.18	78.41	61.58	54.38	39.76	12.64
2460-2497	92.11	68.38	52.31	35.43	28.72	19.24	6.00
2497-2520	55.57	36.73	25.15	16.78	13.94	9.38	4.66
2460-2520	31.09	19.55	13.30	8.65	7.21	4.65	1.92
2566-2580	63.72	41.91	28.71	17.44	14.04	8.55	3.94
2550-2566	69.88	49.35	35.51	21.85	15.91	9.60	4.17
2626-2631	79.73	29.31	18.34	11.94	10.13	6.63	3.14
2631-2640	76.71	39.95	24.89	15.55	12.97	8.91	4.79
2680-2700	67.35	44.99	30.01	18.56	14.45	8.90	3.90
2700-2760	81.73	20.63	13.86	8.50	6.30	3.46	1.10

Tabla A.4: Valores de diámetro efectivo para cada muestra

Muestra	D10	D17	D20	D30	D60	Muestra	D10	D17	D20	D30	D60
0-21	0.089	0.4	0.15	0.23	0.71	1380-1409	0.099	0.125	0.135	0.203	0.59
21-46	0.089	0.13	0.45	0.205	0.6	1409-1423	+	+	+	+	1.1
60-71	0.15	0.39	0.45	0.65	2.1	1423-1440	0.078	0.133	0.19	0.36	1.1
71-120	0.3	0.46	0.5	0.705	2.3	1440-1500	0.1	0.145	0.167	0.26	0.59
120-133	0.37	0.52	0.59	0.84	2.3	1500-1534	0.081	0.13	0.17	0.31	0.92
133-180	0.12	0.195	0.25	0.39	0.83	1534-1560	0.225	0.32	0.36	0.41	0.65
180-240	0.11	0.18	0.23	0.41	0.77	1560-1604	0.138	0.215	0.27	0.395	0.74
240-300	0.13	0.28	0.37	0.505	1.2	1604-1620	0.14	0.27	0.33	0.45	1.15
300-360	+	0.1	0.13	0.26	0.97	1620-1680	0.415	0.85	1.05	1.65	+
360-380	0.0925	0.14	0.17	0.39	1.35	1680-1700	0.1	0.18	0.23	0.45	1.5
380-397	0.095	0.18	0.24	0.595	1.4	1700-1740	0.1	0.18	0.24	0.4	0.95
397-420	0.1	0.19	0.25	0.55	2.2	1740-1800	0.17	0.4	0.47	0.8	2.3
420-464	0.083	0.15	0.195	0.44	2.05	1740-1800	0.17	0.3	0.36	0.5	1.3
480-540	0.1	0.215	0.3	0.595	2.6	1800-1830	0.19	0.42	0.5	1	3.9
540-575	0.14	0.28	0.37	0.64	2.7	1860-1876	0.0775	0.1	0.12	0.175	0.55
575-600	0.11	0.185	0.255	0.495	1.75	1920-1935	0.1	0.18	0.23	0.43	1.8
600-610	0.082	0.11	0.115	0.195	0.73	1980-2040	0.09	0.14	0.16	0.3	1.1
610-660	0.085	0.16	0.185	0.37	1.42	2040-2100	0.09	0.15	0.17	0.3	1.2
660-720	0.1	0.175	0.21	0.43	1.6	2100-2160	0.08	0.12	0.135	0.21	0.68
720-731	0.09	0.115	0.12	0.2	1.05	2160-2220	0.12	0.21	0.28	0.48	2.4
731-750	0.1	1.175	0.2	0.34	1.4	2220-2280	0.18	0.4	0.5	0.94	2.9
750-780	0.195	0.33	0.4	0.6	2.4	2327-2340	0.11	0.2	0.26	0.46	1.5
780-812	0.115	0.175	0.2	0.33	1.5	2340-2357	0.11	0.12	0.19	0.4	1.9
812-840	+	0.111	0.115	0.3	2.15	2357-2372	0.089	0.14	0.18	0.35	0.9
840-855	0.14	0.25	0.3	0.53	3.95	2372-2400	+	0.09	0.1	0.17	0.46
855-900	0.165	0.45	0.598	1.95	4.95	2400-2426	+	0.078	0.089	0.13	0.51
900-930	0.16	0.41	0.505	1.4	3.3	2426-2440	+	0.083	0.9	0.11	0.4
930-960	0.11	0.3	0.405	1	4.05	2440-2458	0.092	0.13	0.16	0.33	1.4
960-1020	0.1	0.19	0.29	0.5	2.15	2460-2497	0.18	0.425	0.58	0.85	+
1020-1080	0.1	0.19	0.22	0.41	1.95	2497-2520	0.55	1.5	2.1	4.6	+
1080-1140	0.095	0.17	0.21	0.41	1.95	2497-2520	0.19	0.4	0.5	0.98	4.1
1140-1200	0.14	0.195	0.215	0.315	0.85	2550-2566	0.16	0.32	0.39	0.64	2.25
1200-1245	0.115	0.17	0.22	0.39	1.1	2566-2580	0.3	0.73	1.1	2.1	3.2
1245-1260	+	0.084	0.097	0.16	0.73	2626-2631	0.19	0.48	0.61	1.4	3.3
1260-1294	0.13	0.165	0.18	0.24	0.405	2631-2640	0.18	0.39	0.49	0.89	3.7
1294-1320	0.105	0.145	0.167	0.26	0.59	2680-2700	0.54	1.8	2	2.4	3.6
1320-1380	0.085	0.105	0.115	0.163	0.54	2700-2760	0.099	0.125	0.135	0.203	0.59

