



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MÉXICO  
FACULTAD DE INGENIERÍA  
CENTRO INTERAMERICANO DE RECURSOS DEL AGUA



***Caracterización del Lixiviado Generado en el  
Vertedero de Metepec y Análisis de Medios  
Reactivos Permeables***

Tesis que para obtener el grado de  
Maestro en Ciencias del Agua

Presenta

***Marcela Magallón Andalón***

Director de Tesis

***Jaime M. Gárfias Solíz***

# Resumen

La producción de lixiviados, generados en vertederos de residuos sólidos, constituye uno de los principales problemas que amenazan la calidad de las aguas subterráneas. Un enfoque combinado de investigación de campo y experimental fue desarrollado para realizar la caracterización de los lixiviados del vertedero de Metepec, Estado de México, y estimar cuantitativamente que los compuestos tóxicos que contienen pueden someterse a una reducción de masa. La caracterización de los lixiviados, con base en la etapa de producción y la relación  $DBO_5/DQO$ , refleja que éstos aún contienen gran cantidad de compuestos orgánicos por reducir, lo que se relaciona con el hecho de que el vertedero continúa recibiendo residuos después de varias décadas de operación.

El análisis de los pozos de agua y los piezómetros, que se ubican en el sistema de flujo de las aguas subterráneas afectadas, demuestran que existe una relación estrecha entre las concentraciones encontradas en éstos y en los pozos de biogás que están instalados al interior del vertedero, presentándose similitud de concentraciones entre contaminantes conservativos y una disminución de concentraciones entre contaminantes que pueden ser atenuados.

Asimismo, en el piezómetro *PZ9*, que está a una profundidad de  $76\text{ m}$  (muestreado a los  $36.75\text{ m}$ ,  $15.25\text{ m}$  por arriba del nivel freático), se presentaron altas concentraciones de  $Cl^-$  ( $4,271.9\text{ mg/L}$ ),  $N-NH_3$  ( $168\text{ mg/L}$ ),  $DBO_5$  ( $1,540\text{ mg/L}$ ) y  $DQO$  ( $2,836\text{ mg/L}$ ), por lo que se puede afirmar que los lixiviados generados en el vertedero de Metepec representan una amenaza potencial para la calidad de las aguas subterráneas (muestreo 5). Además, se observaron altas concentraciones de  $NO_3^-$  ( $117.5\text{ mg/L}$ ), los que, también, se asocian con el terreno agrícola que afecta a las zonas de captación y a los piezómetros instalados. Con base en la caracterización se propusieron diversos medios y mezclas reactivas para proporcionar un tratamiento a los lixiviados, mismos que fueron evaluados mediante pruebas Batch y pruebas columna. Las pruebas Batch demostraron que la compleja composición de los lixiviados afecta los procesos de adsorción que se presentan cuando éstos entran en contacto con un medio reactivo y, al mismo tiempo, proyectan al *CA* (carbón activado) y a las *VH* (virutas de hierro) como candidatos a ser evaluados en las pruebas columna. En términos de las tasas de reducción de contaminantes, se observó que el *CA* presenta más afinidad para reducir compuestos orgánicos, mientras que las *VH* se inclinan más por los compuestos inorgánicos. Debido a que las pruebas columna proporcionan resultados similares a los que se obtendrían en campo, se determinó que cualquiera de los medios reactivos antes mencionados se pueden emplear para el tratamiento de los lixiviados del vertedero de Metepec o de lixiviados con características similares. En este entendido, es posible proporcionar un tratamiento parcial a los lixiviados del vertedero en algunos sitios del mismo, por lo que se propone realizar un estudio económico y técnico para evaluar la factibilidad de la implementación en campo de un medio reactivo.

***A Dios...***

*Por bendecirme con la vida, con una familia maravillosa, con innumerables amigos y con una noble profesión que cada día respeto y gozo más.*

***A mis padres...***

*Por el amor, la educación, los cuidados y el apoyo que me han brindado incondicionalmente. Este logro también es de ustedes.*

## ***Agradecimientos***

***A mi familia, especialmente a mi hermana, a mi tía Mina y a mis abuelitas, porque han estado siempre conmigo a pesar de la distancia. Gracias por tenerme en sus oraciones.***

***Al Dr. Jaime Gárfias, porque con todo el apoyo y dedicación que me brindó terminé conociendo un excelente investigador y un gran ser humano. Gracias por darme la oportunidad de trabajar con usted, realmente fue una gran experiencia.***

***Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT), por la beca que me otorgaron para realizar mis estudios de Maestría.***

***Al M.C. José Luís Expósito, por compartir sus conocimientos y por transmitir ese espíritu que nos impulsa a ser mejores.***

***A todo el personal académico y administrativo del CIRA-UAEM, porque los conocimientos y experiencias que adquirí en esta institución me hicieron crecer como profesionista y como persona.***

***A la Facultad de Química (UAEM), al CIRA-UEAM, a Reciclagua y a la Universidad de Waterloo, por el apoyo en la realización de los análisis efectuados para la parte experimental de la Tesis.***

***Al Consejo Mexiquense de Ciencia y Tecnología (COMECYT), por la beca complementaria que me otorgaron para la elaboración de la Tesis.***

***Al Municipio de Metepec (Dirección de Ecología, Servicios Públicos, Agua y Saneamiento), por el apoyo brindado para el desarrollo de esta investigación.***

***A mis amigos y compañeros, porque son el sol que da luz a mi vida. Con ustedes cada día se torna diferente, gracias por estar conmigo en cualquier circunstancia.***

***A todos aquellos que de alguna forma contribuyeron para que esto fuera posible.***

# Índice

## **Capítulo I**

### **Introducción**

1.1. Planteamiento del Problema _____	1
1.2. Objetivos y Alcance _____	3
1.3. Organización de la Tesis _____	4

## **Capítulo II**

### **Residuos Sólidos Municipales: Generación, Disposición y Efectos Contra el Medio Ambiente**

2.1. Introducción _____	6
2.2. Generación de Residuos en el Mundo _____	7
2.3. Generación de Residuos en la República Mexicana _____	9
2.4. Generación de Residuos en la Zona Metropolitana de Toluca _____	13
2.5. Situación de los RSM en el Municipio de Metepec _____	16
2.6. Efectos Indeseables Originados por los RSM _____	20
2.7. Producción y Composición de Lixiviados de Vertederos _____	20
2.7.1. Generación de Lixiviados _____	22
2.7.2. Composición de los Lixiviados _____	26
2.8. Análisis Global de la Producción de RSM y Lixiviados _____	32

## **Capítulo III**

### **Alternativas que Mitigan los Efectos Nocivos de los Lixiviados en los Acuíferos**

3.1. Introducción _____	33
-------------------------	----

3.2. Técnicas de Tratamiento para Lixiviados	34
3.2.1. Tratamiento a través de Bombeo	34
3.2.2. Procesos Biológicos	35
3.2.3. Procesos Físicos y Químicos	37
3.2.4. Remediación Pasiva	39
3.3. Análisis de las Diversas Técnicas de Tratamiento	41
3.4. Pantallas Reactivas Permeables	43
3.5. Análisis de Diversos Medios Reactivos	47
3.5.1. Compuestos Orgánicos Halogenados y el $Fe^0$	49
3.5.2. Aniones Inorgánicos, Redox y el $Fe^0$	49
3.5.3. Reducción Biológica y Remoción de Aniones	50
3.5.4. Adsorción y Precipitación de Aniones Inorgánicos	51
3.5.5. Reducción de Cationes Inorgánicos	52
3.5.6. Elección de un Medio Reactivo para el Tratamiento	53

## **Capítulo IV**

### **Desarrollo de la Tesis en su Fase de Campo y Experimental**

4.1. Introducción	54
4.2. Muestreo y Caracterización de los Lixiviados	55
4.2.1. Implementación de la Red de Muestreo	55
4.2.2. Muestreo para la Caracterización de los Lixiviados	58
4.3. Pruebas Batch	61
4.3.1. Tasas de Reducción de Contaminantes	63
4.3.2. Isotermas de Adsorción	66
4.4. Pruebas Columna	69
4.4.1. Tasas de Reducción de Contaminantes	69
4.4.2. Análisis Visual del Medio Reactivo	72

## **Capítulo V**

### **Caracterización de los Lixiviados Generados en el Vertedero de Metepec**

5.1. Introducción	73
-------------------	----

5.2. Implementación y Resultados de la Red de Muestreo _____	74
5.3. Análisis de los Resultados en el Interior del Vertedero _____	85
5.3.1. Parámetros In-Situ _____	85
5.3.2. Orgánicos y Microbiológicos _____	85
5.3.3. Aniones y Cationes _____	86
5.3.4. Metales Trazas _____	88
5.4. Análisis de los Resultados al Exterior del Vertedero _____	88
5.4.1. Piezómetros _____	88
5.4.2. Análisis de la Calidad del Agua en los Pozos _____	90
5.5. Impacto Ambiental de los Contaminantes _____	93
5.6. Análisis Global de la Caracterización _____	96

**Capítulo VI**  
**Análisis del Comportamiento de Diversos Medios Reactivos Mediante Pruebas Batch**

6.1 Introducción _____	98
6.2. Análisis de las Tasas de Reducción de Contaminantes _____	99
6.3. Isotermas de Adsorción _____	112
6.4. Análisis Global de las Pruebas Batch _____	123

**Capítulo VII**  
**Análisis Dinámico de dos Medios Reactivos Mediante Pruebas Columna**

7.1. Introducción _____	125
7.2. Análisis de las Tasas de Reducción de Contaminantes _____	126
7.3. Análisis Visual de los Medios Reactivos _____	140
7.4. Análisis Global de las Pruebas Columna _____	143

<b>Capítulo VIII</b>	
<b>Conclusiones y Recomendaciones</b>	147
<b>Bibliografía</b>	151



# Índice de Figuras

- Figura 2.1.** Variación de la tasa de producción per cápita de RSM de un país a otro. Los países desarrollados son quienes aportan mayores cantidades de residuos, tal es el caso de Estados Unidos y Canadá, que para el año 2000 se perfilaron como los primeros productores de residuos (Moreno, 2003) \_\_\_\_\_ 9
- Figura 2.2.** Producción de RSM por zonas en el país: Frontera Norte, Región Norte, Región Centro, Distrito Federal y Región Sur. Entre éstas destaca la Región Centro por aportar 50 % de la producción nacional (SEMARNAT, 2005) \_\_\_\_\_ 10
- Figura 2.3.** Comparación de la tasa de crecimiento anual de los RSM y la tasa de crecimiento de la población a nivel nacional. La tasa de crecimiento de RSM supera en 0.02 % a la tasa de crecimiento de la población, para el periodo comprendido entre 1998 y 2000 (SEMARNAT, 2003) \_\_\_\_\_ 11
- Figura 2.4.** Principales componentes de los RSM generados en el país: orgánicos, vidrios, textiles, papel, metales y plásticos, entre otros. El 53 % de los RSM en México son de origen orgánico (SEMARNAT, 2003) \_\_\_\_\_ 12
- Figura 2.5.** Incremento de la producción de RSM en el Estado de México. La producción va en aumento, a excepción del año 2000 en el que se presentó una disminución de 2.32 % (INEGI, 2004) \_\_\_\_\_ 14
- Figura 2.6.** En el valle de Toluca se localizan 149 vertederos de residuos sólidos municipales, entre los que destaca el vertedero del municipio de Metepec, mismo que, a la fecha, está colapsado \_\_\_\_\_ 15
- Figura 2.7.** Municipios que, hasta noviembre del 2004, descargaban sus residuos o un porcentaje de éstos en el vertedero de Metepec (García et al., 2004) \_\_\_\_\_ 16
- Figura 2.8.** Incremento de la producción de RSM en Metepec. La proyección refleja que para el año 2010 la producción de residuos será de 116,007 Ton/año, con un incremento desde el año 2000 del 52.32 %. Asimismo, la producción per cápita de residuos sólidos presentará un incremento aproximado del 21.91 % en el periodo 2000 – 2010 (SE, 1999) \_\_\_\_\_ 19
- Figura 2.9.** Ubicación del vertedero en el municipio de Metepec. Se observa que está situado en una zona de alta peligrosidad por su cercanía a sitios concurridos, como centros comerciales y de recreación, una universidad y unidades habitacionales (adaptado de Bernal, 2005) \_\_\_\_\_ 21
- Figura 2.10.** Esquema conceptual del proceso de contaminación del acuífero por efecto del desplazamiento de los lixiviados generados en vertederos de RSM \_\_\_\_\_ 22
- Figura 2.11.** Etapas en que se divide la producción de lixiviados: Aerobia, Acetogénesis y Metanogénesis. A lo largo de éstas se presentan cambios en diferentes parámetros, tal es el caso del: potencial redox, conductividad, ácidos orgánicos volátiles, pH y gases como CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> y O<sub>2</sub> (adaptado de Kehew, 2001) \_\_\_\_\_ 24

<b>Figura 3.1.</b> Esquema conceptual del funcionamiento de las PRP. La pluma de contaminación penetra en la pantalla, y el medio reactivo proporciona los procesos necesarios para eliminar o disminuir al máximo los efectos nocivos de los contaminantes _____	43
<b>Figura 3.2.</b> Esquema conceptual que presenta las diversas configuraciones que las PRP han tomado para adaptarse a las necesidades hidrogeológicas del sitio en que se implemente el tratamiento: (a) Sistema embudo – compuerta, (b) Pozos de disolución pasiva y (c) Reactor con medio reactivo _____	45
<b>Figura 4.1.</b> Implementación de la red de muestreo al interior y al exterior del vertedero: (a) Perforación e instalación de los piezómetros, (b) Identificación de los pozos de biogás, y (c) Red total de muestreo _____	56
<b>Figura 4.2.</b> Esquema simplificado de los 6 muestreos realizados en el vertedero de Metepec para obtener la caracterización de los lixiviados y del agua del acuífero que subyace al vertedero _____	57
<b>Figura 4.3.</b> Actividades de toma de muestras de lixiviados y agua de pozo en el vertedero de Metepec y áreas aledañas: (a) Pozos de biogás y (b) Piezómetros instalados entorno al vertedero _____	60
<b>Figura 4.4.</b> Actividades efectuadas en el laboratorio para la realización de las pruebas Batch: (a) Experimentos para evaluar la reducción de contaminantes, (b) Determinación del color, conductividad, turbidez, COD y CID, (c) Experimentos para elaborar las isotermas de adsorción, y (d) Determinación del COD y conductividad _____	64
<b>Figura 4.5.</b> Esquema simplificado de la instalación de las dos columnas para estimar los efectos de reducción de contaminantes de dos medios reactivos: (a) Instalación del equipo, (b) Empaque del medio reactivo, (c) Sellado de columnas, (d) Verificación del funcionamiento y fugas, y (e) Tratamiento de lixiviados con pruebas columna _____	70
<b>Figura 5.1.</b> Esquema simplificado de la red de muestreo instalada en el vertedero de Metepec, misma que consistió, finalmente, en 23 puntos: 13 pozos de biogás, 5 piezómetros (18 puntos para realizar la caracterización de los lixiviados) y 5 pozos de agua (para determinar la contaminación potencial del área entorno al vertedero) _____	75
<b>Figura 5.2.</b> Distribución de aniones y cationes mayoritarios en el Diagrama de Piper de datos de 5 pozos de agua que se sitúan entorno al vertedero de residuos sólidos, divididos en 2 pozos profundos y 3 pozos someros _____	91
<b>Figura 5.3</b> Esquema que simplifica el comportamiento de los gradientes de concentración de los coliformes totales al interior del vertedero y en los pozos de agua, con base en el segundo muestreo _____	92
<b>Figura 5.4.</b> Diagrama que simplifica la tendencia en dirección de flujo de los lixiviados en términos de la disminución de la DBO <sub>5</sub> en el muestreo 5 _____	97
<b>Figura 6.1.</b> Comportamiento de la conductividad en función del tiempo en las pruebas Batch para medios reactivos con: (a) CA, VM, (b) TS, LH y un blanco _____	102

<b>Figura 6.2.</b> <i>Comportamiento de la conductividad en función del tiempo en las pruebas Batch para medios reactivos con VH, AR y AS</i>	103
<b>Figura 6.3.</b> <i>Comportamiento de la conductividad en función del tiempo, (a) 6 días y (b) las 10 primeras horas, en las pruebas Batch para mezclas reactivas con: CA+VH, CA+AS, CA+LH y CA+AR</i>	104
<b>Figura 6.4.</b> <i>Comportamiento de la conductividad en función del tiempo, (a) 6 días y (b) las 10 primeras horas, en las pruebas Batch para mezclas reactivas con: CA+VH+VM, AR+LH, AS+VM y VH+VM</i>	105
<b>Figura 6.5.</b> <i>Comportamiento de la conductividad en función del tiempo, (a) 6 días y (b) las 10 primeras horas, en las pruebas Batch para mezclas reactivas con: VH+LH, AR+VM y VH+AS</i>	106
<b>Figura 6.6.</b> <i>Comportamiento de la conductividad en función del tiempo, (a) 6 días y (b) las 10 primeras horas, en las pruebas Batch para mezclas reactivas con: VH+AR, LH+VH y LH+AS</i>	107
<b>Figura 6.7.</b> <i>Tasas de reducción del CID en las pruebas Batch realizadas durante 6 días para el análisis de los diferentes medios reactivos y el blanco</i>	108
<b>Figura 6.8.</b> <i>Tasas de reducción del CID en las pruebas Batch realizadas durante 6 días para el análisis de las diferentes mezclas reactivas</i>	109
<b>Figura 6.9.</b> <i>Tasas de reducción del COD en las pruebas Batch realizadas durante 6 días para el análisis de los diferentes medios reactivos y el blanco</i>	110
<b>Figura 6.10.</b> <i>Tasas de reducción del COD en las pruebas Batch realizadas durante 6 días para el análisis de las diferentes mezclas reactivas</i>	111
<b>Figura 6.11.</b> <i>(a) Isotherma de adsorción del COD para el medio reactivo CA y (b) adaptación al modelo de Freundlich</i>	113
<b>Figura 6.12.</b> <i>(a) Isotherma de adsorción del COD para el medio reactivo LH y (b) adaptación al modelo de Freundlich</i>	114
<b>Figura 6.13.</b> <i>Isotermas de adsorción del COD para los medios reactivos: (a) VH, (b) VM, (c) TS, (d) AR y (e) AS</i>	116
<b>Figura 6.14.</b> <i>Isotermas de adsorción de la conductividad y adaptación al modelo de Freundlich para los medios reactivos: (a) TS, (b) AR y (c) AS</i>	120
<b>Figura 6.15.</b> <i>Isotermas de adsorción de la conductividad para los medios reactivos: (a) CA, (b) VH, (c) VM y (d) LH</i>	121
<b>Figura 6.16.</b> <i>Adaptación de las isotermas de conductividad, de los medios: (a) VH, (b) VM y (c) LH, al modelo de Freundlich</i>	122

<b>Figura 7.1.</b> Distribución de la concentración relativa ( $C/C_0$ ) en función de los volúmenes poro en las pruebas columna, empleando como medio reactivo el CA y las VH	132
<b>Figura 7.2</b> Distribución de la concentración relativa ( $C/C_0$ ) en función de los volúmenes poro en las pruebas columna, empleando como medio reactivo el CA y las VH: (a) $N-NH_3$ y (b) $SO_4^{2-}$	134
<b>Figura 7.3</b> Comparación del color del influente y el efluente de la columna de CA al inicio del experimento: (a) al momento de tomar la muestra y (b) previo a su determinación en el espectrofotómetro HACH DR 2000	135
<b>Figura 7.4.</b> Distribución de la concentración relativa ( $C/C_0$ ) en función de los volúmenes poro en las pruebas columna, empleando como medio reactivo el el CA y las VH: (a) color y (b) turbidez	136
<b>Figura 7.5.</b> Distribución de la concentración relativa ( $C/C_0$ ) en función de los volúmenes poro en las pruebas columna, empleando como medio reactivo el el CA y las VH: (a) $DBO_5$ y (b) $DQO$	138
<b>Figura 7.6.</b> Análisis visual en el microscopio que muestra los cambios en la estructura de los medios reactivos al inicio y al final de las pruebas columna: (a) CA inicial, (b) CA inicial con aceite de inmersión, (c) CA final y (d) CA final con aceite de inmersión	141
<b>Figura 7.7.</b> Análisis visual en el microscopio que muestra los cambios en la estructura de los medios reactivos al inicio y al final de las pruebas columna: (a) VH inicial, (b) VH inicial con aceite de inmersión, (c) VH final y (d) VH final con aceite de inmersión	142
<b>Figura 7.8.</b> Esquema en el que se presenta una sección de la zanja en la que escurren de forma superficial los lixiviados, sobretudo en época de lluvias, y que posteriormente desembocan en el drenaje	144
<b>Figura 7.9.</b> Esquema simplificado de las alternativas parciales que se proponen para el tratamiento de los lixiviados del vertedero de Metepec en: (a) la zanja, (b) previo al drenaje y (c) en el pozo de biogás PB19, empleando cualquiera de los 2 medios reactivos analizados en este capítulo (CA+VH)	145

# Índice de Tablas

<b>Tabla 2.1.</b> <i>Evolución del vertedero de Metepec desde 1960 hasta el 2006</i> _____	18
<b>Tabla 2.2.</b> <i>Alternativas para la disposición de RSM en la zona conurbana de Toluca</i> _____	19
<b>Tabla 2.3.</b> <i>Composición de lixiviados de vertederos de RSM</i> _____	28
<b>Tabla 2.4.</b> <i>Composición de lixiviados de vertederos de RSM (compuestos orgánicos)</i> _____	30
<b>Tabla 2.5.</b> <i>Composición de lixiviados de RSM en función de la edad del vertedero</i> _____	31
<b>Tabla 2.6.</b> <i>Composición de aguas residuales domésticas antes de ser tratadas</i> _____	31
<b>Tabla 3.1.</b> <i>Ventajas y desventajas de las diversas técnicas de tratamiento de lixiviados</i> _____	42
<b>Tabla 3.2.</b> <i>Compuestos sometidos a tratamiento con diversos medios reactivos</i> _____	48
<b>Tabla 4.1.</b> <i>Medios reactivos empleados en las pruebas Batch</i> _____	62
<b>Tabla 4.2.</b> <i>Mezclas reactivas empleadas en las pruebas Batch</i> _____	62
<b>Tabla 5.1.</b> <i>Características de los 23 puntos que conforman la red de muestreo final al interior del vertedero de Metepec y en áreas aledañas</i> _____	76
<b>Tabla 5.2.</b> <i>Resumen de los 6 muestreos con las concentraciones mínimas, máximas y medias de los parámetros analizados al interior del vertedero de Metepec y concentraciones encontradas en otras investigaciones en diferentes vertederos</i> _____	77
<b>Tabla 5.3.</b> <i>Resumen de los 6 muestreos con las concentraciones mínimas, máximas y medias de los parámetros analizados en los piezómetros instalados en áreas aledañas al vertedero</i> _____	78
<b>Tabla 5.4.</b> <i>Resumen de los 6 muestreos con las concentraciones mínimas, máximas y medias de parámetros analizados en los pozos de agua, así como los LMP de la NOM de agua potable (NOM-127-SSA1-1994)</i> _____	79
<b>Tabla 5.5.</b> <i>Resultados de los 6 muestreos correspondientes a los pozos de biogás ubicados al interior del vertedero</i> _____	80
<b>Tabla 5.6.</b> <i>Resultados de los 6 muestreos de los puntos correspondientes a los piezómetros instalados en áreas aledañas al vertedero</i> _____	83
<b>Tabla 5.7.</b> <i>Resultados de los 6 muestreos de los pozos de agua ubicados en áreas aledañas al vertedero</i> _____	84
<b>Tabla 6.1.</b> <i>Tasas de reducción que experimentan los lixiviados después de estar 6 días en contacto con los medios y mezclas reactivas</i> _____	99

<b>Tabla 6.2.</b> <i>Características del lixiviado previo y después de estar en contacto con los medios y mezclas reactivas durante 6 días</i>	100
<b>Tabla 6.3.</b> <i>Puntos graficados en las isotermas de adsorción del COD de los medios reactivos: VH, VM, TS, AR y AS</i>	117
<b>Tabla 6.4.</b> <i>Puntos graficados en las isotermas de adsorción de la conductividad de los medios reactivos: TS, AR y AS</i>	118
<b>Tabla 6.5.</b> <i>Puntos graficados en las isotermas de adsorción de la conductividad de los medios reactivos: CA, VH, VM y LH</i>	119
<b>Tabla 6.6.</b> <i>Constantes de Freundlich para las isotermas que se adaptaron a este modelo</i>	123
<b>Tabla 7.1.</b> <i>Concentración inicial promedio de los lixiviados</i>	127
<b>Tabla 7.2.</b> <i>Porosidad promedio de las columnas de VH y CA</i>	127
<b>Tabla 7.3.</b> <i>Concentración del efluente en función del número de volúmenes poro de los parámetros determinados en la columna de CA</i>	128
<b>Tabla 7.4.</b> <i>Concentración del efluente en función del número de volúmenes poro de los parámetros determinados en la columna de VH</i>	129
<b>Tabla 7.5.</b> <i>Tasas de reducción de los parámetros determinados en la columna de CA</i>	130
<b>Tabla 7.6.</b> <i>Tasas de reducción de los parámetros determinados en la columna de VH</i>	131

## Introducción

### 1.1 Planteamiento del Problema

El crecimiento demográfico y los altos índices de consumo han traído como consecuencia el acelerado incremento en la producción mundial de residuos sólidos municipales. Sin embargo, a pesar de que existen diversas técnicas para la disposición final de los mismos, probablemente en nuestro país, los vertederos de residuos sólidos continúan siendo la técnica más utilizada. Éstos se han empleado por varias décadas para depositar todo tipo de residuos, residenciales, comerciales e industriales, y, desafortunadamente, la mayoría funcionan sin ningún tipo de control.