+: No Determinado

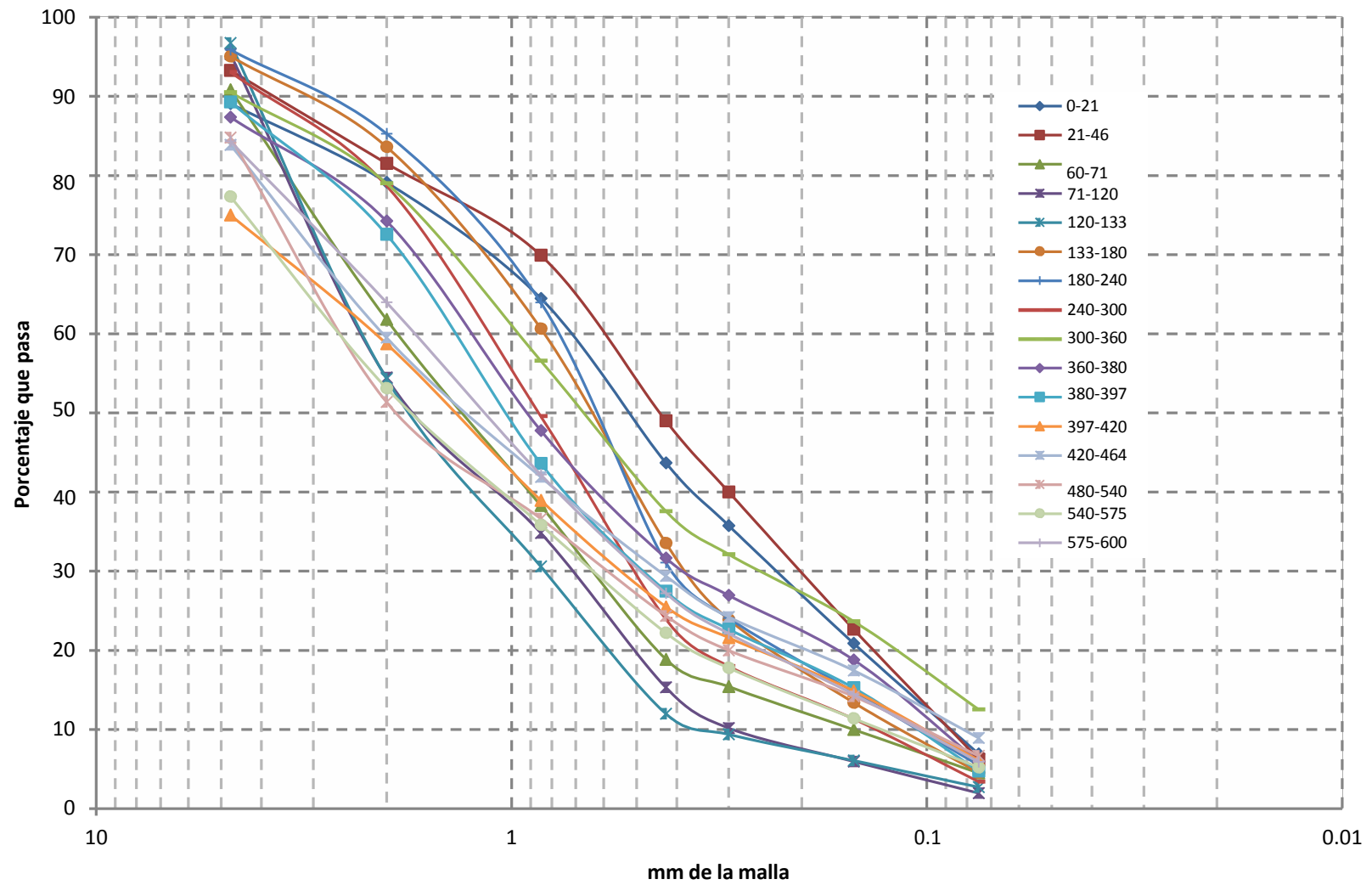


Figura A.1: Curvas granulométricas de 0 a 6 m