En este entendido, México ocupa uno de los primeros lugares como productor de residuos sólidos municipales en Latinoamérica y, a nivel mundial, se acerca al promedio europeo. En el Estado de México existen varios vertederos que están al límite de su capacidad, entre los que destaca el que se ubica en el municipio de Metepec. Actualmente el vertedero está colapsado, ya que, aunado a un mal manejo del mismo, recibía residuos de varios municipios circundantes. Sin embargo, a pesar de que su

cierre definitivo había sido anunciado para noviembre del 2004, a la fecha continúa recibiendo residuos. Asociado al colapso del vertedero, surge la carencia de un sitio para la construcción de uno nuevo, no obstante, estos problemas son apenas la punta del iceberg porque los vertederos pueden presentar varios efectos ambientales negativos, por ejemplo: la producción de biogás y, por otra parte, la producción de lixiviados, ya que percolan a través de los residuos y pueden alcanzar el nivel freático. El impacto ambiental que los lixiviados pueden ocasionar se deriva de la composición tan compleja que presentan, la cual se caracteriza por elevadas concentraciones de compuestos altamente tóxicos.

A través de los años se han realizado diversas investigaciones con el objetivo de proponer técnicas para el tratamiento de lixiviados con el objetivo de mitigar los efectos que posteriormente pueden ocasionar sobre la calidad de las aguas subterráneas. En este entendido, en la década de los 90's surgió una técnica que ha presentando excelentes resultados al ser implementada en campo. Ésta emplea un medio reactivo que es emplazado en forma de barrera, ya sea horizontal o vertical, la que permite el paso del lixiviado para propiciar al mismo tiempo, por medio de procesos físicos, químicos y/o biológicos, la reducción de una amplia gama de contaminantes. Esta técnica, que se conoce con el nombre de Pantallas Reactivas Permeables, es muy versátil ya que, dependiendo de la composición de los lixiviados que se van a tratar, se elige el medio reactivo que reporta los mejores resultados en términos de reducción. Además, dependiendo de las características del sitio en el que se instalen, las pantallas pueden tomar diversas configuraciones, lo que la convierte, nuevamente, en una técnica versátil. Éstas son algunas de las ventajas que presentan las pantallas además de que su funcionamiento no requiere de energía y necesitan poco mantenimiento, por lo que también son económicas y sencillas.

En este entendido, debido a que el vertedero de Metepec representa un problema ambiental, cultural y económico, no solo para el municipio sino también para el estado, surge la necesidad de proponer una alternativa viable que mitigue el efecto de la contaminación desde un punto de vista económico y científico. Por lo que,



probablemente, la utilización de un medio reactivo sea una buena opción para el tratamiento de lixiviados, no únicamente para el vertedero de Metepec, sino también para vertederos que presenten lixiviados con características similares.

## 1.2 Objetivos y Alcance

El *objetivo general* de esta investigación está dirigido a realizar una caracterización de los lixiviados generados en el vertedero de Metepec y, asimismo, estimar cuantitativamente que los compuestos tóxicos contenidos en éstos pueden someterse a una reducción de masa, mediante procesos físicos, químicos y/o biológicos, cuando los lixiviados entran en contacto con un medio reactivo.

Para cumplir el objetivo general de la tesis es necesario alcanzar varios objetivos específicos. El *primer objetivo específico*, en el que se basa el desarrollo de la parte experimental, es obtener la caracterización de los lixiviados del sitio de estudio para conocer la composición de los mismos y su comportamiento en las áreas aledañas al vertedero, incluyendo el impacto que posiblemente han provocado en el acuífero que subyace al vertedero.

El *segundo objetivo específico* es evaluar, con pruebas Batch, el comportamiento de diversos medios y mezclas reactivas al entrar en contacto con los lixiviados, analizando las tasas de reducción de 5 parámetros en función del tiempo. Además, en este objetivo también se incluye la determinación de las Isotermas de Adsorción de 7 medios reactivos y, asimismo, el análisis de adaptabilidad de las isotermas obtenidas a algún modelo ya establecido (Lineal, Langmuir, Freundlich o BET).

Finalmente, el *tercer objetivo específico* es evaluar 2 medios reactivos de forma dinámica, con pruebas columna, analizando las tasas de reducción de 7 parámetros diferentes cuando los lixiviados entran en contacto con los 2 medios estudiados. Con los resultados de estas pruebas se obtiene un comportamiento más cercano al que se tendría en campo, por lo que, con base en esto es posible proponer el material que se puede

utilizar para tratar los lixiviados del vertedero de Metepec o de lixiviados con características similares a éstos.

### **1.3 Organización de la Tesis**

En los *capítulos 2 y 3* se presenta la problemática de la producción y manejo de residuos sólidos municipales, así como los efectos que se producen al utilizar vertederos sin control como disposición final de los residuos. No obstante, la producción de lixiviados generados en vertederos y el tratamiento de los mismos son el tema central de los capítulos antes mencionados. Posteriormente, en el *capítulo 4* se presenta de forma secuencial el desarrollo de la tesis, tanto en la fase experimental como en la fase de campo.

Como primera etapa de la investigación de campo, se realizó la caracterización de los lixiviados, con el fin de conocer la composición y el comportamiento de los mismos, al interior del vertedero y en las áreas aledañas. Asimismo, se analizaron 5 pozos de agua, entre los que destaca el pozo municipal, con el fin de conocer la calidad del agua del acuífero que subyace al vertedero. Los resultados de la caracterización, y el análisis de los mismos, se presentan en el *capítulo 5*.

Con base en los resultados obtenidos en la caracterización, se propusieron y evaluaron diversos medios y mezclas reactivas con las pruebas Batch para conocer las tasas de reducción de algunos indicadores de contaminación, entre los que destacan parámetros físicos (color y turbidez), inorgánicos (conductividad y *CID*) y orgánicos (*COD*). Asimismo, con las pruebas Batch, se construyeron las isotermas de adsorción de los 7 medios reactivos empleados y se analizó su adaptabilidad a cualquiera de los siguientes modelos de isotermas: (a) Modelo Lineal, (b) Modelo de Langmuir, (c) Modelo de Freundlich y (d) Modelo de BET. Los resultados de las pruebas Batch, tasas de reducción e isotermas, se presentan y analizan en el *capítulo 6*.

En el *capítulo 7* se analizan los resultados que se obtuvieron al evaluar, con pruebas columna, las tasas de reducción de contaminantes con dos medios reactivos. Con base en estos resultados es posible proponer un medio reactivo para tratar los lixiviados del vertedero de Metepec o de lixiviados con características similares. Las conclusiones y recomendaciones que se obtuvieron después del trabajo experimental y del análisis de los resultados se presentan en el *capítulo 8*.

# Residuos Sólidos Municipales: Generación, Disposición y Efectos Contra el Medio Ambiente

## 2.1 Introducción

El crecimiento demográfico y los altos índices de consumo han traído como consecuencia el acelerado incremento en la producción mundial de residuos sólidos. En este ámbito, existen diversas técnicas para la disposición final de los residuos, tal es el caso del compostaje, la incineración, el reciclaje, los rellenos sanitarios controlados y la técnica más antigua y probablemente la más utilizada en nuestro país: los vertederos sin control. Éstos se han empleado por varias décadas como un sitio de disposición final para todo tipo de residuos: residenciales, comerciales e industriales, y funcionan sin ningún tipo de control. En este escenario, desafortunadamente, se presentan problemas ambientales como son la producción de biogás y lixiviados. Éstos últimos representan una amenaza para los acuíferos, ya que contienen compuestos altamente tóxicos y peligrosos que pueden afectar tanto al ambiente como a la salud humana.

En el país, la mayor producción de residuos se presenta en la región centro (SEMARNAT, 2003), en donde destaca el Estado de México debido a que cuenta con varios vertederos al borde del colapso. Uno de éstos es el vertedero del municipio de Metepec, conocido como el Socavón. Éste recibía, hasta noviembre del 2004, residuos de 7 municipios a pesar de que estaba casi en su límite de capacidad (García *et al.*, 2004). Desafortunadamente, el vertedero tiene a su alrededor sitios de gran concurrencia, lo que pone en peligro a la ciudadanía. Además, cuando se realizaron trabajos de campo se encontró que el acuífero que subyace al vertedero tiene el nivel estático a 52 m, mientras que el lixiviado percola aproximadamente desde los 20 m de profundidad.

El problema principal no consiste en interrumpir o no la deposición de residuos en el vertedero, dado que el daño está hecho, más bien en determinar el efecto de los lixiviados en la calidad del agua subterránea, lo que incrementa la necesidad de implementación de medidas que mitiguen estos problemas.

## **2.2 Generación de Residuos en el Mundo**

Como resultado de las diferentes actividades productivas que desarrollan las sociedades, se generan inevitablemente una serie de desechos sólidos, líquidos o gaseosos que pueden tener efectos negativos sobre el ambiente y la salud humana. De entre ellos, los residuos sólidos son relevantes porque, a pesar de que pueden tener efectos tóxicos importantes, con frecuencia son depositados en lugares donde la población humana puede estar expuesta, por lo que no es extraño encontrar residuos abandonados en calles, orillas de caminos, barrancas y cuerpos de agua, entre otros.

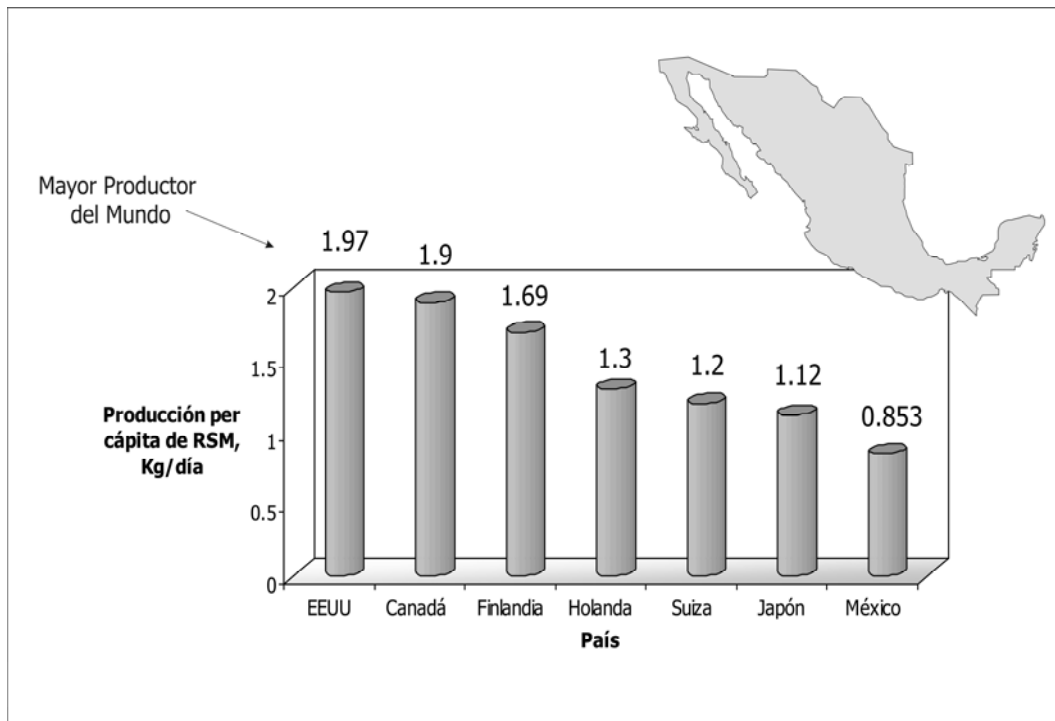
Según la SEMARNAT (2003), los desperdicios generados en una vivienda, hospital o industria difieren sustancialmente y requieren de un manejo particular. Con base en esto son clasificados como: Residuos Sólidos Municipales (*RSM*) y Residuos Peligrosos (*RP*). En este entendido, los primeros abarcan principalmente desperdicios originados en viviendas y comercios, mientras que los segundos abarcan los residuos industriales y

de hospitales. Sin embargo, ambos representan un riesgo especialmente alto para la salud y el ambiente.

A través de los años, la composición de los *RSM* ha cambiado debido, en parte, a que una gran variedad de *RP* le ha sido añadida, por lo que ha pasado de ser fundamentalmente orgánica y de fácil integración a los ciclos de la naturaleza, a caracterizarse por abundantes elementos cuya descomposición es lenta y que requieren procesos complementarios a fin de reducir sus impactos al ambiente (SEMARNAT, 2003). De igual manera, la cantidad de *RSM* producidos ha cambiado con el tiempo sin hacer distinción entre países, por lo que ésta resulta ser un problema que todos los habitantes del planeta padecen. No obstante, la cantidad y la composición de los desechos que se generan, así como la problemática que éstos originan, varía enormemente de un lugar a otro. En este ámbito, la generación per cápita de *RSM* cambia de acuerdo con la zona geográfica y el grado de desarrollo que presente el país, siendo, probablemente, los habitantes de países industrializados quienes producen mayor cantidad de residuos (SEMARNAT, 2003).

Moreno (2003) señala que, a nivel mundial, para el año 2000 la generación per cápita de *RSM* en Estados Unidos (EEUU) fue de *1.97 Kg/día*, cifra cercana pero mayor a la de Canadá y Finlandia, mientras que en países como Holanda, Suiza y Japón la producción osciló alrededor de *1.2 Kg/día*. También hace énfasis en América Latina, donde México ocupa uno de los primeros lugares en producción, muy cercano al promedio europeo.

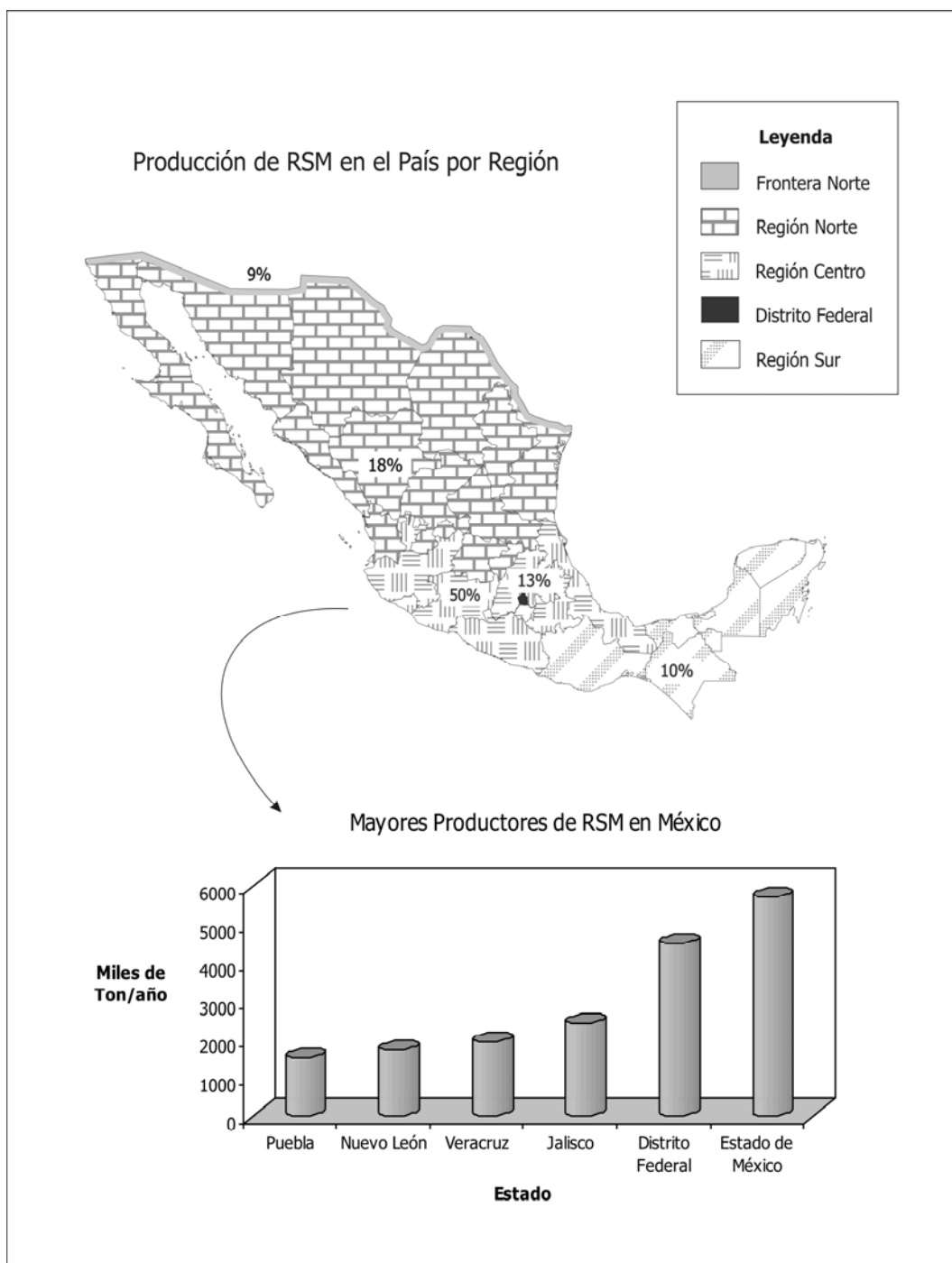
La situación que se vive en el país, en cuanto a producción de *RSM*, no es favorable (El Norte, 2006). A pesar de que la producción diaria de residuos en EEUU supera a la de México, con un *131 %*, la cantidad de basura producida diariamente por un mexicano es muy parecida a la generada por un japonés. Para el año 2000, la diferencia entre estas dos naciones fue del *29 %*, lo alarmante es que la comparación es hecha entre un país desarrollado y uno en vías de desarrollo. Es decir, aunque México no sea el mayor productor del mundo, sí figura entre los países que más residuos generan (Figura 2.1).



**Figura 2.1.** Variación de la tasa de producción per cápita de RSM de un país a otro. Los países desarrollados son quienes aportan mayores cantidades de residuos, tal es el caso de Estados Unidos y Canadá, que para el año 2000 se perfilaron como los primeros productores de residuos (Moreno, 2003).

## 2.3 Generación de Residuos en la República Mexicana

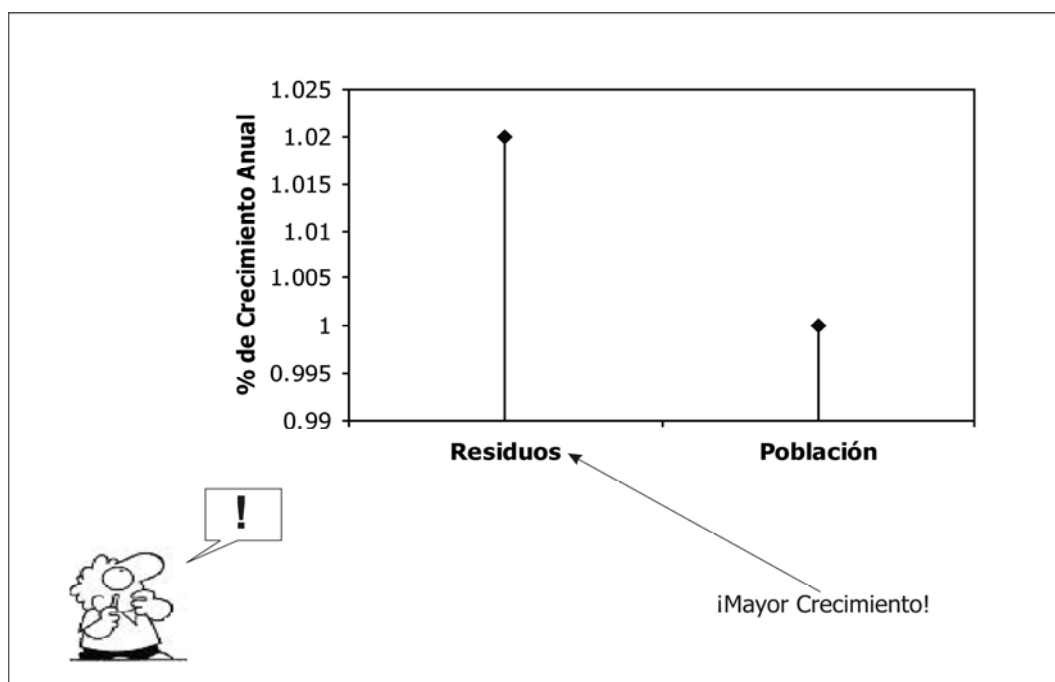
En México, la producción de RSM se ha visto acrecentada considerablemente en las últimas décadas. Mientras que en los años 50's la generación per cápita por día era de 0.30 Kg, para el año 2000 fue de 0.853 Kg (Sancho y Rosiles, 2000). En este entendido, la SEMARNAT (2005) señala que de 1992 al 2004 la generación total de RSM se incrementó un 57 % alcanzando 34.6 millones de toneladas en el último año. Cabe señalar que, probablemente dicho incremento se relacione con el crecimiento demográfico del país, así como con el aumento en la generación de residuos por habitante. Según la SEMARNAT (2005), en el 2003, a nivel estatal, el Estado de México, Distrito Federal y Jalisco fueron los mayores productores de residuos sólidos del país (Figura 2.2), con una producción per cápita mayor a 1 Kg/día y una producción en miles de toneladas por año de 5,709, 4,500 y 2,407 respectivamente (El Norte, 2006).