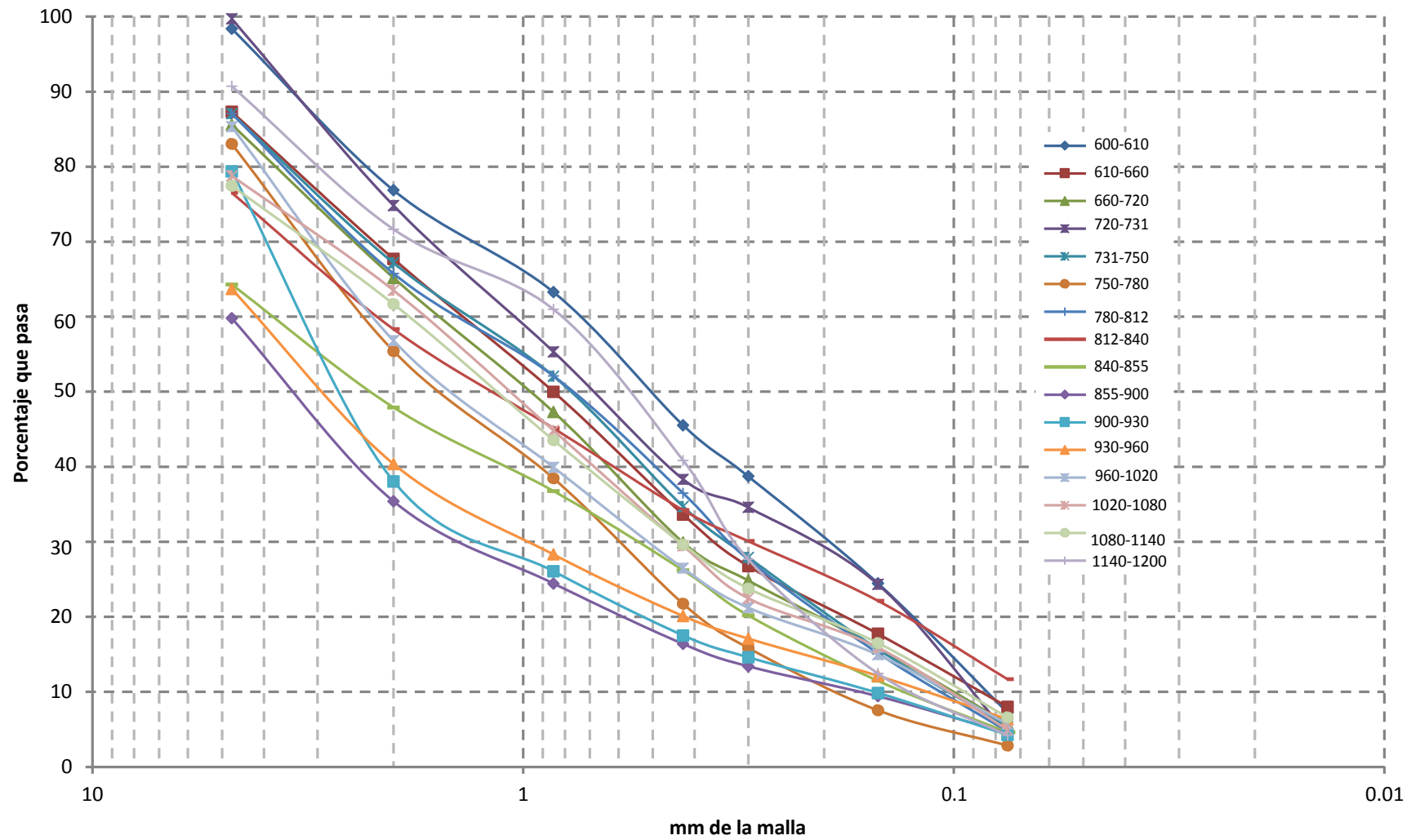


Figura A.2: Curvas granulométricas de 6 a 12 m

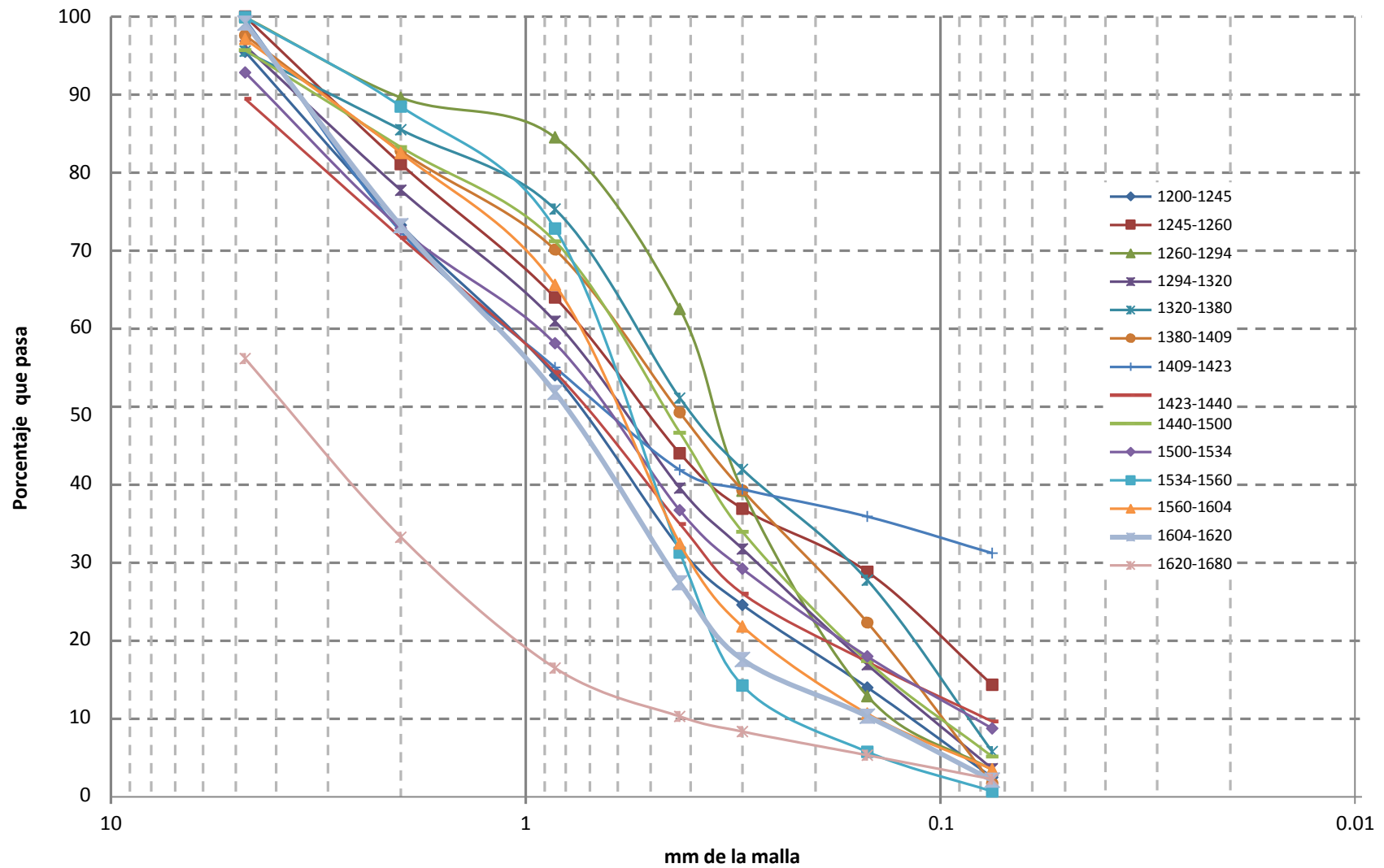


Figura A.3: Curvas granulométricas de 12 a 16.8 metros

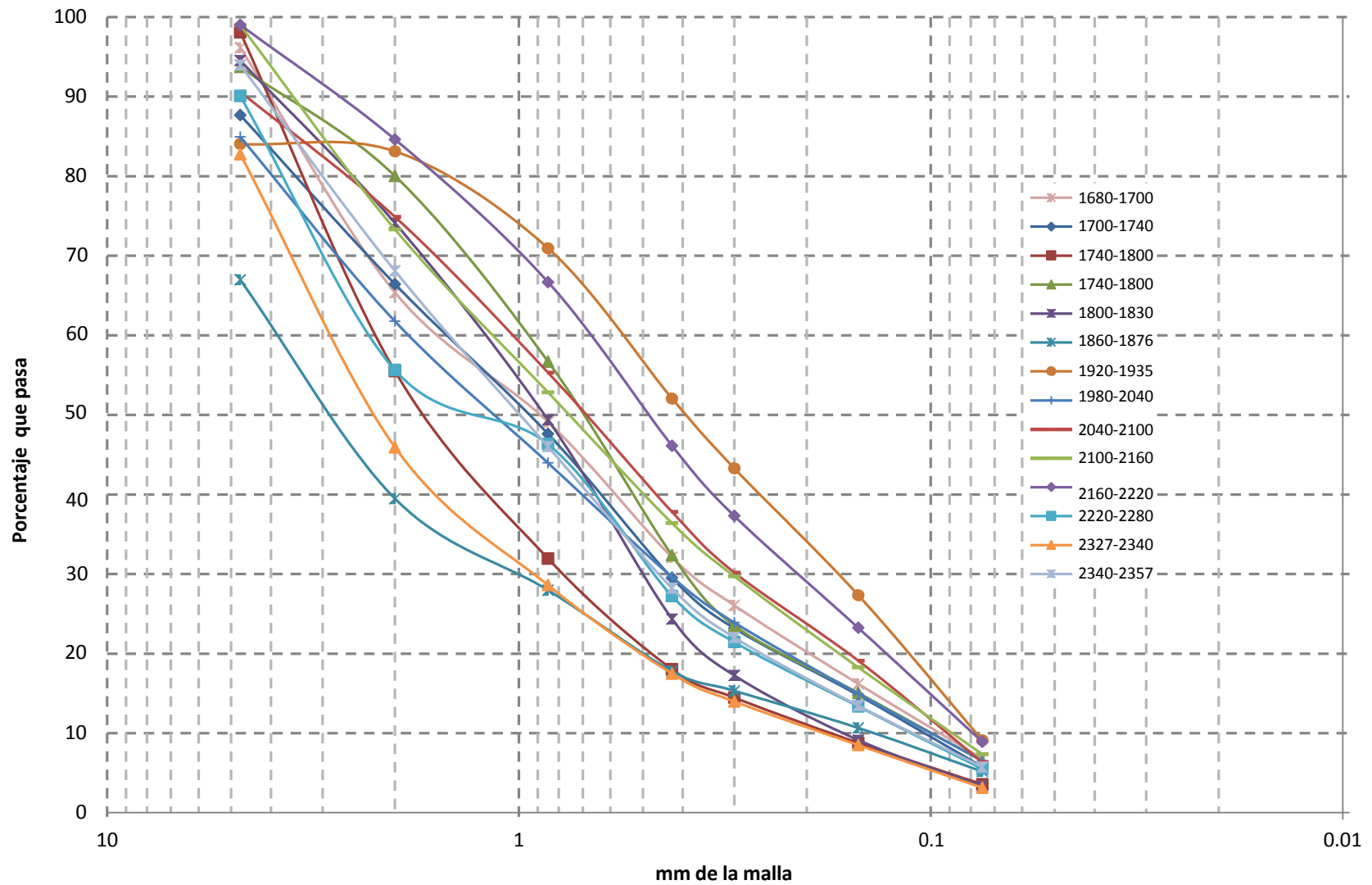


Figura A.4: Curvas granulométricas de 16.8 a 23.7 metros