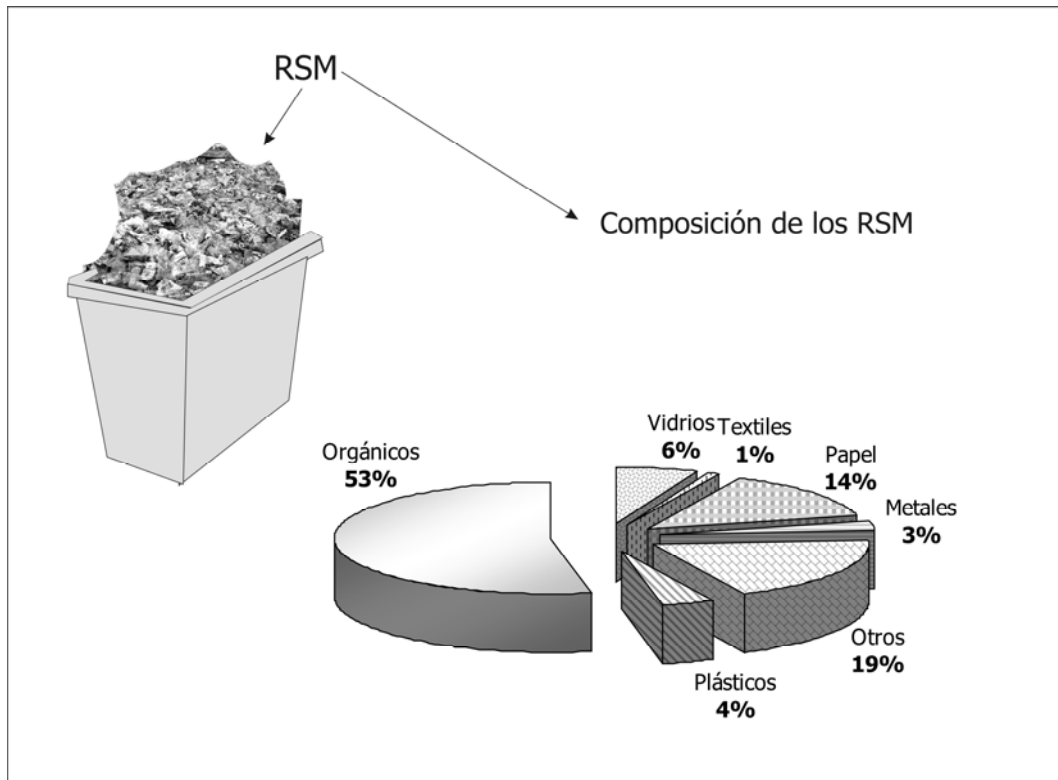
**Figura 2.2.** Producción de RSM por zonas en el país: Frontera Norte, Región Norte, Región Centro, Distrito Federal y Región Sur. Entre éstas destaca la Región Centro por aportar 50 % de la producción nacional (SEMARNAT, 2005).



En este entendido, Nayarit, Colima, Tlaxcala y Baja California Sur fueron los menores productores per cápita de *RSM*, con un promedio de 0.65 Kg/día (SEMARNAT, 2005). Clasificando al país por regiones (Figura 2.2), los *RSM* se producen en mayor cantidad en la Región Centro (50 %), después en la Región Norte (18 %), en seguida el Distrito Federal (13 %), la Región Sur (10 %) y la Frontera Norte (9 %). Cabe señalar que en México, la variación porcentual en la generación de residuos es mayor al incremento poblacional (SEMARNAT, 2003), esto posiblemente se deba a la estabilidad económica que poco a poco ha ido alcanzando el país, dejando atrás la crisis económica, mejorando, en cierto grado, el nivel de vida que permite consumir productos en mayores cantidades (Figura 2.3). Como se mencionó en el apartado precedente, la composición de los *RSM* varía de un lugar a otro, en función de diversos factores. En cuanto a la composición de los *RSM* generados en la República Mexicana, éstos contienen en gran parte material orgánico, y en cantidades menores materiales inorgánicos tales como vidrios, textiles, metales y plásticos, entre otros (Figura 2.4).



**Figura 2.3.** Comparación de la tasa de crecimiento anual de los *RSM* y la tasa de crecimiento de la población a nivel nacional. La tasa de crecimiento de *RSM* supera en 0.02 % a la tasa de crecimiento de la población, para el periodo comprendido entre 1998 y 2000 (SEMARNAT, 2003).



**Figura 2.4.** Principales componentes de los RSM generados en el país: orgánicos, vidrios, textiles, papel, metales y plásticos, entre otros. El 53 % de los RSM en México son de origen orgánico (SEMARNAT, 2003).

Ahora bien, es importante mencionar que el manejo de los *RSM* comprende diferentes fases, desde su generación, almacenamiento, transporte y tratamiento, hasta su disposición en algún sitio, todo ello con el objetivo principal de proteger la salud de la población, reduciendo su exposición a lesiones, accidentes, molestias y enfermedades causadas por el contacto con los desperdicios. En este entendido, Kurniawan *et al.* (2006) mencionan que más del 95 % del total de los *RSM* generados en el mundo se disponen en vertederos y, a la fecha, probablemente ésta sea la técnica más empleada en México. Desafortunadamente, hasta el 2001 muy pocas ciudades contaban con este tipo de instalaciones operando en condiciones sanitarias adecuadas (SEMARNAT, 2005). Cabe señalar que un porcentaje muy pequeño es reciclado o transformado en composta. De acuerdo a las cifras obtenidas de los sitios de disposición de *RSM*, a nivel nacional se reciclan apenas 2.4 % del volumen de los residuos generados (SEMARNAT, 2005).

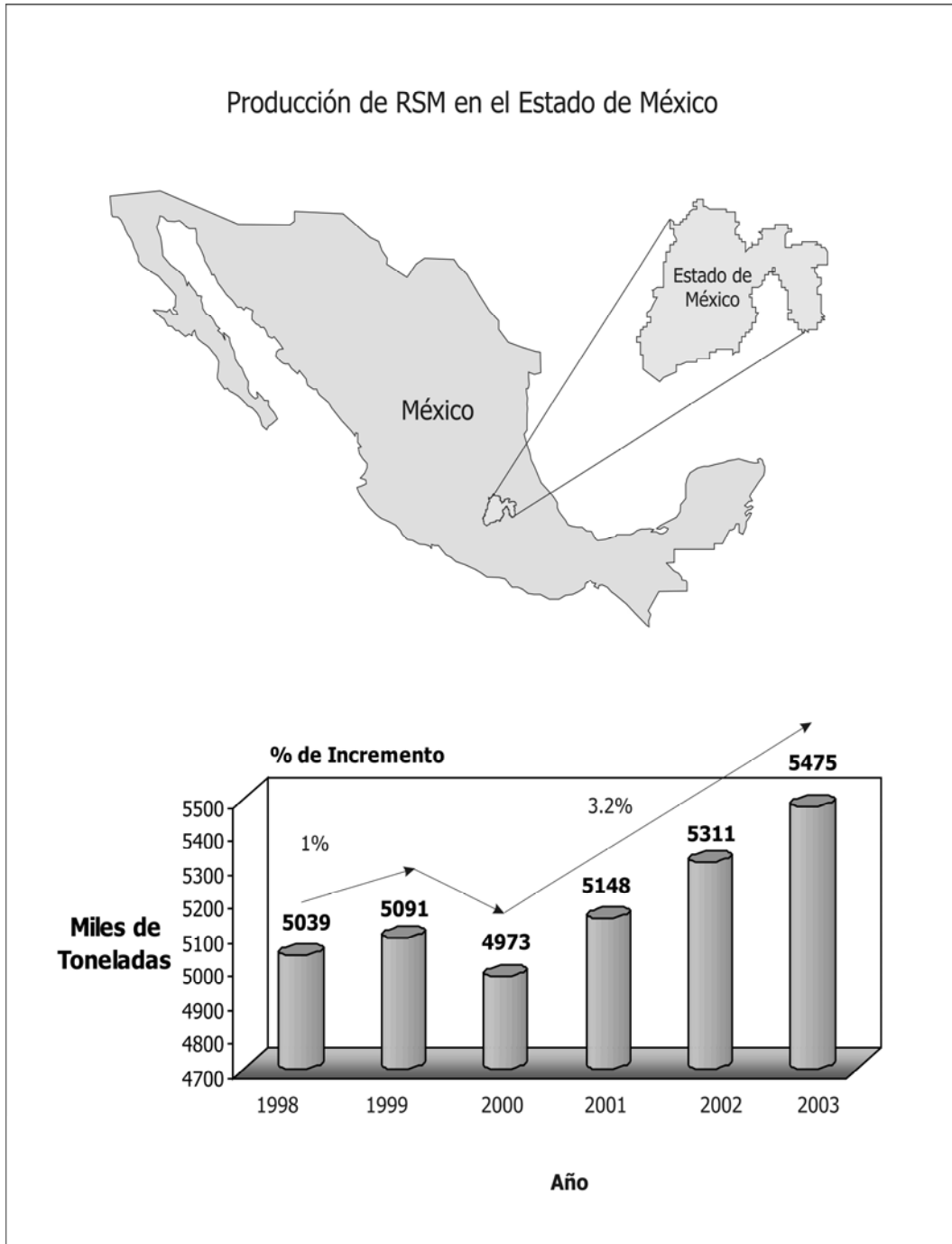
A pesar de que las cifras mencionadas anteriormente son significativas, existe aún mayor controversia ya que gran parte de los vertederos no funcionan correctamente debido a la falta de mantenimiento y a su mal manejo. Tal es el caso del Estado de México, en el que varios vertederos se encuentran al borde del colapso y, peor aún, se carece de sitios para su construcción.

## **2.4 Generación de Residuos en la Zona Metropolitana de Toluca**

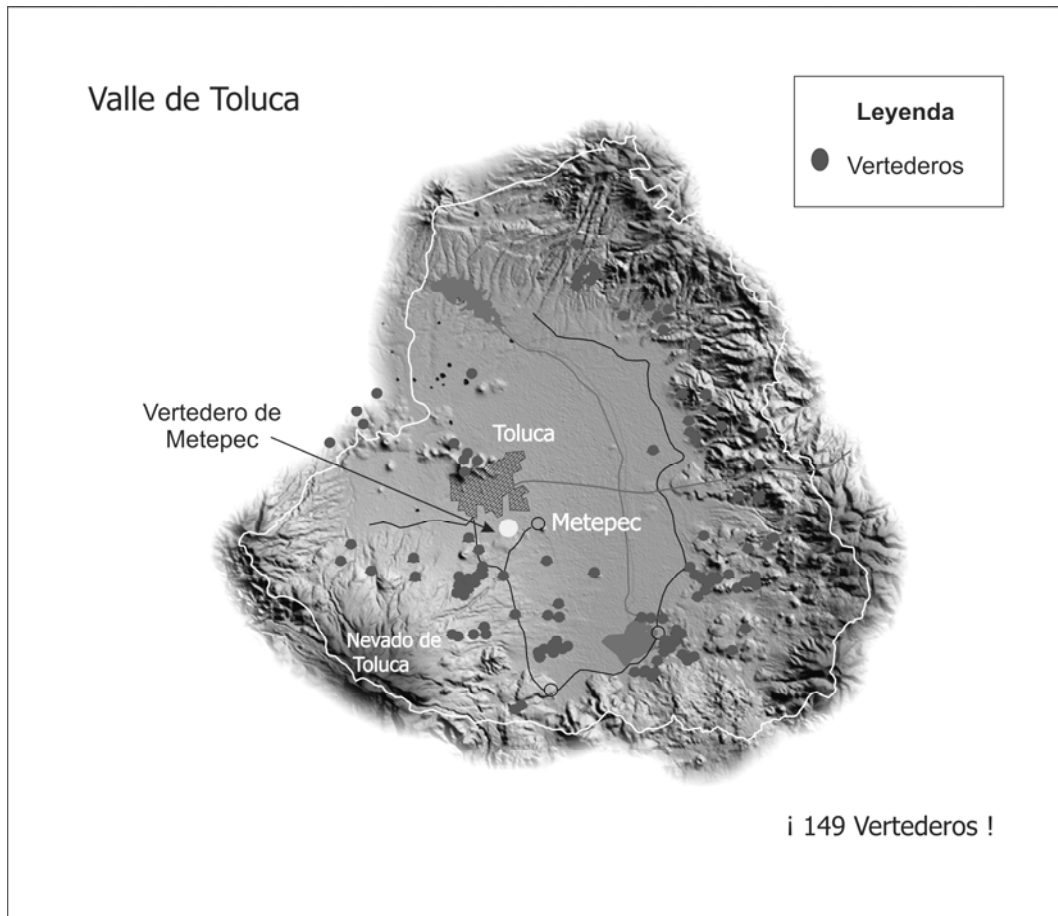
En la región central de la República, con 122 instancias municipales y siendo la entidad federativa más poblada, se encuentra el Estado de México, donde el futuro de la disposición de residuos es una incógnita (García *et al.*, 2004). Según el INEGI (2004), a partir del año 2001, el incremento anual en la generación de *RSM*, en el estado, ha sido del 3.2 % aproximadamente (Figura 2.5). Esta cifra es 3 veces mayor a la que se presentó en 1999, cuando el incremento de residuos fue casi del 1 %. En el año 2000 se manifestó una disminución del 2.32 %, que posiblemente se originó por problemas económicos suscitados en el país por la transición del gobierno presidencial.

Para noviembre del 2004, en el Estado de México, 5 vertederos de *RSM* estaban al borde del colapso, 3 de ellos pertenecientes a los municipios de Nezahualcóyotl, Naucalpan y Metepec, los cuales, a la fecha, han alcanzado su capacidad máxima. Dentro de este contexto, cabe mencionar que el Distrito Federal descarga 12,000 Ton de desechos diarios en el vertedero Bordo Poniente de Nezahualcóyotl (García *et al.*, 2004).

El INEGI (1996) informó que para el año 1996, a nivel estatal, se contaba con 16 vertederos controlados y 88 vertederos no controlados. Diez años más tarde, únicamente en el Valle de Toluca se cuenta con 149 vertederos. No obstante, como se mencionó anteriormente, la certeza de que los vertederos controlados funcionen en condiciones ambientales óptimas es mínima, porque desafortunadamente la mayoría de los sitios de disposición final son tiraderos a cielo abierto, entre los cuales el vertedero de Metepec constituye uno de los sitios que presenta mayores problemas. Éste se ha convertido en un caso preocupante ya que, actualmente, está colapsado (Figura 2.6).

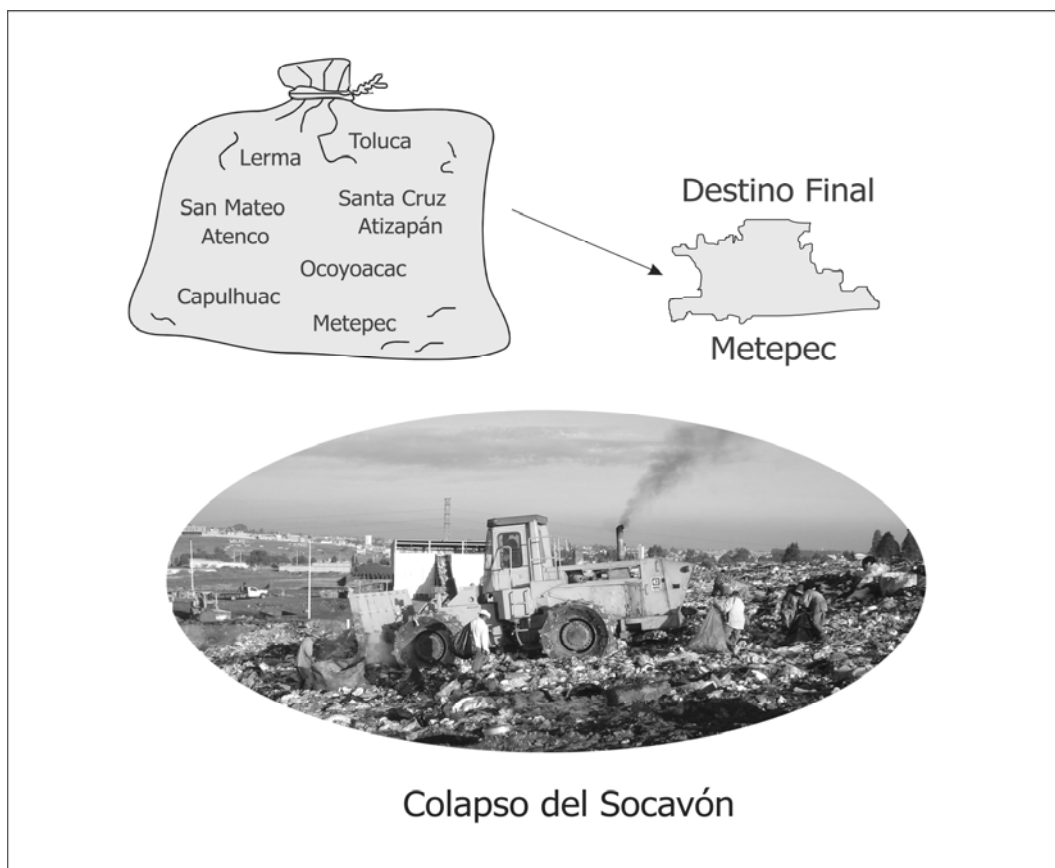


**Figura 2.5.** Incremento de la producción de RSM en el Estado de México. La producción va en aumento, a excepción del año 2000 en el que se presentó una disminución de 2.32 % (INEGI, 2004).



**Figura 2.6.** En el Valle de Toluca se localizan 149 vertederos de residuos sólidos municipales, entre los que destaca el vertedero del municipio de Metepec, mismo que, a la fecha, está colapsado.

Según García *et al.* (2004) anteriormente el vertedero recibía residuos de 7 municipios y, a pesar de que su cierre definitivo estaba programado para agosto y noviembre del 2004, en noviembre, del mismo año, presentó aportaciones de 200 Ton de desechos diarios tan sólo del municipio de Metepec (Figura 2.7). Los municipios que descargaban sus residuos sólidos en este vertedero eran: Metepec, Toluca, Lerma, Santa Cruz Atizapán, Capulhuac, Ocoyoacac y San Mateo Atenco. La situación actual del vertedero, así como una breve historia del mismo, se presenta en el siguiente apartado.



**Figura 2.7.** Municipios que, hasta noviembre del 2004, descargaban sus residuos o un porcentaje de éstos en el vertedero de Metepec (García et al., 2004).

## 2.5 Situación de los RSM en el Municipio de Metepec

Metepec se localiza en la zona sureste del altiplano del Valle de Toluca, en la porción central del estado, a una latitud norte de  $19^{\circ}15'$ , a una longitud oeste de  $99^{\circ}36'$  y una altitud de  $2,610$  msnm. Cuenta con una superficie de  $70.43$  Km<sup>2</sup> que equivalen aproximadamente a un  $0.3$  % del territorio estatal. El clima predominante es templado sub-húmedo, con un promedio de temperatura de  $14$  °C. El municipio presenta al oriente, corriendo de sur a norte, al Río Lerma y, de sur a noreste, el paso de la barranca El Ahogado y el arroyo Agua Bendita. Además, el municipio está situado sobre el acuífero del Valle de Toluca, cuyas aguas constituyen la fuente de abastecimiento de la capital del estado y de municipios circundantes (Bernal, 2005). La litología del sitio se compone por suelos aluviales y lacustres, formados por arena, limo y arcilla (VIGUE,

2001). El substrato lo forman arenisca, conglomerado, toba arenosa y basalto fracturado; la permeabilidad es en general alta y el acuífero es de tipo libre (VIGUE, 2001). Las fuentes del recurso hidráulico son la infiltración de la precipitación pluvial en la misma cuenca. Las zonas de recarga están conformadas por las sierras que lo delimitan, además de recibir una aportación considerable de escurrimientos del Nevado de Toluca (VIGUE, 2001).

Metepec cuenta con un vertedero para la disposición de los residuos sólidos generados en el municipio. En la Tabla 2.1 se presenta un resumen de la evolución del mismo a través de los años. En este entendido, el Socavón era una mina de tepetate que fue explotada desde 1960 (Espinosa, 2006). Posteriormente, en 1979, inició su operación como tiradero a cielo abierto (Espinosa, 2006). Como se mencionó en el apartado precedente, hasta el 2004, también recibía los residuos de los municipios de Toluca, Lerma, Ocoyoacac, San Mateo Atenco, Capulhuac y Santa Cruz Atizapán. El mal manejo del vertedero, aunado al hecho de recibir residuos de otros sitios, aceleró su colapso, por lo que los municipios ya mencionados han buscado nuevas alternativas para su disposición (Tabla 2.2). Sin embargo, como se observa en la Figura 2.8, la producción de residuos en el municipio va en aumento.

A pesar de las medidas que se han implementado, el Socavón ha rebasado el límite de su capacidad y, como se observa en la Tabla 2.2, continúa recibiendo día con día *479.5 Ton* de residuos, de los cuales *42.02 %* corresponden al municipio de Toluca, *41.71 %* a Metepec, *14.60 %* a San Mateo Atenco y *1.67 %* a Ocoyoacac. También se observa que los costos de traslado de los residuos son muy altos. Vargas (2004) informa que el municipio de Toluca eroga mensualmente en traslado *\$2'970,000* aproximadamente, mientras que municipios más pequeños, como Lerma y Ocoyoacac, gastan alrededor de *\$625,000* y *\$300,000* mensuales, respectivamente. La cantidad de dinero invertida en el traslado de los residuos es enorme. Sería excelente que las autoridades competentes invirtieran ese dinero en construcción de rellenos sanitarios, plantas de composta y plantas de reciclamiento, como lo han hecho los municipios de Capulhuac y Santa Cruz Atizapán.