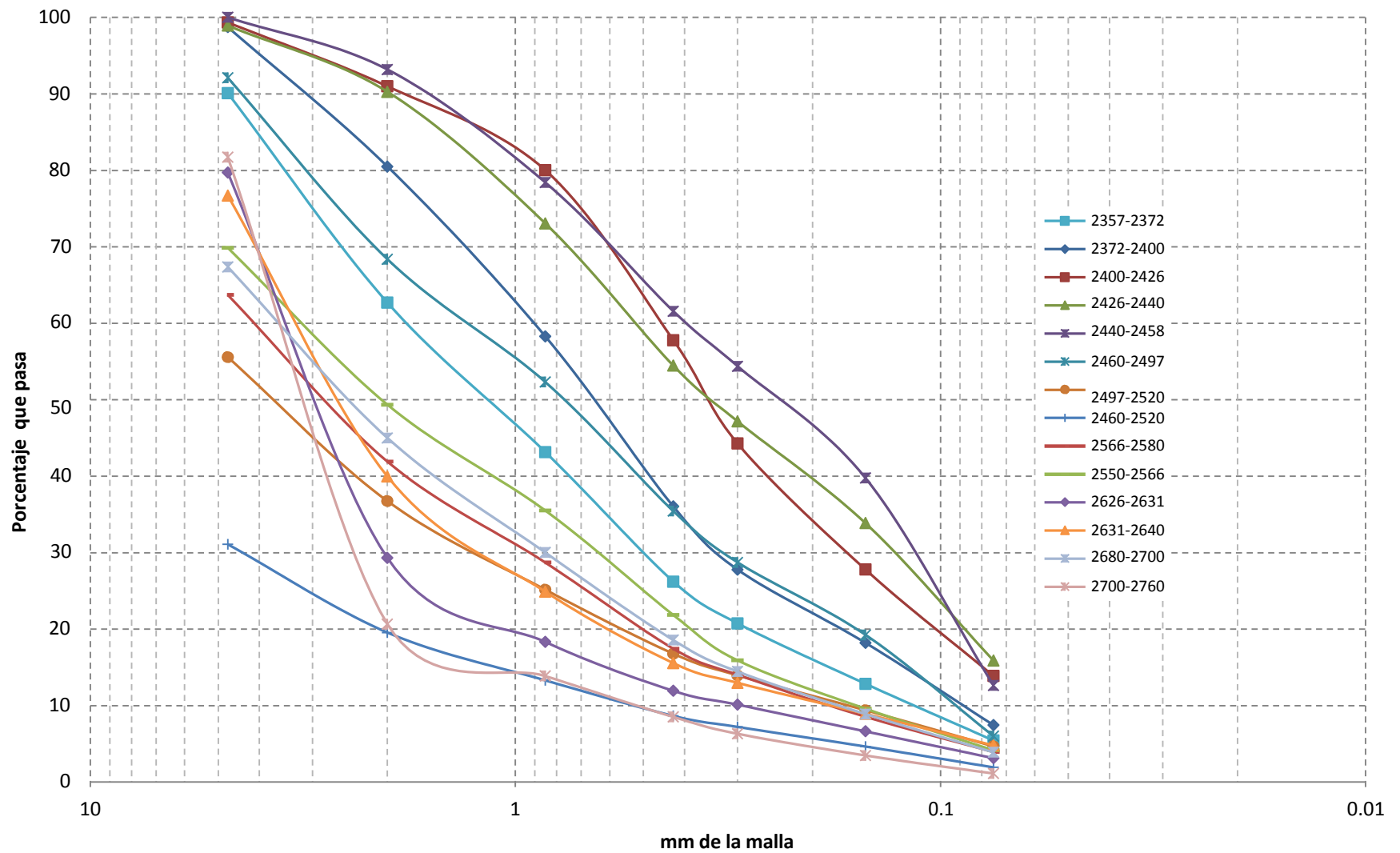


Figura A.5: Curvas granulométricas de 23.57 a 27.6 metros

Tabla A.5: Conductividad hidráulica del suelo, incluyendo el peso de la muestra obtenida y los msnm a los que se encontró la muestra.

Muestra	Conductividad hidráulica en m/día							
	peso	msnm	HAZEN	SLITCHER	TERZAGHI	BEYER	SAUERBREI	USBR
0-21	298.5	2618.79	6.0892	1.4555	3.0475	7.1675	32.5810	0.6458
21-46	337.2	2618.54	6.6849	1.6968	3.6188	7.4590	4.1363	8.0815
60-71	220.5	2618.29	12.8899	2.6716	5.1693	17.5923	18.6241	8.0815
71-120	184.9	2617.80	70.7451	17.1431	36.0625	82.2204	44.9750	10.2975
120-133	184.4	2617.67	120.6833	31.5805	67.8639	131.3446	72.4093	15.0682
133-180	514.2	2617.20	11.9838	3.0131	6.4097	13.4794	9.0466	2.0911
180-240	571.9	2616.60	10.0038	2.5042	5.3207	11.2948	7.6072	1.7261
240-300	791.4	2616.00	11.9696	2.7302	5.6099	14.7530	13.7113	5.1519
300-360	401.5	2615.40	+	+	+	+	+	0.4647
360-380	451.7	2615.20	4.8169	0.9921	1.9088	6.6121	2.3358	0.8613
380-397	310.55	2615.03	5.0608	1.0409	2.0001	6.9552	3.8380	1.9037
397-420	366.75	2614.80	4.9963	0.9923	1.8317	6.8304	3.6065	2.0911
420-464	623.9	2614.36	3.3840	0.6692	1.2276	4.5312	2.1947	1.1808
480-540	1572.9	2613.60	4.8845	0.9646	1.7657	6.4651	4.4734	3.1804
540-575	714.1	2613.25	10.0676	2.0144	3.7558	13.9520	8.1485	5.1519
575-600	774.1	2613.00	6.5895	1.3420	2.5537	9.1225	3.8776	2.1885
600-610	254.1	2612.90	4.8599	1.1209	2.3144	5.9230	2.1956	0.3505
610-660	834.1	2612.40	3.8686	0.7836	1.4826	5.3699	2.8279	1.0462
660-720	1496.6	2611.80	5.4347	1.1061	2.1033	7.5268	3.4591	1.4003
720-731	219.5	2611.69	5.0575	1.0850	2.1553	6.6562	1.8597	0.3866
731-750	509.6	2611.50	5.7289	1.1874	2.2974	7.8188	169.0523	1.2516
750-780	464.3	2611.20	23.1167	4.9034	9.6643	30.8022	14.6572	6.1637
780-812	861.8	2610.88	7.8204	1.6404	3.2060	10.5450	3.9421	1.2516
812-840	585.6	2610.60	+	+	+	+	+	0.3505
840-855	468.3	2610.45	9.5066	1.8743	3.4218	12.3213	5.9897	3.1804
855-900	994.2	2610.00	13.1534	2.5909	4.7231	16.7494	19.3017	15.5423
900-930	793.8	2609.70	12.9498	2.5803	4.7844	17.8472	17.0917	10.5359
930-960	620.6	2609.40	5.8042	1.1414	2.0751	6.9023	8.4942	6.3423
960-1020	1047.9	2608.80	5.0171	0.9975	1.8441	6.8807	3.6278	2.9418
1020-1080	1053.9	2608.20	5.1227	1.0242	1.9078	7.0942	3.7375	1.5584
1080-1140	813.6	2607.60	4.5699	0.9108	1.6895	6.3013	2.9427	1.4003
1140-1200	384.4	2607.00	17.4944	4.6192	9.9465	18.9056	10.4522	1.4781
1200-1245	830.1	2606.55	9.1831	2.0728	4.2381	11.4420	4.8779	1.5584
1245-1260	219.8	2606.40	+	+	+	+	+	0.2370
1260-1294	418	2606.06	20.2272	6.8470	15.2488	18.7671	14.8567	0.9823
1294-1320	594.3	2605.80	10.2422	2.7861	6.0364	10.8211	6.2960	0.8267
1320-1380	796.7	2605.20	6.2959	1.6340	3.5045	6.8974	2.8819	0.3505
1380-1409	393.6	2604.91	8.8336	2.3491	5.0661	9.4936	4.3844	0.5068