**Tabla 2.1.** Evolución del vertedero de Metepec desde 1960 hasta el 2006

<i>Año</i>	<i>Acontecimiento</i>
1960	<i>El Socavón fue explotado como mina de tepetate.</i>
1979	<i>El Socavón se convierte en depósito de residuos, sin control, del municipio de Metepec y otros municipios vecinos.</i>
1989	<i>El vertedero se mantiene sin ninguna regulación generando pepena.</i>
1998	<i>La población aledaña comienza a hacer reclamos por la fauna nociva y los malos olores.</i>
1999	<i>La SEDESOL invierte \$ 1'800,000 para comenzar el saneamiento del vertedero.</i>
2000	<i>El ayuntamiento contrata a la empresa VIGUE para comenzar el saneamiento con una inversión de \$ 2'000,000.</i>
2001	<i>El alcalde en turno reconoce que el Socavón tiene poco tiempo de vida útil y a finales del año anuncia el cierre del sitio, mientras la empresa VIGUE continúa con el saneamiento.</i>
2002	<i>En el mes de mayo se anuncia que el vertedero tiene un mes de vida útil y disminuye el depósito de residuos. Para octubre del mismo año, el Socavón es resguardado por 50 policías municipales.</i>
2003	<i>En enero, el nuevo gobierno rehabilita el Socavón para extender su vida dos años más creando un segundo piso.</i>
2004	<i>Las autoridades comienzan a buscar un sitio para crear un nuevo vertedero.</i>
2005	<i>En noviembre se anuncia, nuevamente, que al vertedero le quedan 3 meses de vida.</i>
2006	<i>En el mes de febrero el vertedero aún continúa recibiendo residuos del municipio y, 7 meses más tarde, el gobierno entrante da por terminado el contrato de saneamiento con la empresa VIGUE. Después de un mes, el poco mantenimiento provocó el rompimiento de varios pozos de lixivia y aproximadamente 4,500 Ton de desechos continúan a cielo abierto.</i>

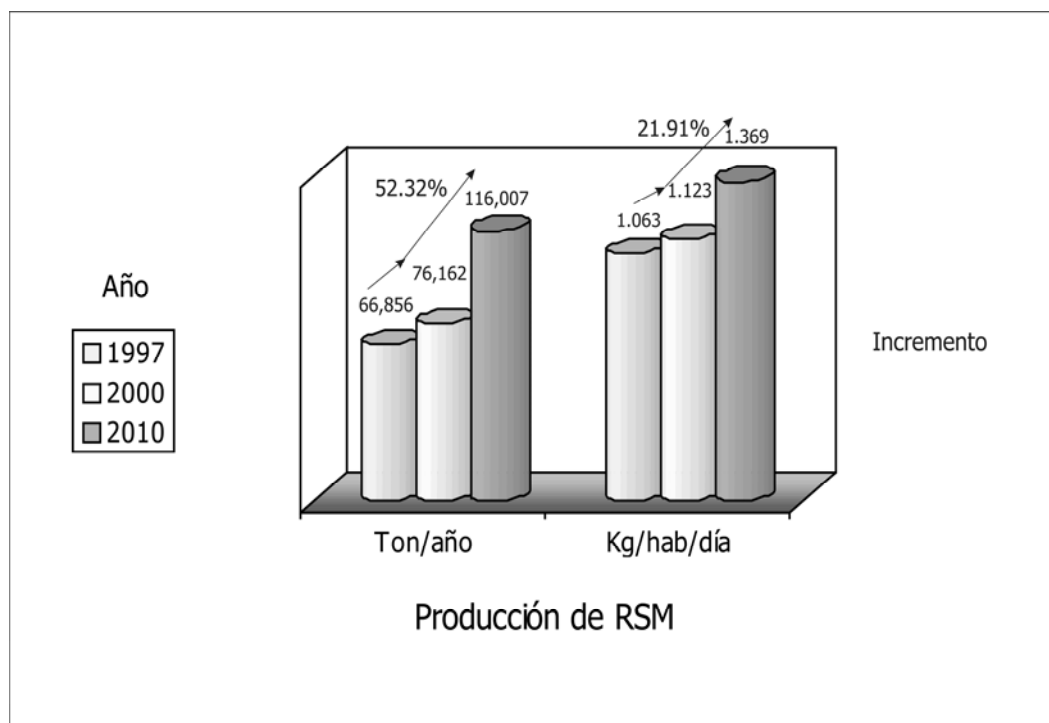
Elaboración con base en Espinosa (2006).



**Tabla 2.2.** Alternativas para la disposición de RSM en la zona conurbana de Toluca

Municipio	Ton/día	Disposición Final	Costo/día de Disposición	Otras Alternativas
Toluca	650	Vertedero Metepec 200 Ton Vertedero Tlalnepantla 450 Ton	\$178,750	
Metepec	200	Vertedero Metepec		
San Mateo Atenco	70	Vertedero Metepec		
Lerma	55	Vertedero Tlalnepantla	\$16,775	
Ocoyoacac	40	Vertedero Metepec 8 Ton Vertedero Tlalnepantla 32 Ton	\$12,480	
Capulhuac	25			Planta de Composta, Plantas Recicladoras y Vertedero Propio
Santa Cruz Atizapán	14			Vertedero Propio

Elaboración con base en Vargas (2004).



**Figura 2.8.** Incremento de la producción de RSM en Metepec. La proyección refleja que para el año 2010 la producción de residuos será de 116,007 Ton/año, con un incremento desde el año 2000 del 52.32 %. Asimismo, la producción per cápita de residuos sólidos presentará un incremento aproximado del 21.91 % en el periodo 2000 – 2010 (SE, 1999).

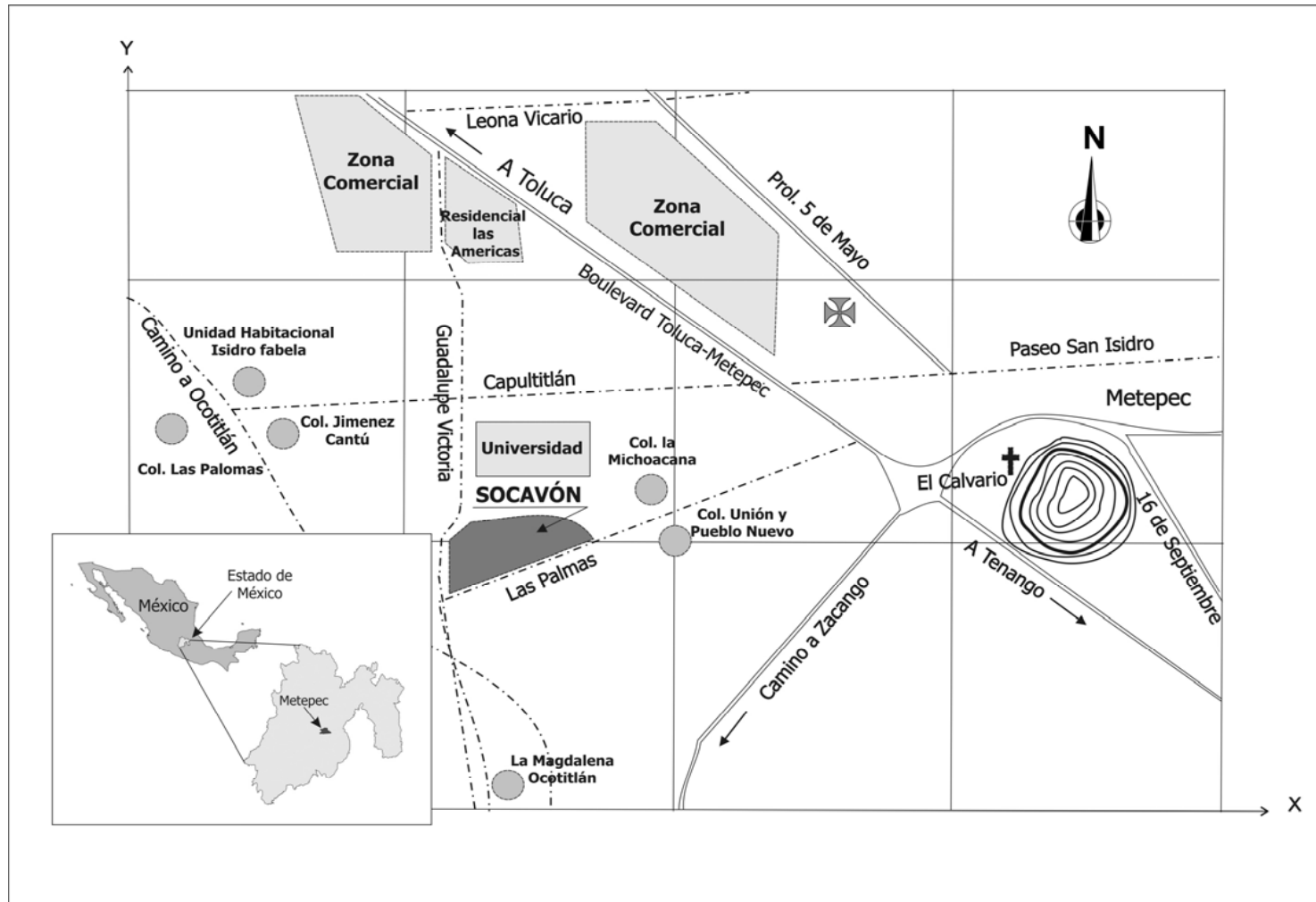
## **2.6 Efectos Indeseables Originados por los RSM**

La producción de *RSM* va en incremento, por lo que a través del tiempo se continuarán presentando problemas como el de Metepec en diferentes sitios, no sólo en el país sino en todo el mundo. Aunado al colapso de vertederos surge la carencia de sitios para su construcción, sin embargo, estos problemas son apenas la punta del iceberg, porque los *RSM* pueden presentar varios efectos ambientales negativos, por ejemplo, cuando son vertidos en cuerpos de aguas superficiales alteran la estructura física del hábitat e impactan negativamente su calidad; por otra parte, el agua subterránea puede contaminarse por la infiltración de los lixiviados derivados de los residuos que contienen materiales tóxicos depositados sobre ellos. Los residuos también afectan la calidad del aire, ya que están asociados frecuentemente con la generación de malos olores, así como con la contaminación por la quema intencional o espontánea de la basura. Por otro lado, la presencia de roedores, ortópteros e insectos asociados a los vertederos puede provocar la transmisión de enfermedades como el cólera, disentería, leptospirosis y amebiasis, entre otras (SEMARNAT, 2005).

En este entendido, el vertedero de Metepec está localizado en una zona muy concurrida, ya que a escasos metros de éste se encuentran establecidas unidades habitacionales, centros comerciales, de recreación y una Universidad, construida recientemente a una distancia menor de 500 m (Figura 2.9). Además, Metepec es considerada una ciudad turística debido a su arquitectura y a las artesanías que en ella se elaboran, por lo que el vertedero no sólo representa un contaminante visual para las personas que visitan la ciudad, sino también un peligro latente para sus habitantes.

## **2.7 Producción y Composición de Lixiviados de Vertederos**

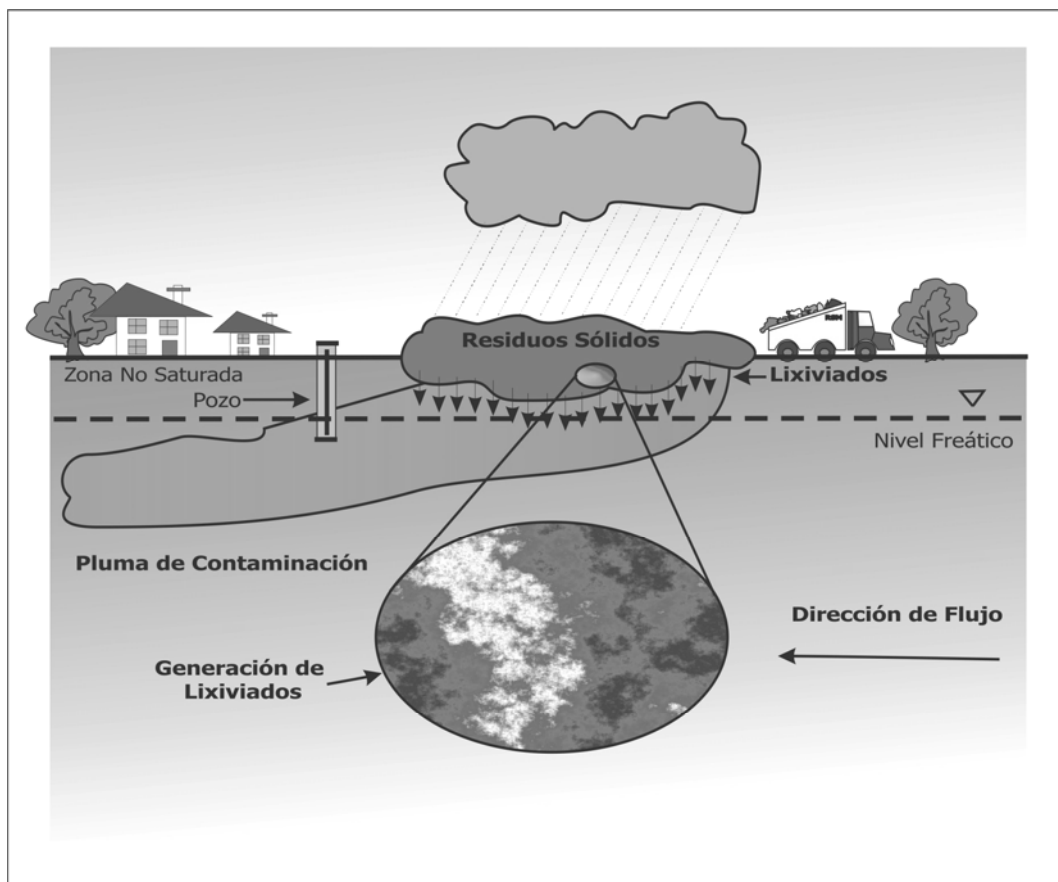
Por lo mencionado en apartados precedentes, hoy en día, el Socavón representa un problema ambiental, cultural y económico para el municipio y para el Estado de México, por lo que es necesario tomar medidas drásticas que mitiguen los efectos nocivos que el vertedero está ocasionando al medio ambiente.



**Figura 2.9.** Ubicación del vertedero en el municipio de Metepec. Se observa que está situado en una zona de alta peligrosidad por su cercanía a sitios concurridos, como centros comerciales y de recreación, una universidad y unidades habitacionales (adaptado de Bernal, 2005).

### 2.7.1 Generación de Lixiviados

Kennedy (1998) señala que el lixiviado puede ser definido, de forma sencilla, como un líquido que percola a través de los residuos sólidos. Por su parte, Kurniawan *et al.* (2006) definen al lixiviado como un líquido muy contaminado que se genera cuando la lluvia que percola a través de los residuos sólidos se combina con la fracción orgánica degradada de los mismos. Éste es un concepto muy similar al de Moreno (2003), quién identifica al lixiviado como el líquido formado generalmente por la lluvia, granizo, nieve o deshielos que caen sobre la superficie del vertedero y posteriormente se infiltran para ingresar por debajo de la base del mismo. En la Figura 2.10 se presenta un esquema conceptual del proceso.

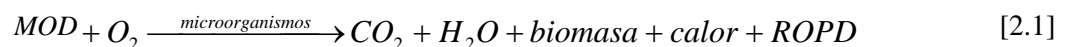


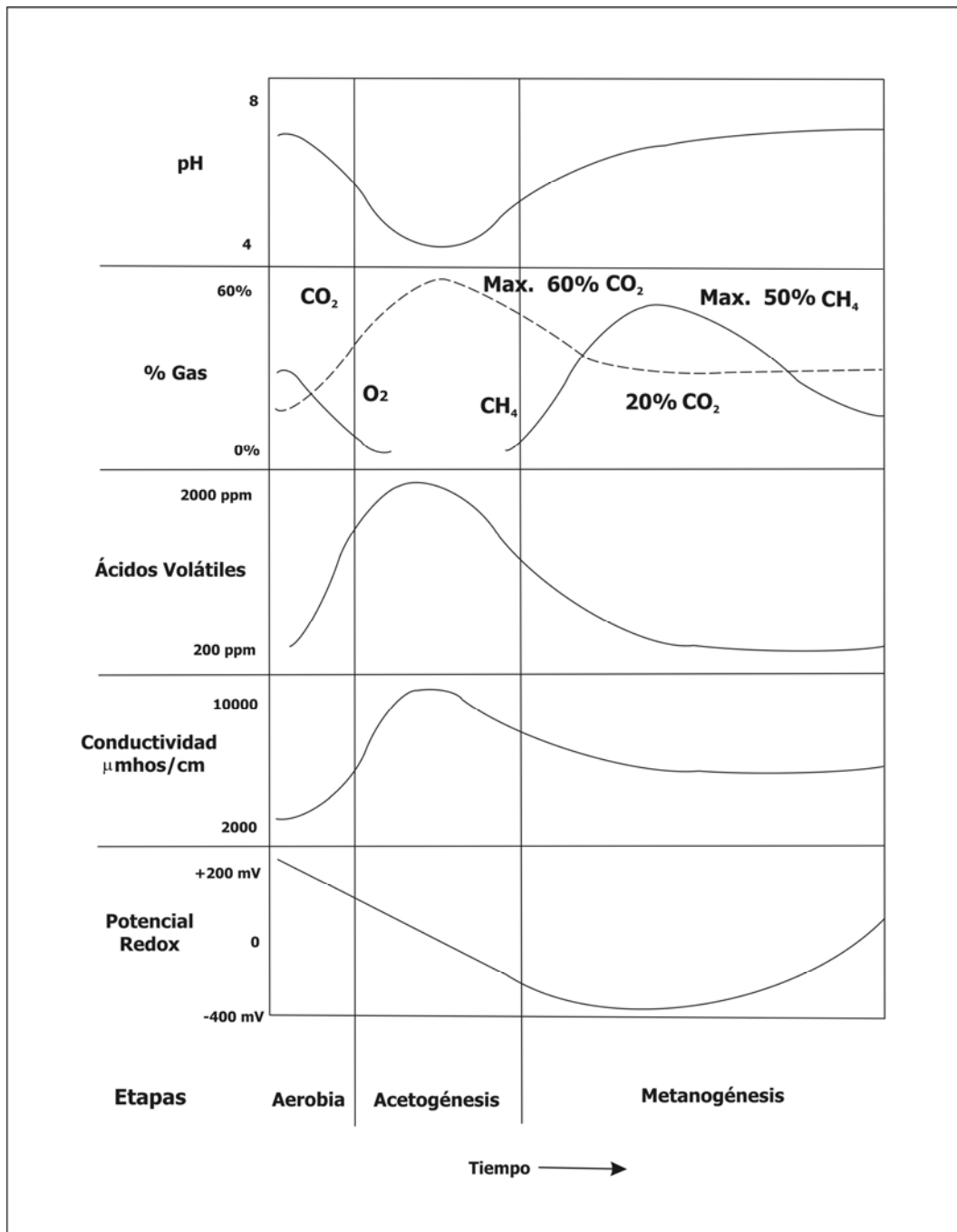
**Figura 2.10.** Esquema conceptual del proceso de contaminación del acuífero por efecto del desplazamiento de los lixiviados generados en vertederos de RSM.

En general, la calidad de los lixiviados es una función directa de la cantidad de agua externa que entra al vertedero. Las fuentes de agua dentro del vertedero incluyen humedad de los residuos, infiltración de agua de lluvia y flujo del agua subterránea. Cabe señalar que la pérdida de agua en el vertedero puede presentarse por diversas razones, tales como la respiración microbiana, la evaporación y la percolación del lixiviado. En este entendido, el movimiento advectivo vertical del lixiviado puede ocurrir sólo después de que suficiente fluido esté disponible para superar la saturación residual de la matriz patrón. Una vez que el lixiviado alcanza al acuífero, su movimiento es generalmente en dirección del flujo del agua subterránea y se sujeta a los efectos típicos de transporte de soluto que incluyen advección, dispersión, intercambio iónico y sorción, entre otros.

Farquhar (1989) menciona que en la producción de lixiviados se presentan diversos procesos químicos y microbiológicos. Éstos se dividen en dos fases de descomposición, una es aerobia y la otra anaerobia. Ésta última se divide en dos etapas, la primera se conoce como “Acetogénesis” y la segunda como “Metanogénesis”. En la Figura 2.11 se presenta un resumen esquemático del proceso.

La primera fase se conoce como “Descomposición Aerobia”, y es un proceso que requiere la presencia de oxígeno ( $O_2$ ). Tiene lugar cuando el residuo es colocado en el vertedero, y mientras que el gas está todavía disponible. Como la cantidad es finita, la fase aerobia es responsable sólo de una pequeña porción de la descomposición biológica dentro del residuo (Farquhar, 1989). En esta fase los microorganismos aerobios degradan los materiales orgánicos degradables ( $MOD$ ) a bióxido de carbono ( $CO_2$ ), agua ( $H_2O$ ), residuos orgánicos parcialmente degradados ( $ROPD$ ) y calor, ya que es una reacción exotérmica:

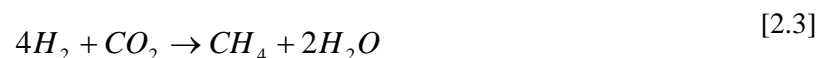




**Figura 2.11.** Etapas en que se divide la producción de lixiviados: Aerobia, Acetogénesis y Metanogénesis. A lo largo de éstas se presentan cambios en diferentes parámetros, tal es el caso del: potencial redox, conductividad, ácidos orgánicos volátiles, pH y gases como  $\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$  y  $\text{O}_2$  (adaptado de Kehew, 2001).

Debido a las altas concentraciones de  $CO_2$ , se pueden producir ácidos carbónicos con niveles de  $pH$  ácidos para los lixiviados. Conforme se consume el  $O_2$ , la fase aerobia termina rápidamente y el vertedero entra a la segunda fase que se conoce como “Descomposición Anaerobia”, en la que los microorganismos facultativos continúan el proceso. En la primera etapa, acetogénesis, el lixiviado generado es químicamente agresivo y presenta una conductancia específica alta. Se producen grandes concentraciones de ácidos orgánicos, nitrógeno amoniacal ( $N-NH_3$ ), hidrógeno ( $H_2$ ) y  $CO_2$ . Los niveles de  $pH$  oscilan entre 5.5 y 6.5 lo que provoca la disolución de varios compuestos. Conforme progresa la biodegradación del residuo, el  $O_2$  comienza a agotarse, el potencial redox se reduce y la segunda etapa de descomposición anaerobia del residuo con bacterias metanogénicas comienza a dominar (Farquhar, 1989). Ésta se conoce como metanogénesis y cuando inicia se producen  $CO_2$ , metano ( $CH_4$ ) y  $H_2O$ , con presencia de calor.

En esta etapa, los microorganismos trabajan lentamente pero son muy eficientes y pueden descomponer residuos orgánicos por varios años. Las bacterias metanogénicas utilizan los productos de la acetogénesis, es decir, utilizan el gas  $H_2$  y/o los ácidos carboxílicos para producir ácido acético ( $CH_3COOH$ ) y, posteriormente, el gas  $CH_4$  como se indica en las siguientes reacciones:



El  $pH$  va de 6.7 a 7.5 (un valor casi neutro), lo que lo convierte en un lixiviado menos agresivo. En esta etapa también se pueden producir gases como el nitrógeno ( $N_2$ ), derivado de un proceso microbiológico de desnitrificación donde el ión nitrato ( $NO_3^-$ ) es reducido, y sulfuro de hidrógeno ( $H_2S$ ), por la reducción de sulfatos ( $SO_4^{2-}$ ) con microorganismos (Farquhar, 1989). Eventualmente, los grados de descomposición decrecen debido a la reducción del sustrato orgánico. El volumen de los residuos disminuye por procesos de descomposición, los que causan subsidencia física en los vertederos y un agrietamiento potencial de la capa (Farquhar, 1989).

## 2.7.2 Composición de los Lixiviados

Según Kennedy (1998), la composición real del lixiviado encontrado en un vertedero depende de la composición del residuo y las condiciones dentro del vertedero tales como: temperatura, contenido de humedad, profundidad de los residuos, etapa de descomposición de los mismos, habilidad de las capas sólidas intermedias para remover contaminantes y calidad del agua que entra al vertedero.

En términos de aguas subterráneas, la diversidad de elementos contaminantes es muy variada. Morales (2003) menciona que algunos contaminantes que pueden encontrarse en acuíferos contaminados por lixiviados son los  $NO_3^-$ , que en niveles elevados pueden causar matahemoglobinemia en los niños, pueden ser carcinogénicos y además aceleran la eutrofización en las aguas superficiales; los patógenos que se refieren a las bacterias, virus, etc., los cuales causan enfermedades como el tífus, cólera, disentería, polio o hepatitis; los metales en trazas que incluyen el cadmio ( $Cd$ ), cromo ( $Cr$ ), cobre ( $Cu$ ), mercurio ( $Hg$ ) y plomo ( $Pb$ ), y que pueden tener efectos tanto carcinogénicos como tóxicos; de igual forma deben ser incluidos los componentes orgánicos que abarcan tanto a los volátiles, semivolátiles, como los disueltos. Dentro del mismo contexto, Moreno (2003) indica que los constituyentes con mayor concentración son los cloruros ( $Cl^-$ ), el hierro ( $Fe^{n+}$ ), magnesio ( $Mg^{2+}$ ), sodio ( $Na^+$ ) y los  $SO_4^{2-}$ .

En términos de lixiviados, Christensen *et al.* (2001) señalan que los lixiviados de un vertedero se pueden clasificar en 4 grupos de contaminantes: Materia Orgánica Disuelta (expresada como Demanda Química de Oxígeno [ $DQO$ ] o Carbono Orgánico Total [ $COT$ ], incluyendo  $CH_4$ , ácidos grasos volátiles y compuestos fúlvicos y húmicos), Macrocomponentes Inorgánicos (calcio [ $Ca^{2+}$ ],  $Mg^{2+}$ ,  $Na^+$ , potasio [ $K^+$ ], bicarbonatos [ $HCO_3^-$ ],  $Cl^-$ ,  $SO_4^{2-}$ ,  $N-NH_3$ ,  $Fe^{n+}$ , manganeso [ $Mn^{2+}$ ] y boro [ $B$ ]), Metales Pesados ( $Cu$ ,  $Cd$ ,  $Pb$ , cinc [ $Zn$ ], arsénico [ $As$ ],  $Cr$  y níquel [ $Ni$ ]) y Compuestos Orgánicos  $XOCs$ , que incluyen una variedad de hidrocarburos aromáticos, fenoles y alifáticos clorados. También enfatizan que se pueden encontrar otros componentes en el lixiviado tales como selenio [ $Se$ ], bario [ $Ba$ ], litio [ $Li$ ],  $Hg$  y cobalto [ $Co$ ] pero, en general, están en



concentraciones muy bajas por lo que son sólo de importancia secundaria. Tanto la concentración de los macrocomponentes inorgánicos como la de los compuestos orgánicos depende de la estabilización de los procesos en el vertedero. La materia orgánica disuelta en el lixiviado es un parámetro que cubre una gran variedad de productos orgánicos degradables. Ésta se encuentra contenida, generalmente, en altas concentraciones, razón por la cual los vertederos son considerados como un reactor bioquímico (Christensen *et al.*, 2001).

Dentro de este contexto, es importante mencionar que la contaminación de acuíferos por lixiviados se agrava más dado el hecho de que la presencia de materias potencialmente peligrosas en los vertederos municipales no está documentada, por lo que los problemas asociados suelen ignorarse hasta que el lixiviado de dichos vertederos contamina un pozo o un cuerpo de agua superficial, y para entonces las aguas subterráneas se encuentran ya muy contaminadas, con poca posibilidad para su recuperación (Howard *et al.*, 1996).

Varios investigadores han presentado trabajos de caracterización de lixiviados con rangos que constituyen los límites mínimos y máximos de los contaminantes encontrados, algunos de éstos se presentan en las Tablas 2.3 y 2.4. Dado que la edad del vertedero es uno de los factores que influye en la concentración de los contaminantes del lixiviado, en la Tabla 2.5 se exponen las concentraciones típicas de varios parámetros en función de este factor. Cabe mencionar que los lixiviados, generados en vertederos de *RSM*, presentan características diferentes a las de las aguas residuales domésticas o industriales. Los lixiviados tienen un amplio rango de concentración de contaminantes comparado con el de las aguas residuales domésticas (Tabla 2.6), por lo que el tratamiento de los lixiviados se convierte en una tarea aún más difícil (El-Gendy, 2003).

**Tabla 2.3.** Composición de lixiviados de vertederos de RSM

Parámetro	Rango		
	Christensen et al. (2001)	Fatta et al. (1999)	Moreno (2003)
Temperatura (°C)			2 – 122
pH	4.5 – 9	8.3 - 8.63	1.5 - 12.5
Conductividad (µs/cm)	2,500 – 35,000	23,000 – 26,900	
Sólidos Totales	2,000 – 60,000	8 334 – 13,546	
Sólidos Suspendidos		110 – 400	
Sólidos Disueltos		7,934 – 13,115	
<u>Materia Orgánica:</u>			
Carbón Orgánico Total	30 – 29,000		0.3 – 45,100
Carbón Orgánico Disuelto		4,250 – 6,100	
Demanda Bioquímica de Oxígeno	20 – 57,000	520 – 865	1 – 72,000
Demanda Química de Oxígeno	140 – 152,000		
Nitrógeno Orgánico	14 – 2,500		
<u>Macrocomponentes Inorgánicos:</u>			
Fosfatos	0.1 – 23	9.71 – 16.8	
Cloruros	150 – 4,500	3,424 – 5,100	NR – 27,100
Fluoruros			NR – 302
Sulfatos	8 – 7,750	192 – 758	NR – 84,000
Bicarbonatos	610 – 7,320	2,300 – 3,170	NR – 57,850
Nitratos			NR – 250
Nitrógeno Amoniacal	50 – 2,200	1,030 – 1,350	
Sodio	70 – 7,700	1,440 – 3,322	NR – 8,000
Potasio	50 – 3,700	1,499 – 2,094	NR – 3,770
Fósforo			NR – 154
Calcio	10 – 7,200	45.4 – 63.4	NR – 4,080
Magnesio	30 – 15,000		NR – 15,600
Hierro	3 – 5,500	6.35 - 7.19	NR – 57,300
Manganeso	0.03 – 1,400		NR – 1,400
<u>Metales Trazas:</u>			
Arsénico	0.01 – 1		NR – 70.2
Cadmio	0.0001 - 0.4	0.02 - 0.04	NR – 17
Cromo	0.02 – 1.5	1.20 - 2.44	NR – 22.5
Cobalto	0.005 - 1.5		NR – 3.4
Cobre	0.005 – 10	0.16 - 0.31	NR - 1,100
Plomo	0.001 – 5	0.24 - 0.42	NR – 6.6
Mercurio	0.00005 – 0.16		NR - 0.00016
Níquel	0.015 – 13	0.24 - 0.97	NR – 60
Cinc	0.03 – 1,000	0.36 - 0.79	NR – 250

Concentraciones en mg/L, a excepción del pH (adimensional) y las que se especifican.  
NR = No reportado.

**Tabla 2.3.** Composición de lixiviados de vertederos de RSM (continuación)

<i>Parámetro</i>	<i>Rango</i>		
	<i>USEPA (1995)</i>	<i>El-Gendy (2003) Fase Acetogénesis</i>	<i>El-Gendy (2003) Fase Metanogénesis</i>
<i>Temperatura (°C)</i>			
<i>pH (adimensional)</i>	3.7 – 9	4.5 – 7.5	7.5 – 9
<i>Conductividad (us/cm)</i>			
<i>Sólidos Totales</i>			
<i>Sólidos Suspendidos</i>			
<i>Sólidos Disueltos</i>			
<i><u>Materia Orgánica:</u></i>			
<i>Carbón Orgánico Total</i>			
<i>Carbón Orgánico Disuelto</i>			
<i>Demanda Bioquímica de Oxígeno</i>			
<i>Demanda Química de Oxígeno</i>	9 – 90,000	6,000 – 60,000	500 – 4,500
<i>Nitrógeno Orgánico</i>		10 – 4,250	10 – 4,250
<i><u>Macrocomponentes Inorgánicos:</u></i>			
<i>Fosfatos</i>			
<i>Cloruros</i>	2 – 5,500	100 – 5,000	100 – 5,000
<i>Fluoruros</i>			
<i>Sulfatos</i>			
<i>Bicarbonatos</i>	140 – 20,900	300 – 11,500	300 – 11,500
<i>Nitratos</i>	NR – 1,100	0.1 - 50	0.1 – 50
<i>Nitrógeno Amoniacal</i>		30 – 30,000	30 – 30,000
<i>Sodio</i>	NR – 7,700	50 – 4,000	50 – 4,000
<i>Potasio</i>	3 – 3,770	10 – 2,500	10 – 2,500
<i>Fósforo</i>			
<i>Calcio</i>	5 – 7,200	10 – 2,500	20 – 600
<i>Magnesio</i>			
<i>Hierro</i>	2 – 5,500	20 – 2,100	3 – 280
<i>Manganeso</i>			
<i><u>Metales Trazas:</u></i>			
<i>Arsénico</i>			
<i>Cadmio</i>	NR – 17	0.0005 – 0.14	0.0005 – 0.14
<i>Cromo</i>	NR – 33	0.03 – 1.6	0.03 – 1.6
<i>Cobalto</i>			
<i>Cobre</i>	NR – 10	0.004 – 1.4	0.004 – 1.4
<i>Plomo</i>	NR – 12	0.008 – 1.02	0.008 – 1.02
<i>Mercurio</i>			
<i>Níquel</i>	NR – 9	0.02 – 2.05	0.02 – 2.05
<i>Cinc</i>			

Concentraciones en mg/L, a excepción del pH (adimensional) y las que se especifican.  
NR = No reportado.

**Tabla 2.4.** Composición de lixiviados de vertederos de *RSM* (compuestos orgánicos)

<i>Parámetro</i>	<i>Rango en la Literatura</i>	
	<i>Moreno (2003)</i>	<i>Christensen et al. (2001)</i>
<i>Acetona</i>	0.008 – 13.0	0.006 - 4.40
<i>Benceno</i>	0.0014 – 1.630	0.001 - 1.63
<i>Carbón Tetraclorido</i>	0.003 – 0.995	
<i>Clorobenceno</i>	BDL – 0.685	
<i>Cloroetano</i>	0.002 – 0.860	
<i>Cloroformo</i>	0.004 – 1.3	0.001 - 0.07
<i>Cianide</i>	0.004 – 555	
<i>1,2-Diclorobenceno</i>	0.003 – 0.032	
<i>1-4-Diclorobenceno</i>	0.001 – 0.25	
<i>1,1-Dicloroetano</i>	BDL – 44	
<i>1,2-Dicloroetano</i>	BDL – 11	
<i>1,1-Dicloroetileno</i>	BDL – 0.11	
<i>1,2-Dicloroetileno</i>	BDL – 2.2	
<i>Endrin</i>	$0.04 \times 10^{-3}$ – 0.05	
<i>Etil acetato</i>	0.042 – 0.29	
<i>Etil benceno</i>	0.001 – 4.9	0.001 - 1.28
<i>Isopropano</i>	0.00318 – 16	
<i>Lindano</i>	$0.017 \times 10^{-3}$ – $0.023 \times 10^{-3}$	
<i>Cloruro de metileno</i>	BDL – 58.2	0.001 - 0.064
<i>Etil metil cetona</i>	0.11 – 37	
<i>Isobutil metil cetona</i>	0.01 – 0.74	
<i>Naftaleno</i>	0.0046 – 0.202	0.0001 - 0.26
<i>Fenantreno</i>	0.0081 – 1.22	
<i>Fenol</i>	0.0011 – 28.8	0.001 – 1.2
<i>Compuestos fenólicos</i>	$0.05 \times 10^{-3}$ – 19	
<i>Tanin + Lignin</i>	0.12 – 264	
<i>Tetracloroetileno</i>	0.001 – 0.232	0.0001 - 0.25
<i>Tolueno</i>	0.001 – 18	0.001 – 12.3
<i>1,1,1-Tricloroetano</i>	BDL – 13	0.0001 - 3.81
<i>Tricloroetileno</i>	0.001 – 15	0.0007 - 0.75
<i>Cloruro de vinil</i>	0.008 – 3	
<i>Xileno</i>	0.0025 - 0.32	0.004 – 3.5

Concentración de los parámetros en *mg/L*.

BDL = Bajo límite de detección.

**Tabla 2.5.** Composición de lixiviados de *RSM* en función de la edad del vertedero

<i>Parámetro</i>	<i>Edad del Vertedero</i>		
	<i>1 Año</i>	<i>5 Años</i>	<i>10 Años</i>
<i>Demanda Bioquímica de O<sub>2</sub></i>	7,500 – 28,000	4,000	80
<i>Demanda Química de O<sub>2</sub></i>	10,000 – 40,000	8,000	400
<i>pH</i>	5.2 - 6.4	6.3	
<i>Sólidos Totales Disueltos</i>	10,000 – 14,000	6,794	1,200
<i>Sólidos Suspendedos Totales</i>	100 – 700		
<i>Alcalinidad (CaCO<sub>3</sub>)</i>	800 – 4,000	5,810	2,250
<i>Dureza (CaCO<sub>3</sub>)</i>	3,500 – 5,000	2,200	540
<i>Fósforo Total</i>	25 – 35	12	8
<i>Orto Fosfato</i>	23 – 33		
<i>N-NH<sub>3</sub></i>	56 – 482		
<i>Nitrato</i>	0.2 - 0.8	0.5	1.6
<i>Calcio</i>	900 – 1,700	308	109
<i>Cloruros</i>	600 – 800	1,330	70
<i>Sodio</i>	450 – 500	810	34
<i>Potasio</i>	295 – 310	610	39
<i>Sulfato</i>	400 – 650	2	2
<i>Manganeso</i>	75 – 125	0.06	0.06
<i>Magnesio</i>	160 – 250	450	90
<i>Hierro</i>	210 – 325	6.3	0.6
<i>Cinc</i>	10 – 30	0.4	0.1
<i>Cobre</i>		<0.5	<0.5
<i>Cadmio</i>		<0.05	<0.05
<i>Plomo</i>		0.5	1

Todos los valores están dados en *mg/L*, excepto el *pH* que es adimensional.  
Elaborado con base en Kehew (2001).

**Tabla 2.6.** Composición de aguas residuales domésticas antes de ser tratadas

<i>Parámetros</i>	<i>Concentración</i>		
	<i>Baja</i>	<i>Media</i>	<i>Alta</i>
<i>Alcalinidad</i>	50	100	200
<i>DQO</i>	250	500	1,000
<i>Nitrógeno Total</i>	20	40	85
<i>Nitrógeno Amoniacal</i>	12	25	50
<i>Nitrógeno Orgánico</i>	8	15	35
<i>Cloruros</i>	30	50	100

Todos los valores están dados en *mg/L*, excepto el *pH* que es adimensional.  
Elaborado con base en El-Gendy (2003).

## 2.8 Análisis Global de la Producción de RSM y Lixiviados

La generación de *RSM* y la disposición de los mismos es un tema de controversia no sólo en nuestro país sino en todo el mundo. Como consecuencia de un mal manejo de los residuos y del incremento en su producción, se derivan varios problemas tales como la generación de biogás y lixiviados. Éstos últimos son un peligro latente para el ambiente y la ciudadanía, por lo que el tratamiento de los mismos es una de las medidas de prevención y corrección que deben implementarse en los vertederos.

El tratamiento de lixiviados es un tema difícil debido a la naturaleza compleja de los mismos. Éstos contienen una amplia gama de contaminantes en altas concentraciones, ya que sus características están en función de varios factores, como la edad del vertedero, la cantidad de humedad presente en el mismo, el clima y la litología del sitio, entre otros. Se dice que el tratamiento de lixiviados es más complicado que el tratamiento de las aguas residuales domésticas, sin embargo no es imposible. En este entendido, varios investigadores han realizado tareas de tratamiento de lixiviados, alrededor del mundo, con resultados satisfactorios.

# Alternativas que Mitigan los Efectos Nocivos de los Lixiviados en los Acuíferos

## 3.1 Introducción

La contaminación del ambiente es uno de los grandes problemas de nuestro tiempo, tanto a nivel nacional como internacional. El desarrollo tecnológico, la necesidad de expansión de las industrias, el desbordado crecimiento sin planificación de las grandes zonas urbanas, así como la inconciencia y la ignorancia del hombre son, en conjunto, las causas de este complejo suceso (Iturbe y Silva, 1989). En este entendido, la producción de residuos sólidos, a nivel mundial, continúa incrementando día con día, lo que implica problemas como colapsos de vertederos, producción de biogás, falta de sitios para la disposición final de los residuos y la producción de lixiviados, los que representan una amenaza para las aguas subterráneas.

En este entendido, se han realizado diversas investigaciones con el objetivo de proponer técnicas que mitiguen los efectos nocivos generados por los lixiviados. Una técnica que

está siendo utilizada considerablemente, en los últimos años, es la implementación de Pantallas Reactivas Permeables (*PRP*), ya que son versátiles, económicas y sencillas. El principio en el que se basa esta técnica es el tratamiento pasivo de los lixiviados. El tratamiento es pasivo porque no requiere de energía, lo que lo hace económicamente factible. Asimismo, es versátil porque dependiendo del contaminante que se desee tratar se elige el medio reactivo que compone la pantalla. Además, es sencilla porque una vez implementada no requiere mantenimiento continuo. Sin embargo, las *PRP* presentan dos desventajas: al ser una técnica nueva se carece de datos sobre su desempeño a largo plazo y, al mismo tiempo, no es factiblemente económica si se implementa a grandes profundidades. A pesar de ello, se continúan realizando investigaciones para mejorar su funcionamiento.

En este capítulo se presenta un análisis global de diversas técnicas que mitigan los efectos nocivos de los lixiviados mediante su tratamiento y, de forma más detallada, un análisis de diversos medios reactivos que han sido empelados en el tratamiento de lixiviados con la técnica de las *PRP*.

## **3.2 Técnicas de Tratamiento para Lixiviados**

De acuerdo con lo citado en párrafos precedentes, existen diversas técnicas de tratamiento entre las cuales se pueden mencionar las de bombeo, los procesos biológicos, físicos y químicos, así como las técnicas pasivas. Todas presentan ventajas y desventajas, sin embargo, éstas pueden estar en función de las condiciones del medio, de los compuestos que se van a tratar y del presupuesto económico con que se disponga.

### **3.2.1 Tratamiento a través de Bombeo**

Las técnicas a través de bombeo pueden ser de dos tipos: *Bombeo y Tratamiento* o *Bombeo y Recirculación de Lixiviados*. La primera consiste en bombear los lixiviados para posteriormente tratarlos en la superficie, por ejemplo en un depósito que contenga carbón activado. Ésta parece ser una buena opción, ya que, gran cantidad de compuestos



orgánicos, y algunos metales, pueden ser removidos del lixiviado. Sin embargo, la USEPA (1995) señala que es una técnica muy costosa. Además, la eficiencia de adsorción del carbón activado varía en función de diversos factores, como la concentración del contaminante, el tiempo de contacto, la temperatura y el contenido de humedad (USEPA, 1995). Un ejemplo práctico de la ineficiencia de esta técnica es el caso de New Jersey, EEUU (NRC, 1994). En 1977 descubrieron compuestos tóxicos en 3 de los principales pozos que suministraban agua potable a los habitantes de South Brunswick Township. Las autoridades competentes decidieron implementar la técnica de bombeo y tratamiento hasta que la contaminación fuera mínima. El tratamiento fue de 6 años y tuvo un costo de 10 millones de dólares. Sin embargo, 3 años después los niveles de contaminación en zonas cercanas habían incrementado al doble de la concentración que se tenía al principio, por lo que se tuvo que optar por otra técnica (NRC, 1994).

Por su parte, la *Recirculación de Lixiviados* destaca dentro de esta categoría, ya que es una de las técnicas que más ha sido utilizada (USEPA, 1995). Ésta consiste en coleccionar los lixiviados y redistribuirlos a través de los mismos residuos con el fin de mejorar su biodegradación, y al mismo tiempo reducir la concentración de los contaminantes presentes en ellos (Sharma y Warith, 1998). Sin embargo, a pesar de ser una de las técnicas más empleadas, presenta limitaciones ya que se produce la obstrucción de los sistemas de drenaje. Su efectividad depende de la técnica que se elija para la redistribución y, además, dependiendo de las vías preferenciales de flujo, el lixiviado puede drenar por vías no controladas, lo cual constituye un peligro adicional (USEPA, 1995).

### **3.2.2 Procesos Biológicos**

Actualmente los procesos biológicos han tenido un auge impresionante, y el área de tratamiento de lixiviados no es la excepción. Éstos consisten en utilizar microorganismos para biodegradar la materia orgánica, entre los que destacan los

sistemas de lodos activados, los reactores Batch secuenciales y el tratamiento con carbón activado (USEPA, 1995).

Los *Sistemas de Lodos Activados* son una técnica que utiliza microorganismos aerobios para biodegradar los contaminantes orgánicos. Los lixiviados son introducidos dentro de un reactor con aireación, en donde se encuentran los microorganismos, y de inmediato inicia una serie de reacciones bioquímicas que degradan la materia orgánica generando nueva biomasa (USEPA, 1995). Ésta ha sido ampliamente probada para tratamiento de lixiviados y se han encontrado limitantes como la elevada producción de lodos y la restringida gama de contaminantes que puede tratar, debido a que se enfoca únicamente a compuestos orgánicos de los cuales algunos, como el tricloroetileno, policloroetileno, tetracloruro de carbono y cloroformo, no son biodegradables (USEPA, 1995). Además, es necesario que el reactor esté encerrado para minimizar el escape de los gases nocivos y, en algunos casos, es necesario instalar un sistema de tratamiento de gases en el interior, lo que incrementa los costos (USEPA, 1995).

El *Reactor Batch Secuencial* es definido por la USEPA (1995) como un reactor lote que funciona con 5 etapas: llenado, reacción, sedimentación, purga y espera. En la primera etapa se seleccionan los microorganismos que van a intervenir y la cantidad de oxígeno que estará presente dentro del reactor, una vez lleno empieza a operar. Posteriormente, en la segunda etapa se controla el tiempo en que los microorganismos actúan. En la tercera etapa se separan los microorganismos por sedimentación. A continuación, el efluente tratado es arrastrado fuera del reactor, ésta es la cuarta etapa, y, finalmente, en la última etapa descansa para volver a empezar.

En este entendido, Timar y Özturk (1999) evaluaron el tratamiento anaerobio del lixiviado de un vertedero municipal. Utilizaron un reactor anaerobio Batch secuencial y tuvieron éxito en los resultados, ya que se alcanzó una remoción del 64 al 85 % de *DQO*, sin embargo, la evaluación fue realizada únicamente a escala laboratorio. Esta técnica ha sido muy utilizada a gran escala, pero presenta el inconveniente de que si no se diseña apropiadamente pueden presentarse interferencias tóxicas en el sistema. Además, es

necesario implementar una rutina de chequeo del equipo y análisis del efluente, lo que desafortunadamente eleva los costos (USEPA, 1995).

Por su parte, el *Sistema de Carbón Activado* consiste en añadir carbón activado a la técnica anterior. La USEPA (1995) señala que este sistema ha sido utilizado para tratar compuestos orgánicos con el objetivo de remover el color y, en general, reducir tanto la  $DBO_5$  como la  $DQO$ . Desafortunadamente, el uso de carbón activado eleva los costos (USEPA, 1995 y Kurniawan *et al.*, 2006) y los lixiviados que contienen metales deben ser sometidos a otro tratamiento (USEPA, 1995).

### **3.2.3 Procesos Físicos y Químicos**

Como su nombre lo indica, los procesos físicos y químicos consisten en técnicas que implican reducción del contaminante por efecto de un proceso físico o de una reacción química. Dos técnicas importantes son la de Adsorción con Carbón Activado y la de Oxidación Química. Por su parte, el *Carbón Activado* purifica los lixiviados cuando éstos son bombeados hasta la superficie a través de un contenedor que contiene este medio (USEPA, 1995). Varios compuestos orgánicos, e inclusive algunos metales, pueden ser removidos del lixiviado con carbón activado, sin embargo, la efectividad de éste para adsorber los contaminantes varía inversamente con el tiempo de contacto, la concentración de los contaminantes, la temperatura y la humedad, por lo que se requiere un control detallado de dichos parámetros, lo que origina los altos costos de la técnica (USEPA, 1995).