Muestra	peso	msnm	Conductividad hidráulica en m/día					
			HAZEN	SLITCHER	TERZAGHI	BEYER	SAUERBREI	USBR
1409-1423	253.7	2604.77	+	+	+	+	+	0.0000
1423-1440	295.6	2604.60	3.4746	0.7193	1.3904	4.7472	2.1554	1.1123
1440-1500	889.8	2604.00	9.0601	2.4186	5.2204	9.7084	5.9656	0.8267
1500-1534	397.2	2603.66	4.1533	0.8964	1.7878	5.4300	2.4315	0.8613
1534-1560	566.2	2603.40	62.1600	21.5721	48.1304	57.0537	59.7268	4.8372
1560-1604	772.7	2602.96	18.1124	5.0168	10.9063	18.8866	14.5719	2.4960
1604-1620	379.9	2602.80	14.8216	3.5081	7.3190	17.6101	14.3886	3.9599
1620-1680	1148.1	2602.20	303.5127	158.0304	359.2895	+	1256.1713	56.7333
1680-1700	170.4	2602.00	5.5681	1.1425	2.1902	7.6679	3.7966	1.7261
1700-1740	727.7	2601.60	6.9701	1.5764	3.2263	8.6667	5.5058	1.9037
1740-1800	326.7	2601.30	16.8068	3.5029	6.8103	22.8124	20.0581	8.9316
1740-1800	591.5	2601.00	22.7496	5.5177	11.6104	26.4181	19.1824	4.8372
1800-1830	540.6	2600.70	18.2797	3.6432	6.7579	25.2052	17.9615	10.2975
1860-1876	199.2	2600.24	4.9283	1.2275	2.6044	5.5885	2.3127	0.3866
1920-1935	434	2599.65	5.2321	1.0524	1.9751	7.2692	3.4590	1.7261
1980-2040	486.1	2598.60	4.9411	1.0496	2.0708	6.5738	2.6527	0.7492
2040-2100	1011.9	2598.00	4.7417	0.9907	1.9302	6.4196	2.8502	0.8613
2100-2160	328.4	2597.40	4.7475	1.1111	2.3082	5.7024	2.7415	0.5068
2160-2220	523.3	2596.80	7.3332	1.4638	2.7208	10.1359	4.5271	2.7137
2220-2280	620	2596.20	17.5653	3.5722	6.7869	24.3378	18.0054	10.2975
2327-2340	240.8	2595.60	7.0121	1.4596	2.8345	9.5304	4.9869	2.2884
2340-2357	243.9	2595.43	6.4096	1.2941	2.4391	8.9049	1.5655	1.1123
2357-2372	241.5	2595.28	5.3343	1.1854	2.4047	6.7567	3.1343	0.9823
2372-2400	469.8	2595.00	+	+	+	+	+	0.2542
2400-2426	412	2594.74	+	+	+	+	+	0.1944
2426-2440	189.3	2594.60	+	+	+	+	+	39.7979
2440-2458	262.6	2594.42	+	+	+	+	+	0.7492
2460-2497	648	2594.03	57.0986	29.7296	67.5917	+	314.0428	14.4873
2497-2520	427.4	2593.80	533.0968	277.5683	631.0644	+	3911.9521	279.3875
2566-2580	297.1	2593.34	18.0995	3.5979	6.6497	24.8104	16.0633	10.2975
2550-2566	270.9	2593.20	14.6379	3.0317	5.8625	19.9912	12.5012	5.8150
2626-2631	82.9	2592.69	58.8859	12.9042	25.9754	75.7210	81.0766	63.1402
2631-2640	162.7	2592.60	19.0902	3.8522	7.2565	26.5239	24.9854	16.2690
2680-2700	466.5	2592.00	16.4012	3.2686	6.0623	22.6117	15.4806	9.8300
2700-2760	63.5	2591.40	247.5926	63.1059	134.7367	275.3060	802.8617	249.7305

+: No determinados