Asimismo, la *Oxidación Química* es una opción para remover ciertos contaminantes orgánicos del lixiviado, ya que presenta la ventaja de no producir ningún tipo de residuo (USEPA, 1995). Algunos oxidantes comunes incluyen el ozono ( $O_3$ ), cloro ( $Cl_2$ ), peróxido de hidrógeno ( $H_2O_2$ ), radiación ultravioleta ( $UV$ ) y la combinación de éstos. No obstante, debido a que estas técnicas son relativamente nuevas, su desempeño debe ser ampliamente evaluado; además, se debe considerar que sus costos de inversión y mantenimiento son extremadamente elevados (USEPA, 1995).

Referente a la evaluación del desempeño de la técnica, se puede citar el trabajo de Wang *et al.* (2006), quienes utilizaron  $O_3$  y  $O_3/H_2O_2$  para tratar lixiviados de un vertedero, en el que las sustancias húmicas, que incluyen ácidos húmicos y fúlvicos, representan sus principales componentes. Ellos mencionan que se obtuvo una reducción significativa del color, 51 % en la oxidación con  $O_3$  y 69 % con  $O_3/H_2O_2$ ; sin embargo, los resultados también reflejan que después de la oxidación con  $O_3$  se incrementa inesperadamente la  $DBO_5$  y con la oxidación de  $O_3/H_2O_2$  se obtiene un efecto insignificante sobre la reducción de la  $DQO$ . Por su parte, la USEPA (1995) señala que en la oxidación de compuestos orgánicos con  $Cl_2$  se puede presentar la formación de algunas sustancias cloradas tóxicas como subproductos, lo cual disminuye su eficiencia.

Asimismo, Rivas *et al.* (2003) evaluaron la eficiencia de remoción de contaminantes en lixiviados de vertederos con  $O_3$  y carbón activado a escala piloto. Después de colectar los lixiviados y proporcionar el tratamiento, observaron que el  $O_3$  no contribuyó significativamente en la disminución de la  $DBO_5$ , lo que coincide con los resultados obtenidos por Wang *et al.* (2006), y la reducción de la carga contaminante fue moderada, sin embargo, en la etapa de adsorción con carbón activado se alcanzaron valores bajos de  $DQO$  y alta biodegradabilidad.

Existen otros procesos como *Coagulación – Floculación*, *Precipitación Química* y *Adsorción por Carbón Activado*. El primero ha sido empleado para remover compuestos orgánicos no biodegradables y metales pesados con cloruro férrico ( $FeCl_3$ ). Si se agrega cal, previo al tratamiento, es posible obtener mejores resultados, sin embargo, los costos operacionales incrementan (Kurniawan *et al.*, 2006). Asimismo, la *Precipitación Química* es una técnica muy sencilla que se ha empleado en compuestos orgánicos no biodegradables, metales pesados y  $N-NH_3$ , pero, desafortunadamente, presenta inconvenientes como la alta dosis de material precipitante que se necesita, la generación de lodos y su futura disposición (Kurniawan *et al.*, 2006). Por su parte, la *Adsorción por Carbón Activado* es la técnica más ampliamente utilizada para la remoción de compuestos orgánicos recalcitrantes y no biodegradables, sin embargo, la

constante necesidad de regeneración del carbón es su limitante, ya que los costos se incrementan (Kurniawan *et al.*, 2006).

### **3.2.4 Remediación Pasiva**

Morales (2003) asegura que una opción rentable económicamente es la atenuación natural, en la que una variedad de procesos físicos y/o químicos actúan sin la intervención humana para reducir la masa, toxicidad, movilidad, volumen y concentración de los lixiviados. Sin embargo, también hace énfasis en los inconvenientes que presenta esta técnica: demanda bastante información, que generalmente no puede encontrarse en su totalidad, y requiere de trabajos de monitoreo, lo que puede incrementar los costos. En este entendido, la NRC (2000) reporta que en St. Joseph, Michigan, EEUU, han utilizado esta técnica para tratar una pluma que contenía solventes clorados en grandes concentraciones, principalmente *TCE* (tricloroetileno). Los resultados muestran que se obtuvo una remoción del 8 al 25 % de *TCE* y una disminución de la *DQO* mayor al 15 %. La primera se relacionó con la conversión de *TCE* a eteno, mientras que la última se asoció con una deshalogenación reductiva (NRC, 2000).

En términos de remediación pasiva, una técnica que está siendo utilizada considerablemente en los últimos años son las *PRP*. Ésta consiste en emplazar en el subsuelo un medio reactivo a través del cual circulan los lixiviados, erradicando o disminuyendo la concentración de diversos compuestos mediante procesos químicos, físicos y biológicos (Martí, 2001). Las pantallas pueden ser emplazadas de forma vertical u horizontal, dependiendo de las condiciones del sitio en el que se implemente la técnica.

Ésta es una técnica pasiva que presenta bajo costo de inversión y mantenimiento (Martí, 2001). Se dice que las *PRP* son un método de remediación pasiva porque su operación no depende de ninguna labor externa ni de consumo de energía, excepto durante su instalación, lo que se convierte en su principal ventaja. Una vez instalada, la pantalla

toma una condición favorable, ya que por efecto de la gravedad los contaminantes entran en contacto con el material reactivo (Gavaskar, 1999).

Asimismo, las *PRP* pueden tratar la mayoría de los contaminantes, dado que en función de los compuestos detectados se puede elegir el tipo de medio reactivo a utilizar para cada tratamiento (Martí, 2001). Por ejemplo, Guerin *et al.* (2002) diseñaron y construyeron en Australia una *PRP*, con sistema embudo - compuerta, para tratar tolueno, etil-benceno, xileno y n-alcanos con cadenas de 6 a 36 carbonos. La efectividad del sistema fue evaluada durante 10 meses de operación, obteniendo un promedio del 72 % de remoción de los contaminantes. Por su parte, Vogan *et al.* (1999) instalaron una *PRP*, de forma vertical y continua, en una zona industrial de Nueva York, EEUU, para evaluar su poder de remoción de compuestos orgánicos volátiles. El estudio se realizó a escala piloto, se utilizó como medio reactivo  $Fe^0$  (hierro cero-valente) y el periodo de monitoreo fue de dos años. Los resultados obtenidos reflejaron una remoción considerable por lo que, posteriormente, se diseñó la pantalla para ser instalada a gran escala.

En este entendido, Martí (2001) asegura que el medio reactivo de mayor utilización y mejor estudiado es el  $Fe^0$ , por ser uno de los medios reactivos más versátiles, además de ser relativamente económico. Cabe señalar que es necesario evaluar la eficiencia del medio reactivo en cuanto a remoción del contaminante a nivel laboratorio antes de su implementación en campo (Martí, 2001). En el ámbito de la investigación, algunas pruebas piloto y varias aplicaciones a gran escala han sido conducidas durante los últimos años para demostrar el potencial de esta tecnología.

No obstante, las *PRP* también presentan desventajas. La primera es que una vez emplazada la pantalla es muy difícil y costoso modificarla (Gavaskar, 1999). La segunda es que las *PRP* son una técnica nueva, por lo que es necesario esperar varios años para conocer su desempeño a largo plazo. La última, pero no menos importante, es la poca información sobre *PRP* construidas a gran profundidad, lo cual repercute en altos costos y dificultad de implementación. Sin embargo, la ciencia y la tecnología

avanzan a pasos agigantados, porque en este último punto ya se han realizado investigaciones sobre métodos para implementación de *PRP* de  $Fe^0$  a profundidades de 15 a 60 m o más (Hubble, 2003). Asimismo, Sracek (2006) indica que para estos casos en particular se pueden instalar pozos de disolución pasiva, que consisten en pozos profundos localizados a pequeñas distancias unos de otros, los cuales están rellenos del medio reactivo, con el propósito de proporcionar el tratamiento cuando se pase a través de ellos.

### **3.3 Análisis Global de las Diversas Técnicas de Tratamiento**

En el apartado precedente se mencionaron diversas técnicas de tratamiento para lixiviados de vertederos, haciendo énfasis tanto en las ventajas como en las desventajas que presentan, unas en mayor grado que otras. Cabe señalar que cuando se realiza el análisis, no basta con conocer las ventajas, también es necesario considerar las condiciones del sitio de estudio y las características del lixiviado para elegir la mejor opción. Si se hace una comparación entre las técnicas mencionadas anteriormente (Tabla 3.1), se puede concluir que existen técnicas que se limitan a tratar contaminantes de origen orgánico, por lo que, debido a esto, y a la amplia gama de compuestos que pueden contener los lixiviados, a veces se requiere combinar técnicas o aplicar pretratamientos. En este entendido, la remediación pasiva con *PRP* es una buena opción, ya que dependiendo del contaminante, o grupo de contaminantes a tratar, se selecciona un medio reactivo que los convierta en sustancias inofensivas o menos tóxicas para el ambiente y la salud humana. Por lo antes mencionado, la versatilidad de las pantallas representa una ventaja sobre las demás técnicas. Asimismo, en la Tabla 3.1 se observa que la mayoría de las técnicas presentan altos costos de instalación y/o mantenimiento. En este ámbito, los costos pueden incrementar si el sistema requiere de un monitoreo constante del proceso. Además, las *PRP* presentan 2 ventajas sobre las demás técnicas, ya que sus costos de instalación son factibles, a excepción de los casos en que la implementación se hace a grandes profundidades, y por ser una técnica pasiva no requiere de suministro de energía lo que disminuye sus costos de operación.

**Tabla 3.1.** Ventajas y desventajas de las diversas técnicas de tratamiento de lixiviados

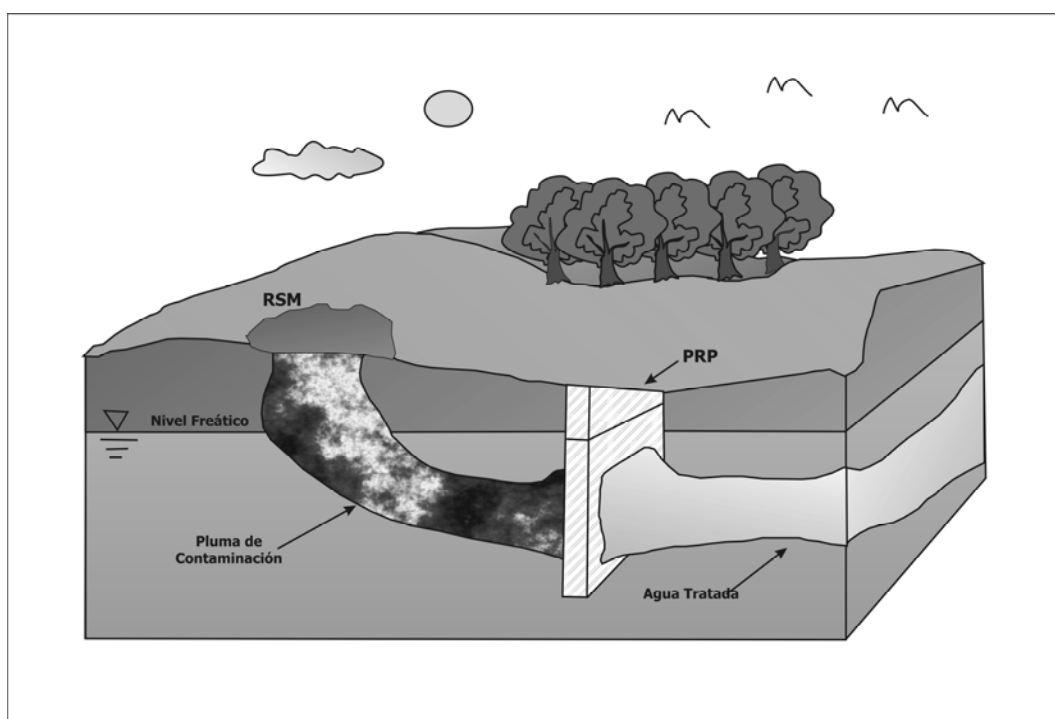
<i>Técnica</i>	<i>Ventajas</i>	<i>Desventajas</i>
<b><i>Bombeo y Tratamiento o Recirculación</i></b>	<i>Se puede utilizar para tratar compuestos orgánicos y algunos metales.</i>	<i>Puede presentar dificultades como la obstrucción de los sistemas de drenaje, los lixiviados pueden drenar por vías no controladas y su efectividad estará en función de la técnica de redistribución o del tratamiento que se elija. Además, generalmente presentan altos costos de mantenimiento.</i>
<b><i>Procesos Biológicos</i></b>	<i>Se puede aplicar a una amplia gama de compuestos orgánicos biodegradables, obteniendo gran reducción en la DBO<sub>5</sub> y la DQO.</i>	<i>Se puede requerir tratamiento para los subproductos generados durante el proceso, lo cual incrementa los costos. Además, existe la posibilidad de interferencias tóxicas en el sistema si no ha sido diseñado adecuadamente. Cabe señalar que si la pluma contiene metales, éstos deberán recibir un pretratamiento. Por las razones mencionadas anteriormente, los costos en general son elevados.</i>
<b><i>Procesos Físicos y/o Químicos</i></b>	<i>Se utilizan en la remediación de compuestos orgánicos y de algunos metales. Además, algunos procesos no generan residuo alguno.</i>	<i>Presentan altos costos de inversión y mantenimiento, ya que se requiere un control detallado de los parámetros que intervienen en el proceso. Asimismo, por ser técnicas relativamente nuevas, falta evaluar su desempeño.</i>
<b><i>Remediación Pasiva</i></b>	<i>No requieren de energía y pueden tratar a la mayoría de los contaminantes. Es una técnica que presenta bajos costos de inversión y mantenimiento.</i>	<i>Por ser técnicas que anteriormente no se empleaban, se desconoce su desempeño a largo plazo. Además, referente a las PRP a grandes profundidades, los costos y la dificultad del emplazamiento incrementan.</i>



Por lo mencionado en párrafos precedentes, considerando las ventajas y desventajas de cada una de las técnicas, se llega a la conclusión de que las *PRP* representan una alternativa viable para el tratamiento de lixiviados generados en los vertederos, ya que proporcionan una solución concreta, sencilla y económica, siempre y cuando las condiciones hidrogeológicas del sitio sean favorables.

### 3.4 Pantallas Reactivas Permeables

Como se mencionó anteriormente, la técnica de las *PRP* consiste en emplazar en el subsuelo un medio reactivo a través del cual circulan los lixiviados o, en otros casos, la pluma de contaminación. En la Figura 3.1 se presenta un esquema conceptual del funcionamiento de las *PRP*, en donde el medio reactivo provoca los procesos químicos, físicos y/o biológicos necesarios para el tratamiento de los lixiviados.



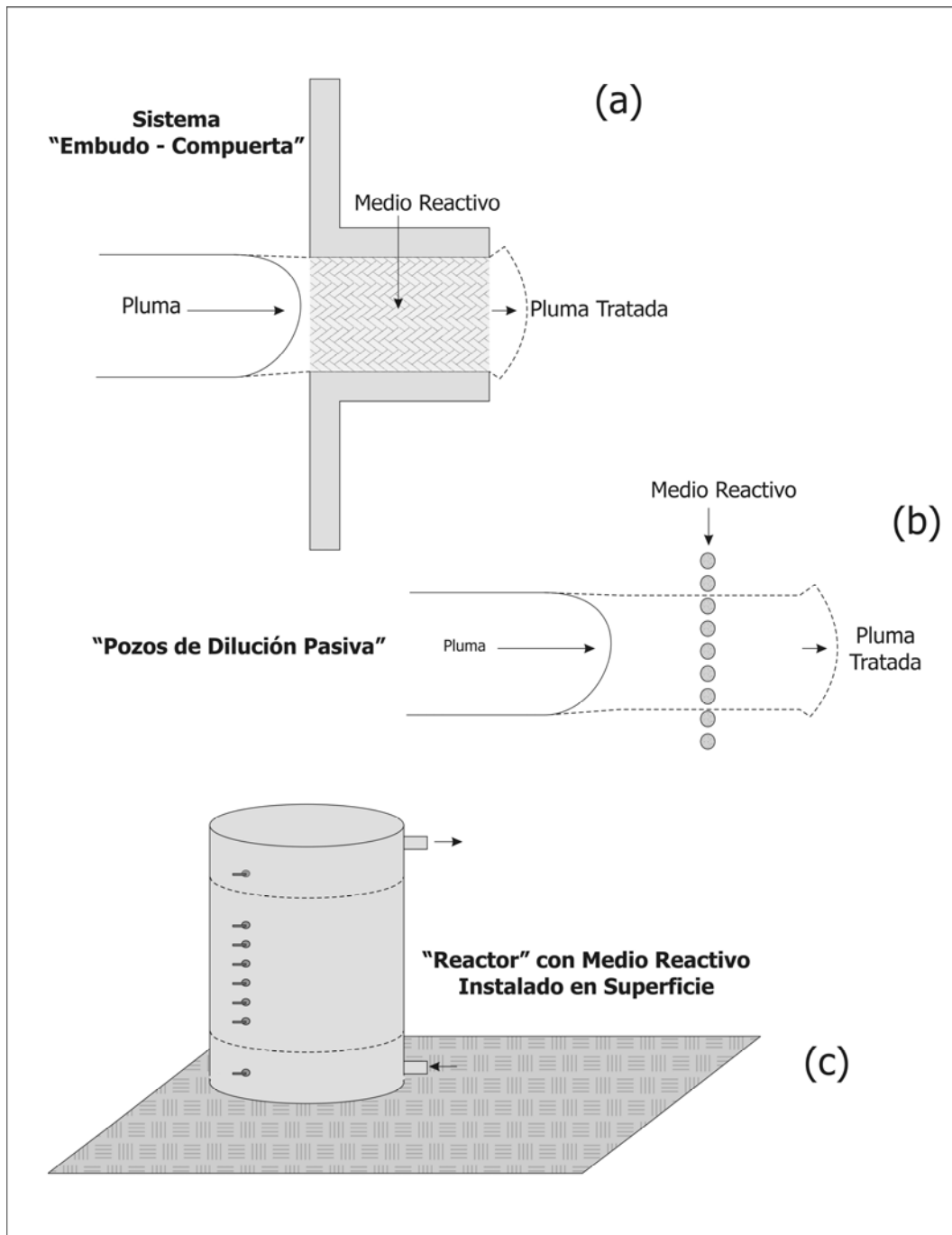
**Figura 3.1.** Esquema conceptual del funcionamiento de las *PRP*. La pluma de contaminación penetra en la pantalla, y el medio reactivo proporciona los procesos necesarios para eliminar o disminuir al máximo los efectos nocivos de los contaminantes.

Según Martí (2001), las pantallas presentan dos versiones: *Pantallas Continuas* (Figura 3.1), las cuales contienen en toda su extensión al medio reactivo, y *Pantallas con Sistemas de Embudos y Compuertas* (Figura 3.2 (a)), en las que se presentan secciones impermeables (conocidas como embudo) y una zona de tratamiento (conocida como compuerta). La última versión mencionada se utiliza principalmente cuando es necesario direccionar el flujo hacia la zona reactiva. Además, dependiendo de las características de cada caso de estudio, las pantallas pueden instalarse de forma vertical u horizontal (Sracek, 2001).

En este entendido, existen casos en los que es imposible instalar una *PRP*, debido a las características hidrogeológicas del sitio o al presupuesto económico con que se cuenta, por lo que se ha optado por instalar pozos de disolución pasiva (Figura 3.2 (b)) o reactores, en superficie, que contengan el medio reactivo que proporcione el tratamiento que el lixiviado requiere (Figura 3.2 (c)).

Asimismo, es posible que, dependiendo del caso de estudio, se encuentren nuevas alternativas para instalar pantallas que proporcionen un tratamiento a los lixiviados, ya que la versatilidad es una de las principales ventajas que presenta esta técnica. Por lo tanto, al hablar de *PRP* no se debe pensar únicamente en pantallas continuas (Figura 3.1) porque existen diversas configuraciones de éstas.

Para diseñar una pantalla a gran escala, se requiere realizar estudios previos para conocer la concentración de los compuestos contenidos en los lixiviados y las condiciones geoquímicas del sitio (Gavaskar, 1999). De esta forma se asegura que la mezcla reactiva a utilizar realmente pueda degradar los contaminantes cuando la pantalla se implemente en campo. Se recomienda realizar como primer paso la caracterización de los lixiviados (Sracek, 2006). Posteriormente, con base en los resultados obtenidos, se eligen varios medios reactivos, incluso pueden ser mezclas de diversos medios, y se evalúa la eficiencia de remoción de los contaminantes con pruebas Batch. Una vez terminadas estas pruebas, se elige el medio reactivo con mayor tasa de reducción de contaminantes y con éste se realizan las pruebas columna (Powell *et al.*, 1998).



**Figura 3.2.** Esquema conceptual que presenta las diversas configuraciones que las PRP han tomado para adaptarse a las necesidades hidrogeológicas del sitio en que se implemente el tratamiento: (a) Sistema embudo – compuerta, (b) Pozos de dilución pasiva y (c) Reactor con medio reactivo.

Los estudios de tratabilidad a nivel Batch son más convenientes para proyectar los materiales reactivos a utilizar en las pantallas, ya que las pruebas son más simples, fáciles y rápidas que las pruebas columna y permiten hacer una comparación casi inmediata de una variedad de parámetros en los resultados experimentales (Powell *et al.*, 1998). Por otro lado, las pruebas columna en laboratorio son muy útiles ya que se determinan los grados de remoción del contaminante bajo condiciones muy cercanas a las que se tendrían en el sistema una vez implementada la pantalla. Aunque las pruebas columna son más costosas y consumen mayor tiempo que las pruebas Batch, las primeras proporcionan grados de desempeño más realistas y proveen mejores oportunidades para examinar los productos de las reacciones, obteniendo información útil concerniente a su desempeño a largo plazo (Powell *et al.*, 1998).

Una vez que se finalizan las pruebas columna, es posible calcular las dimensiones que debe tener la pantalla al implementarse en campo (Gavaskar, 1999). Sin embargo, antes de esto es necesario considerar algunos factores. Por ejemplo, se debe de buscar que el medio reactivo sea más permeable que el sitio en el que se va a emplazar la pantalla, porque de no ser así, los lixiviados pueden seguir una ruta de flujo preferencial, evitando el paso por la pantalla (Martí, 2001). En este entendido, la permeabilidad del medio reactivo juega un papel muy importante en la longevidad de la pantalla, ya que, con el paso del tiempo y como resultado de las reacciones de precipitación que ocurren dentro de la misma al tratar los lixiviados, la permeabilidad del medio va disminuyendo y, por lo tanto, su desempeño puede ser afectado (Gavaskar, 1999). Por otra parte, Sracek (2006) señala que cuando se presentan heterogeneidades en la permeabilidad es preciso instalar una cama de material homogéneo antes de la entrada de la pantalla con el fin de que el lixiviado esté en contacto con el medio reactivo el tiempo que sea necesario.

Asimismo, Powell *et al.* (1998) enfatizan que cuando se realiza la caracterización de los lixiviados se deben considerar las concentraciones más altas, ya que éste será el objetivo de reducción. Otro factor importante a considerar, antes de implementar la pantalla en campo, es la tasa de degradación del contaminante, la cual está en función de la temperatura, por lo que es necesario aplicar un factor de corrección, pues la temperatura

medida en campo es diferente a la que se tiene en el laboratorio, y esta diferencia puede afectar el diseño de la pantalla (Gavaskar, 1999). Sracek (2006) señala que generalmente la tasa de degradación disminuye en un factor de 2 por cada 10 °C de temperatura reducida y recomienda que el *pH* inicial sea bajo, ya que las reacciones que tienen lugar en la pantalla lo incrementan, de lo contrario, si el *pH* es alto, es probable que el desempeño de la pantalla disminuya. Una vez que la pantalla ha sido implementada a gran escala, es necesario conocer las concentraciones de los contaminantes y los parámetros hidrogeoquímicos (*pH*, potencial redox [*Eh*], oxígeno disuelto [*OD*], principales iones,  $NO_3^-$ , alcalinidad y contaminantes orgánicos) a la entrada, a la salida, a los lados de la misma y, de ser posible, también es conveniente tener un piezómetro de monitoreo dentro de la pantalla (Sracek, 2006).

El desarrollo de sistemas de *PRP* para tratamiento de lixiviados, requiere de un entendimiento mejorado del comportamiento de las reacciones y del acoplamiento entre el flujo del fluido, transporte del soluto y cambios hidráulicos (Fryar y Schwartz, 1994). Durante el mecanismo de tratamiento de los lixiviados se llevan a cabo diferentes procesos químicos. Una manera de estudiarlos es por medio de la Modelación Hidrogeoquímica. Utilizando esta herramienta, es posible hacer una buena interpretación de los resultados cuantitativamente (Sracek, 2006).

### **3.5 Análisis de Diversos Medios Reactivos**

El medio reactivo empleado en la *PRP* debe ser compatible con el ambiente del subsuelo. Es decir, no debe causar reacciones químicas adversas o subproductos cuando reaccione con los constituyentes de los lixiviados. Esto requiere que el material sea bien entendido y caracterizado. Además, para que la pantalla mantenga sus costos mínimos es necesario que el material que compone el medio reactivo persista durante largos periodos de tiempo (Powell *et al.*, 1998). En los párrafos consecutivos se presentan diferentes contaminantes y los medios reactivos que han sido utilizados para su tratamiento. Además, en la Tabla 3.2 se listan algunos compuestos, orgánicos e inorgánicos, que han sido tratados exitosamente con  $Fe^0$  y otros medios.

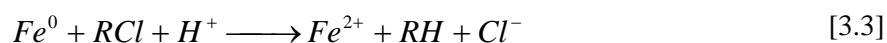
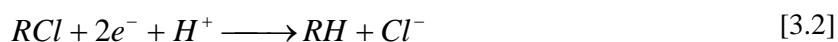
**Tabla 3.2.** Compuestos sometidos a tratamiento con diversos medios reactivos

<i>Compuestos</i>	<i>Orgánicos</i>	<i>Compuestos</i>	<i>Inorgánicos</i>
<i>Metanos</i>	<i>Tetraclorometano Triclorometano Diclormetano</i>	<i>Metales Trazas</i>	<i>Cromo Níquel Plomo Uranio Tecnecio Hierro Magnesio</i>
<i>Etanos</i>	<i>Hexacloroetano 1,1,1-tricloroetano 1,1,2-tricloroetano 1,1-dicloroetano</i>		<i>Selenio Cobre Cobalto Cadmio Cinc</i>
<i>Etenos</i>	<i>Tetracloroetano Tricloroetano Cis-1,2-dicloroetano Trans-1,2-dicloroetano 1,1-dicloroetano 1,1-dicloroetano Vinil cloruro</i>	<i>Aniones</i>	<i>Sulfatos Nitratos Fosfatos Arsénico</i>
<i>Propanos</i>	<i>1,2,3-tricloropropano 1,2-dicloropropano</i>		
<i>Aromáticos</i>	<i>Benceno Tolueno Etilbenceno</i>		
<i>Otros</i>	<i>Hexaclorobutadieno 1,2-dibromoetano Freón 113 N-nitrosodimetilamina</i>		

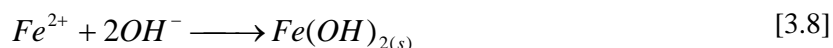
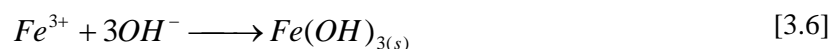
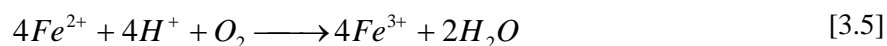
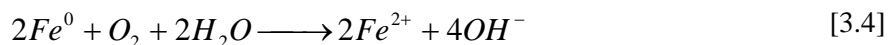
Elaborado con base en Powell *et al.* (1998).

### 3.5.1 Compuestos Orgánicos Halogenados y el $Fe^0$

En los últimos años se han realizado varias investigaciones enfocadas en la degradación de los solventes clorados, tales como el *TCE* y el *PCE* (percloroetileno) con  $Fe^0$  (USEPA, 2002). El tratamiento consiste en una “deshalogenación abiótica reductiva”, la que involucra corrosión del  $Fe^0$ . La deshalogenación de los compuestos solventes clorados (*RCl*) presenta el siguiente mecanismo de reacción (Powell *et al.*, 1998):



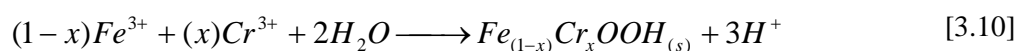
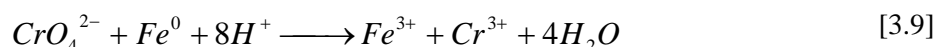
Por otra parte, bajo condiciones aerobias el oxígeno disuelto actúa como oxidante, y cuando existen grandes cantidades de éste se pueden producir hidróxido férrico ( $Fe(OH)_3$ ) y oxihidróxidos que elevan el *pH* típico de corrosión. El mecanismo del proceso es el siguiente (Powell *et al.*, 1998):



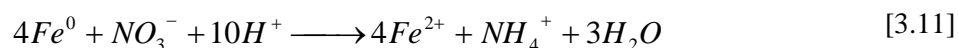
### 3.5.2 Aniones Inorgánicos, Redox y el $Fe^0$

Los aniones y oxianiones cargados negativamente son un grupo contaminante de gran importancia para las aguas subterráneas. Estos contienen en su molécula elementos como *As*, *Se*, *Cr*, tecnecio (*Tc*) y antimonio (*Sb*). También se incluyen especies nutrientes disueltas como  $NO_3^-$  y fosfatos ( $PO_4^{3-}$ ). El cromo se presenta en el ambiente

en dos estados de oxidación,  $Cr(III)$  y  $Cr(VI)$ . El  $Cr(III)$  no es tóxico y es considerado un micronutriente, sin embargo, el  $Cr(VI)$  es un conocido carcinógeno que forma precipitados solubles y persistentes, afectando a los acuíferos. La remediación de cromatos ( $CrO_4^{2-}$ ) que contienen  $Cr(VI)$ , ha tenido un gran éxito cuando se utiliza como medio reactivo al  $Fe^0$ . Las reacciones completas para la reducción de  $Cr(VI)$  por  $Fe^0$  y la subsiguiente precipitación de oxihidróxidos de  $Cr(III)$  y de  $Fe(III)$  son (Powell *et al.*, 1998):



Se han desarrollado pruebas en laboratorio y a gran escala con resultados muy favorables en la reducción de estos compuestos. En este entendido, la reducción de  $NO_3^-$  con  $Fe^0$  procede rápidamente, produciéndose  $NO_2^-$  y, subsecuentemente,  $N-NH_3$ . En la reacción se origina una gran cantidad de este último, sin embargo, existen tratamientos biológicos en los que se produce una cantidad menor mediante un sistema denitrificante; la reacción que condiciona este proceso es (Powell *et al.*, 1998):



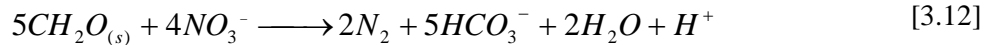
En Colorado, EEUU, fue instalada una *PRP* la cual contiene una mezcla reactiva de  $Fe^0$  y virutas de madera; ésta se encuentra operando con buenos resultados en el tratamiento de  $NO_3^-$  desde 1999 (USEPA, 2002).

### 3.5.3 Reducción Biológica y Remoción de Aniones

Los procesos biológicos afectan el ciclo de numerosos elementos, incluyendo nitrógeno, azufre, hierro y manganeso. Las estrategias biológicas emplean este tipo de reacciones para el tratamiento directo de  $SO_4^{2-}$ ,  $NO_3^-$  y para remoción indirecta de otros aniones a través de precipitación como sulfuros. El sistema de denitrificación para remover los

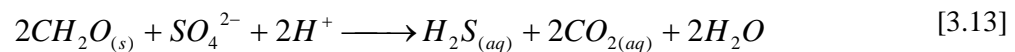


$NO_3^-$ , consiste en una pantalla reactiva de carbón orgánico. En condiciones anaeróbicas se produce la siguiente reacción (Powell *et al.*, 1998):



El  $CH_2O$  representa la forma simple del carbón orgánico el cual es catalizado por el grupo de bacterias “Pseudomonas”, las que emplean  $NO_3^-$  como receptores de electrones en la oxidación del carbón orgánico. En este tratamiento también se ha presentado la producción de  $N-NH_3$ . Existe un nuevo sistema combinado de  $Fe^0$  y de bacterias denitrificantes “Paracoccus Denitrificans” para la reducción de  $NO_3^-$ . Si se utiliza fibra metálica como  $Fe^0$  se incrementa la remoción de  $NO_3^-$  y disminuye la producción de  $N-NH_3$ .

Asimismo, la reducción de sulfatos a sulfuros con carbón orgánico, acompañada por la formación de sulfuros metálicos ( $MeS_{(s)}$ ) tiene lugar a través de la siguiente secuencia de reacción (Powell *et al.*, 1998):



Biológicamente este tipo de reducción se ha propuesto para tratar cationes metálicos ( $Me^{2+}$ ) derivados de sitios mineros. En Ontario, Canadá, se instaló una *PRP* para el tratamiento de  $Ni$ ,  $Fe$  y  $SO_4^{2-}$ , ésta consiste en una cortina de material orgánico con la que se ha obtenido buena reducción de los 3 contaminantes (USEPA, 2002).

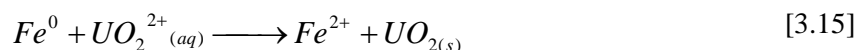
### 3.5.4 Adsorción y Precipitación de Aniones Inorgánicos

Los aniones inorgánicos que no son susceptibles de ser reducidos u oxidados deben ser removidos por solución o por otros medios. Estos aniones, tanto como las especies

redox, pueden ser removidas por precipitación, adsorción o coprecipitación en superficies minerales (Powell *et al.*, 1998). En este ámbito, en 1999 se instaló una *PRP* en Austria, la que contiene como medio reactivo carbón activado, con el fin de utilizar sus propiedades adsorbentes de algunos contaminantes. En ésta se tratan fenoles, benceno, tolueno y algunos solventes clorados con resultados favorables (USEPA, 2002).

### 3.5.5 Reducción de Cationes Inorgánicos

Los cationes inorgánicos, como el *Cd*, *Co*, *Cu*, *Mn*, *Ni*, *Pb*, *Zn* y cationes complejos, como el  $UO_2^{2+}$ , son contaminantes del agua subterránea muy importantes, ya que altas concentraciones de estos metales están asociadas con residuos industriales, mineros y nucleares. El tratamiento de cationes que incluyen *Hg*, uranio (*U*), *Cu* y *Tc* por reducción elemental del  $Fe^0$  y coprecipitación con precipitados secundarios ha sido investigada a escala laboratorio. Los experimentos indican una remoción rápida del  $U(VI)$  y  $Tc(VII)$ . La reacción entre el  $U(VI)$  y el  $Fe^0$  se expresa con la siguiente ecuación (Powell *et al.*, 1998):



El  $UO_{2(s)}$  es óxido de uranio precipitado. Otros cationes metálicos potencialmente tratables por reducción con  $Fe^0$  incluyen al *Cu* y *Hg*. Esta técnica se implementó en 1997 en Oak Ridge, Tennessee, EEUU, para remoción de *U*, *Tc* y ácido nítrico ( $HNO_3$ ), obteniendo buenos resultados; sin embargo, se observó un incremento en la concentración de hierro en la pluma al pasar por la pantalla (USEPA, 2002). Posteriormente, en 1999, se instaló otra pantalla en Monticello, Virginia, EEUU, para tratar *U*, *As*, *Mn* y *Se*, la cual presentó altos grados de remoción de los contaminantes y costos efectivos (USEPA, 2002).

### 3.5.6 Elección de un Medio Reactivo para el Tratamiento

Un punto crucial en la implementación de esta alternativa es la elección del medio reactivo con el cual serán tratados los lixiviados. En párrafos precedentes se mencionó que el carbón activado se ha empleado en el tratamiento de compuestos recalcitrantes mientras que el carbón orgánico es utilizado en el tratamiento de lixiviados que contienen aniones como los  $SO_4^{2-}$ , los cuales también pueden ser tratados con carbón activado o con  $Fe^0$ . Este último también se ha empleado en el tratamiento de aniones y cationes inorgánicos, así como en el tratamiento de compuestos orgánicos halogenados, por lo que, posiblemente, el  $Fe^0$  sea el medio por excelencia, debido a que fácilmente provoca un cambio en los números de oxidación de los compuestos contaminantes, donde los productos son menos peligrosos que los compuestos que se tratan (Powell *et al.*, 1998).

# Desarrollo de la Tesis en su Fase de Campo y Experimental

## 4.1 Introducción

Para tratar lixiviados de vertederos es necesario, primeramente, conocer los constituyentes que componen los lixiviados, así como las características del sitio. Una vez que se tiene la caracterización química de los lixiviados, se proponen diferentes medios y mezclas reactivas para el tratamiento de los contaminantes, mismos que son evaluados con pruebas Batch a nivel laboratorio. Posteriormente, el medio que presenta las tasas de reducción de contaminantes más altas es evaluado con pruebas columna, para obtener un análisis más cercano a lo que sería su comportamiento en campo.

El desarrollo de la tesis se dividió en dos fases: la fase de campo y la fase experimental, no obstante, las dos están estrechamente ligadas. La primera consistió en la caracterización de los lixiviados, la cual se realizó en el vertedero de Metepec y en áreas aledañas al mismo. La segunda comprende el desarrollo de las pruebas Batch y las

pruebas columna, mismas que se efectuaron en el laboratorio de calidad del agua del CIRA-UAEM. En este capítulo se presenta la metodología de ambas fases.

## **4.2 Muestreo y Caracterización de los Lixiviados**

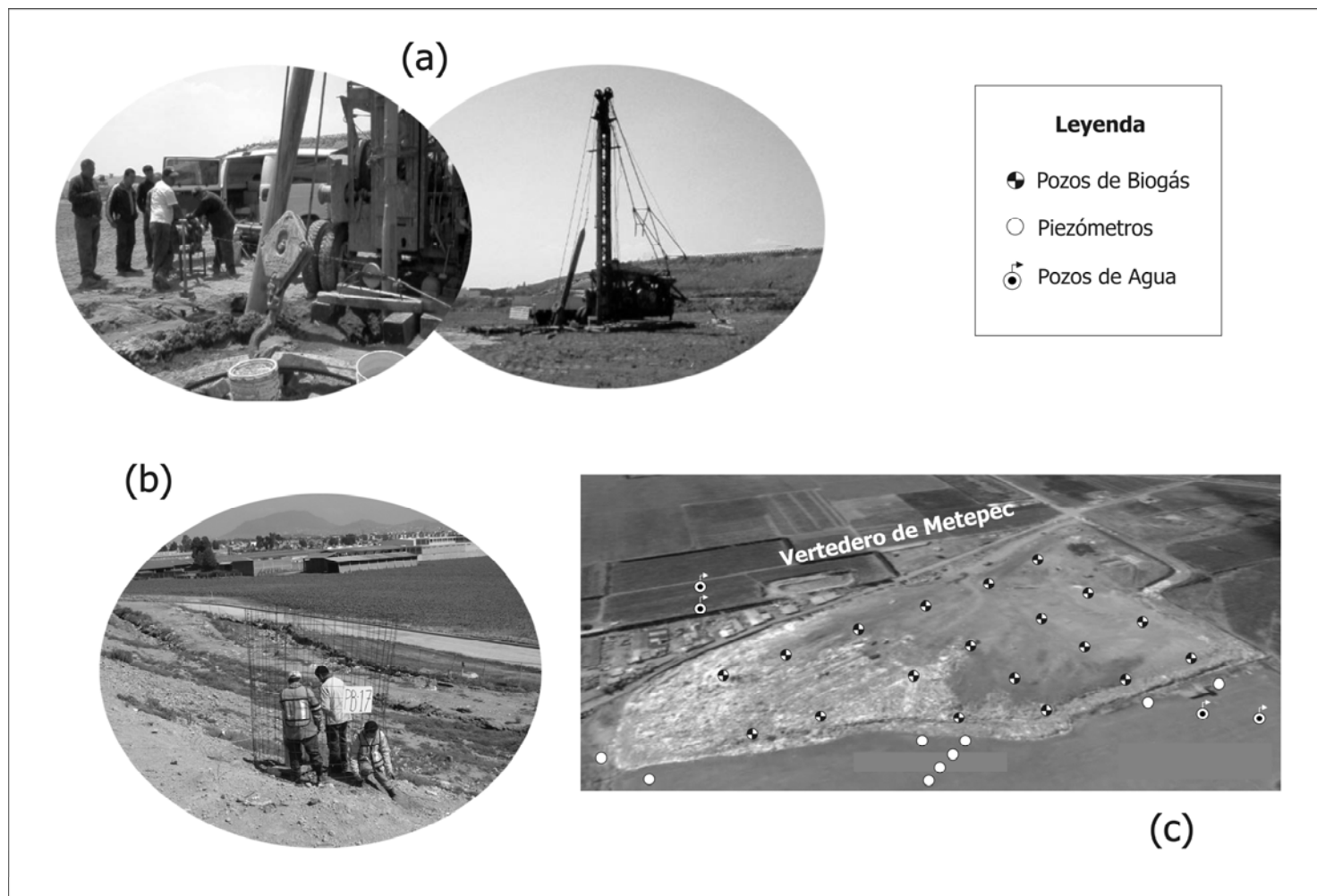
La caracterización de los lixiviados es una parte muy importante de la investigación ya que, a partir de ésta, es posible identificar los compuestos que son potencialmente peligrosos y, por lo tanto, candidatos a ser tratados con cualquier técnica (Powell *et al.*, 1998). Para llevarla a cabo fue necesario, primeramente, diseñar e implementar una red de muestreo dentro del vertedero y en su entorno.

### **4.2.1 Implementación de la Red de Muestreo**

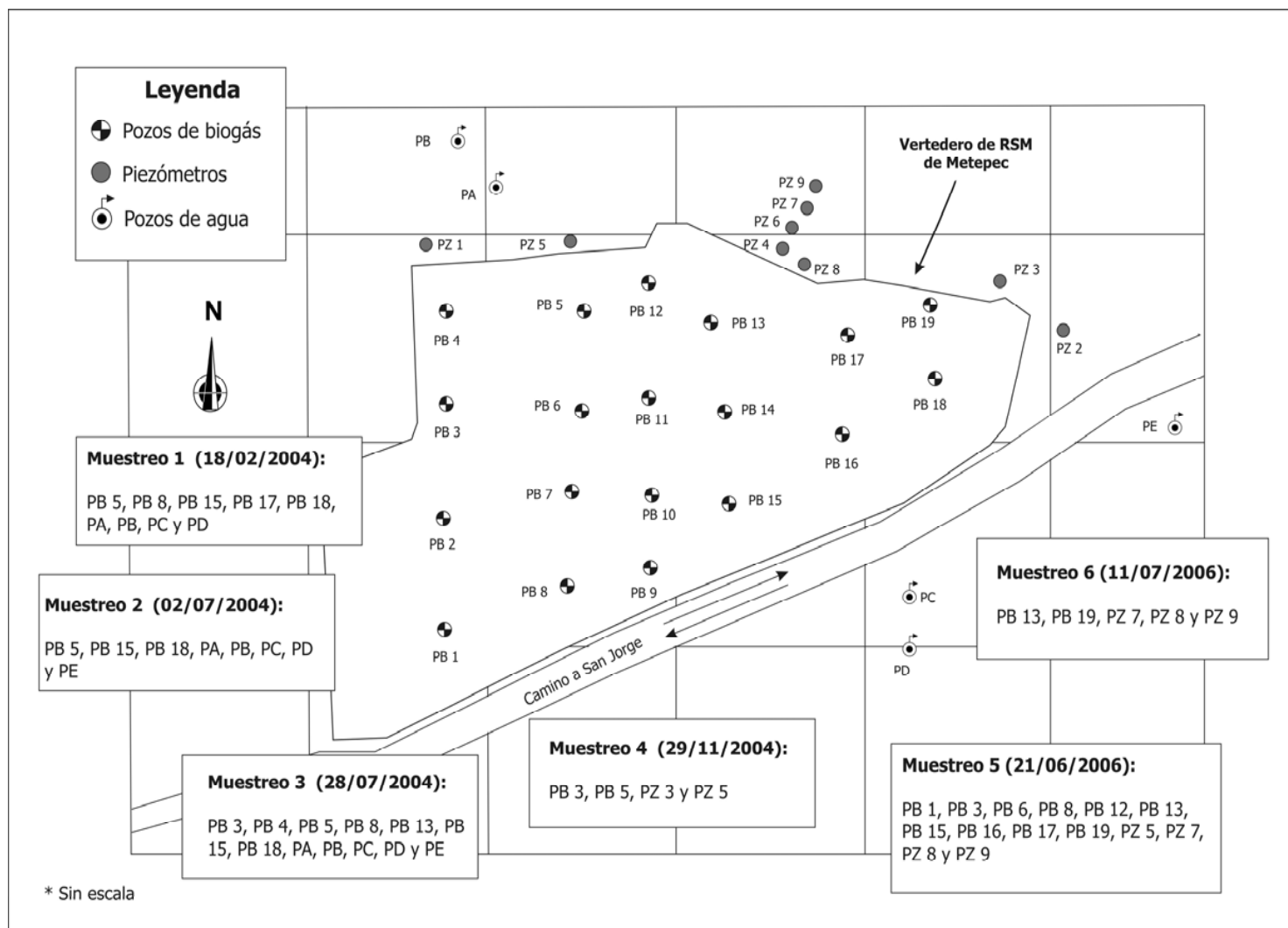
Con el propósito de obtener una caracterización representativa de los lixiviados generados en todo el vertedero, se implementó una red de muestreo conformada por 19 pozos de biogás, mismos que ya estaban instalados al momento de iniciar la investigación. Éstos fueron implementados con el objetivo de liberar el biogás producido en el vertedero y de disminuir los olores que se originan en el mismo.

Además, para tener conocimiento del comportamiento de los lixiviados, se instalaron, de forma paralela a otros proyectos de investigación (Morales (2003) y Moreno (2003)), 9 piezómetros al exterior del vertedero, en dirección de la línea preferencial del flujo subterráneo afectado. Asimismo, con el fin de conocer la calidad del agua del acuífero que subyace al sitio de estudio, se muestrearon 5 pozos de agua (Figuras 4.1 y 4.2). Las características de los puntos de muestreo se presentan en el capítulo 5.

Los piezómetros fueron instalados, durante los años 2004 (*PZ1 – PZ5*), 2005 (*PZ6 – PZ8*) y 2006 (*PZ9*), con la finalidad de realizar la toma de muestras para evaluar el impacto de contaminación generado por los lixiviados del vertedero sobre el acuífero que subyace al mismo.



**Figura 4.1.** Implementación de la red de muestreo al interior y al exterior del vertedero: (a) Perforación e instalación de los piezómetros, (b) Identificación de los pozos de biogás, y (c) Red total de muestreo.



**Figura 4.2.** Esquema simplificado de los 6 muestreos realizados en el vertedero de Metepec para obtener la caracterización de los lixiviados y del agua del acuífero que subyace al vertedero.

Los piezómetros *PZ1* y *PZ5* se instalaron cerca de 2 pozos de agua (*PA* y *PB*), en el *PZ1* no se observaron indicios de contaminación, caso contrario al del *PZ5* en el que se encontró presencia de biogás y lixiviados en bajas cantidades. Por su parte, los piezómetros *PZ2* y *PZ3* se instalaron en los límites del vertedero, en dirección Noreste, para interceptar los lixiviados. El piezómetro *PZ2* se instaló sobre una capa de arcilla, por lo que no se encontraron indicios de contaminación, sin embargo, al igual que el piezómetro *PZ5*, en el piezómetro *PZ3* se observó presencia de biogás y lixiviados en bajas cantidades. Asimismo, al instalar el piezómetro *PZ4* se presentaron lixiviados y biogás en concentraciones mayores que las encontradas en los piezómetros antes mencionados, por lo que se instalaron 3 piezómetros (*PZ6*, *PZ7* y *PZ9*) sobre una línea que inicia a partir del punto *PZ4* y se instaló otro cercano a éste (*PZ8*). En los 4 piezómetros se observó presencia de lixiviados y biogás. El piezómetro *PZ9* se instaló a una profundidad de 76 m, con una longitud de rejilla de 6 m a la base del piezómetro, y el nivel freático del acuífero fue de 52 m.

#### **4.2.2 Muestreo para la Caracterización de los Lixiviados**

El muestreo se dividió en varias etapas distribuidas entre los años 2004 y 2006. En la Figura 4.2 se presentan, de forma detallada, los muestreos realizados tanto en el vertedero como en las áreas aledañas al mismo (incluyendo las fechas). En ésta se observa que el muestreo 5 es el más completo, debido a que fue posible tomar muestras de un mayor número de pozos de biogás y piezómetros. En general, de los 19 pozos de biogás sólo fue posible muestrear 13, ya que se presentaron obstrucciones de las instalaciones, mientras que de los 9 piezómetros instalados fueron muestreados 5, dado que en algunos casos se presentaron problemas técnicos como colapsos, obstrucciones por vialidades y limitaciones del muestreador. Referente a los pozos de agua, se muestrearon los 5 pozos considerados inicialmente en el plan de muestreo.

Para la caracterización de los lixiviados se eligieron diferentes parámetros a analizar con base en estudios que se han realizado en este ámbito en otras investigaciones (Farquhar, 1989; Kjeldsen, 1993; Fatta *et al.*, 1999; y Martínez *et al.*, 2004). Asimismo, con la

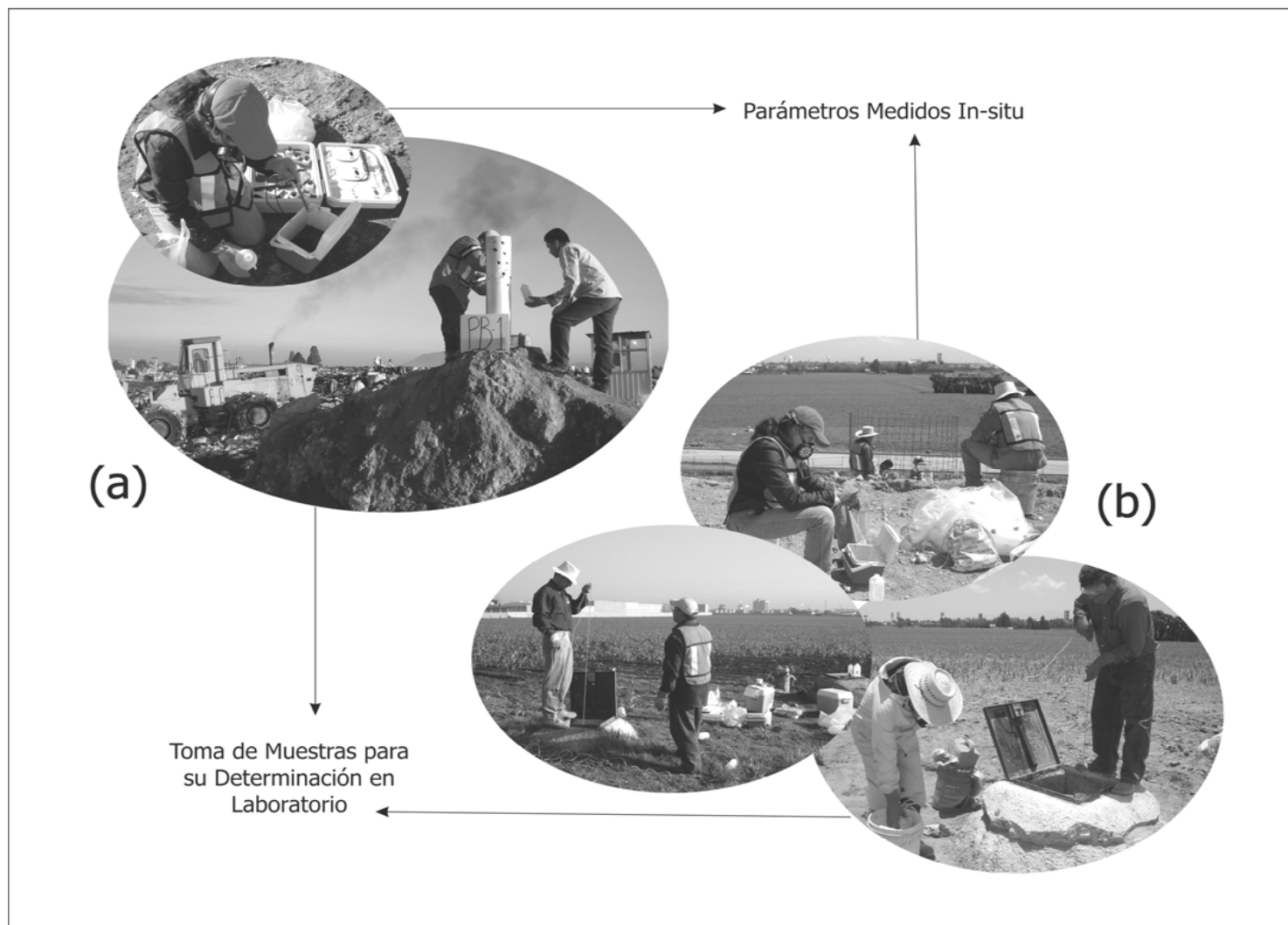


finalidad de conocer la calidad del agua del acuífero, que subyace al vertedero, se consideraron casi los mismos parámetros que para los lixiviados, con el objetivo de inducir la posible migración de los mismos en la dirección del flujo preferencial del sistema acuífero regional.

En términos de los parámetros muestreados al interior del vertedero, el plan de muestreo se dividió en dos partes: parámetros in-situ y parámetros en laboratorio. Los últimos se subdividieron en: orgánicos–microbiológicos, aniones–cationes y metales trazas. Mientras que los parámetros analizados in-situ fueron: *pH*, temperatura (*T*), *Eh* y conductividad, en el laboratorio se analizaron parámetros orgánicos–microbiológicos como: *DBO*<sub>5</sub>, *DQO* (siempre como *DQO* total), carbón orgánico disuelto (*COD*), carbón inorgánico disuelto (*CID*), benceno (*C*<sub>6</sub>*H*<sub>6</sub>), hexano (*C*<sub>6</sub>*H*<sub>14</sub>), tolueno (*C*<sub>6</sub>*H*<sub>5</sub>*CH*<sub>3</sub>), etil benceno (*C*<sub>6</sub>*H*<sub>5</sub>*C*<sub>2</sub>*H*<sub>5</sub>), xileno (*C*<sub>6</sub>*H*<sub>4</sub>*C*<sub>2</sub>*H*<sub>6</sub>) y coliformes totales. Dentro de la clasificación aniones–cationes, se tomaron muestras para: *Na*<sup>+</sup>, *Ca*<sup>2+</sup>, *Mg*<sup>2+</sup>, *K*<sup>+</sup>, *Mn*<sup>2+</sup>, *Fe*<sup>2+</sup>, fluoruros (*F*<sup>-</sup>), *Cl*<sup>-</sup>, *Br*<sup>-</sup>, *NO*<sub>3</sub><sup>-</sup>, *NO*<sub>2</sub><sup>-</sup>, *N-NH*<sub>3</sub>, *PO*<sub>4</sub><sup>3-</sup>, *SO*<sub>4</sub><sup>2-</sup> y alcalinidad (como *HCO*<sub>3</sub><sup>-</sup>). También se analizaron los siguientes metales trazas: *Zn*, *Ni*, *Cu*, *As*, *Hg* y *Pb*.

En este entendido, algunos de los parámetros mencionados para la caracterización de los lixiviados también coinciden con los realizados en otras investigaciones (Johansen y Carlson, 1976; Diamadopoulou, 1994; Christensen *et al.*, 1996; Christensen *et al.*, 1997; Looser *et al.*, 1999; Nanny y Ratasuk, 2002; Aluko *et al.*, 2003; Rivas *et al.*, 2003; y Oygard *et al.*, 2004). Asimismo, referente a los piezómetros y los pozos de agua, que se encuentran en las áreas aledañas al vertedero, se analizaron la carga orgánica, coliformes totales, algunos cationes y aniones, parámetros medidos in-situ y, únicamente para los pozos de agua, 6 metales trazas.

Los análisis in-situ se realizaron con el potenciómetro “*Portable Termo Orion Probes*” (Figura 4.3), mientras que, las pruebas de laboratorio se efectuaron en 4 instituciones diferentes: Facultad de Química-UAEM, Sistema Ecológico de Regeneración de Aguas Residuales Industriales, S.A. de C.V. (Reciclagua), *CIRA-UAEM* y Universidad de Waterloo, Canadá.



**Figura 4.3.** Actividades de toma de muestras de lixiviados y agua de pozo en el vertedero de Metepec y áreas aledañas: (a) Pozos de biogás y (b) Piezómetros instalados entorno al vertedero.

Las muestras fueron colectadas en recipientes de polietileno de alta densidad de diferentes capacidades volumétricas 100 ml, 1 y 2 L (Looser *et al.*, 1999). Asimismo, fueron preservadas a una temperatura aproximada de 4 °C (Johansen y Carlson, 1976; Looser *et al.*, 1999; y Oygard *et al.*, 2004) y analizadas en un periodo no mayor a 24 horas (Oygard *et al.*, 2004), a excepción de las muestras enviadas a Canadá. En este entendido, las muestras destinadas al análisis de cationes, metales trazas, COD y CID, fueron acidificadas a un pH menor a 2 con ácido nítrico (Christensen *et al.*, 1997; y Looser *et al.*, 1999). Los resultados y el análisis de los mismos, tanto para las pruebas in-situ como para las de laboratorio, se presentan en el capítulo 5. Cabe mencionar que en los laboratorios de la UAEM (Laboratorio de la Facultad de Química y Laboratorio del CIRA) se analizaron todos los parámetros mencionados y en Reciclagua únicamente la DBO<sub>5</sub> y la DQO. En este entendido, los parámetros analizados en la Universidad de Waterloo se realizaron con el objetivo de comparar los resultados obtenidos con los de los otros laboratorios.

### **4.3 Pruebas Batch**

Como se citó en el capítulo 3, las pruebas Batch son más convenientes para proyectar materiales candidatos a ser utilizados en el tratamiento de lixiviados, ya que, a partir de las tasas de reducción de contaminantes que se obtienen al evaluar diversos medios reactivos es posible, de una manera fácil y rápida, elegir los medios más apropiados antes de implementarlos en campo.

En este entendido, a partir de los contaminantes que fueron detectados, como peligrosos en la caracterización, se propusieron diferentes medios para tratar los lixiviados con base en lo mencionado en el apartado 3.5. Éstos consistieron en 7 medios reactivos puros o mezclas de los mismos (Tablas 4.1 y 4.2). Los 7 medios reactivos empleados fueron: carbón activado (CA), virutas de hierro (VH), virutas de madera (VM), tierra del sitio de estudio (TS), limaduras de hierro (LH), arena del sitio de estudio (AR) y aserrín (AS), de los cuales se obtuvieron 14 mezclas reactivas. Además, se evaluó un blanco, que no contenía ni medio, ni mezcla reactiva.

**Tabla 4.1.** Medios reactivos empleados en las pruebas Batch

#	Medio Reactivo	Composición en Peso*	Referencia
(1)	<i>Carbón Activado (CA)</i>	100%	<i>Méndez et al., 2002</i>
(2)	<i>Virutas de Hierro (VH)</i>	100%	<i>Powell et al., 1998</i>
(3)	<i>Virutas de Madera (VM)</i>	100%	<i>Powell et al., 1998</i>
(4)	<i>Tierra del Sitio de Estudio (TS)</i>	100%	<i>Powell et al., 1998</i>
(5)	<i>Limaduras de Hierro (LH)</i>	100%	
(6)	<i>Arena (AR)</i>	100%	
(7)	<i>Aserrín (AS)</i>	100%	<i>Powell et al., 1998</i>
(8)	<i>Ninguno (Blanco)</i>	-----	<i>Powell et al., 1998</i>

\*50 g de medio reactivo, a excepción de las VM y AS (2 g).

**Tabla 4.2.** Mezclas reactivas empleadas en las pruebas Batch

#	Mezcla Reactiva	Composición en Peso*	#	Mezcla Reactiva	Composición en Peso*
(1)	<i>CA</i>	50%	(8)	<i>VH</i>	50%
	<i>VH</i>	50%		<i>AR</i>	50%
(2)	<i>VH</i>	50%	(9)	<i>AS</i>	50%
	<i>VM</i>	50%		<i>VM</i>	50%
(3)	<i>CA</i>	98%	(10)	<i>LH</i>	96%
	<i>AS</i>	2%		<i>VM</i>	4%
(4)	<i>CA</i>	50%	(11)	<i>AR</i>	98%
	<i>LH</i>	50%		<i>VM</i>	2%
(5)	<i>CA</i>	50%	(12)	<i>AR</i>	50%
	<i>AR</i>	50%		<i>LH</i>	50%
(6)	<i>VH</i>	50%	(13)	<i>LH</i>	96%
	<i>AS</i>	50%		<i>AS</i>	4%
(7)	<i>VH</i>	50%	(14)	<i>VH</i>	50%
	<i>LH</i>	50%		<i>VM</i>	2%
				<i>CA</i>	48%

\*50 g de mezcla reactiva, a excepción de AS + VM (2 g), así como LH + VM y LH + AS (25 g).

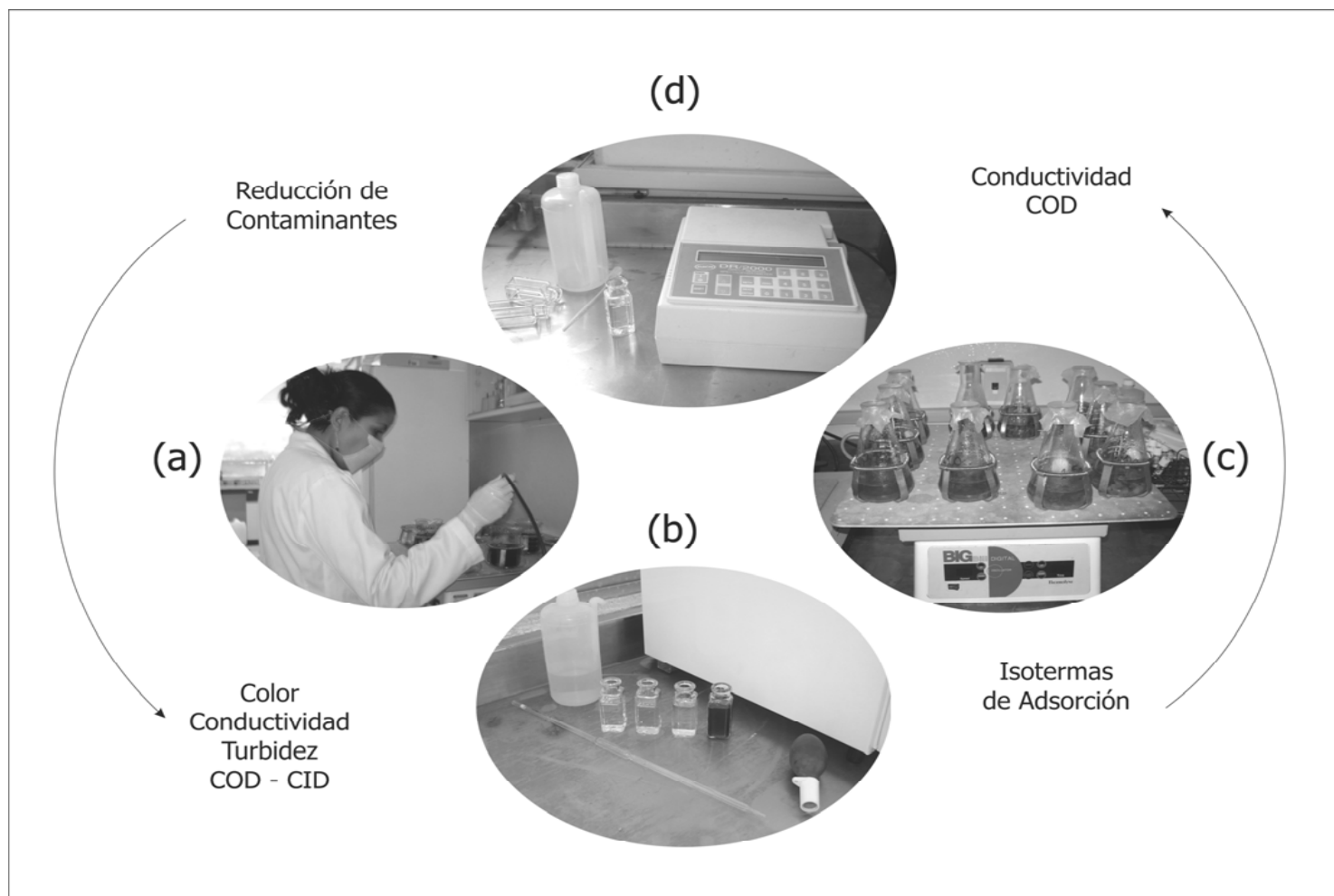
Cabe mencionar que las *VH* no son comerciales, dado que se utilizaron desperdicios de trabajos de un taller mecánico. Las *VH* contienen hierro y aleaciones de otros metales, no obstante, en los capítulos restantes se les dará este nombre. Asimismo, la *TS* y la *AR* se obtuvieron del sitio de estudio, mientras que las *VM* y el *AS* se adquirieron en una carpintería. Referente a los medios compuestos por hierro, la diferencia que existe entre las *VH* y las *LH*, además del contenido de hierro, es el tamaño, ya que las *LH* estaban pulverizadas.

#### **4.3.1 Tasas de Reducción de Contaminantes**

Las pruebas Batch se realizaron en el laboratorio del *CIRA-UAEM* (Figura 4.4), y consistieron en agregar a un matraz Erlenmeyer *100 ml* de lixiviados y *50 g* del medio reactivo a evaluar (Gómez, 2003), además se evaluó un blanco, para él que únicamente se vertieron en el matraz *100 ml* de lixiviados (Powell *et al.*, 1998). Posteriormente todos se pusieron en agitación durante 6 días (Baker *et al.*, 1998).

Debido a que las pruebas Batch se utilizan para elegir los medios reactivos que serán evaluados en las pruebas columna antes de su implementación en campo, el número de parámetros que se analizan y el tiempo de su desarrollo son menores. En este caso, se consideraron 5 indicadores para evaluar los cambios en las concentraciones de los lixiviados al entrar en contacto con los medios y mezclas reactivas. Los parámetros analizados fueron: conductividad, color, turbidez, *COD* y *CID*, debido a que son de fácil determinación y, además, no se requiere gran cantidad de muestra.

El *COD*, que representa una parte del carbón orgánico total, se origina de los residuos orgánicos del vertedero. La cantidad de *COD* puede influir en el comportamiento de diversidad de contaminantes por su participación en los procesos redox, su habilidad de formar complejos con metales pesados, tales como el *Cd*, *Ni* y *Zn*, y su capacidad para formar ligamentos hidrofóbicos, contaminantes orgánicos, por lo que su determinación es de gran importancia (Christensen *et al.*, 1996).



**Figura 4.4.** Actividades efectuadas en el laboratorio para la realización de las pruebas Batch: (a) Experimentos para evaluar la reducción de contaminantes, (b) Determinación del color, conductividad, turbidez, COD y CID, (c) Experimentos para elaborar las isotermas de adsorción, y (d) Determinación del COD y conductividad.

Asimismo, se conoce como *CID* al carbón mineralizado ( $C^{4+}$ ) que se encuentra presente en cuatro formas:  $CO_2$  (*aq*) (bióxido de carbono acuoso),  $H_2CO_3$  (ácido carbónico),  $HCO_3^-$  y  $CO_3^{2-}$  (carbonatos). La presencia del *CID* puede derivarse de cualquiera de las siguientes reacciones: (1) Disolución de  $CO_2$  de la atmósfera; (2) Disolución de calcita; (3) Oxidación de compuestos orgánicos en el agua y (4) Procesos metamórficos. En el caso de los lixiviados puede deberse a las reacciones que ocurren entre los compuestos orgánicos contenidos en los *RSM* con el contenido de agua presente en el vertedero. En este entendido, a un *pH* mayor de 8.4 los principales componentes del *CID* son los  $CO_3^{2-}$ . Cabe señalar que para determinar el *COD* y el *CID* se filtraron las muestras antes de ser analizadas.

Un líquido presenta color cuando la materia disuelta absorbe luz visible o cuando las partículas suspendidas dispersan la luz, estas dos fuentes de color constituyen la base para distinguir entre color aparente y verdadero. El color aparente se debe a la absorción y dispersión de la luz, incluye no solamente el color de las sustancias en solución y coloidales, sino también el color debido al material suspendido, en cambio, el color verdadero depende exclusivamente de las especies disueltas (Gómez, 2003). En este caso, se midió el color aparente. Las moléculas de colorante están formadas por uno o más grupos cromóforos, los cuales son grupos de átomos con enlaces insaturados que dan color a la molécula. Se eligió determinar este parámetro ya que existe una estrecha relación entre el color de una sustancia y su estructura electrónica. La producción o cambio de color de la molécula está relacionado con la deformación de la estructura normal de la misma. Asimismo, el color de una molécula puede ser intensificado por sustituyentes como:  $CH_3^-$ ,  $Cl^-$ ,  $NH_2^-$ ,  $OH^-$  y  $Br^-$  (Yagüe, 2001). Méndez *et al.* (2002 (b)) señalan que las partículas coloidales más pequeñas son generalmente las que le dan color al lixiviado, y para su remoción es conveniente bajar el *pH* de la muestra.

La turbidez también tiene una gran trascendencia sanitaria, ya que refleja una aproximación del contenido de materias coloidales, minerales u orgánicas, por lo que puede ser indicio de contaminación. En el caso del agua, elevados niveles de turbidez pueden proteger a los microorganismos de los efectos de la desinfección, estimular la

proliferación de bacterias y aumentar la demanda de cloro. En varias ocasiones no se logra destruir los patógenos y las bacterias fecales, aglomerados o absorbidos por partículas. En el caso de los lixiviados, diversas sustancias químicas peligrosas como metales pesados, organoclorados y otros se unen sobre todo a los ácidos húmicos y otras partículas orgánicas (Marcó *et al.*, 2004). Referente a la conductividad, Martínez *et al.* (2004) señalan que es un parámetro de determinación rápida y económica para la caracterización de la carga contaminante, ya que se puede relacionar con la remoción de metales.

En este entendido, los parámetros: color, turbidez, *COD* y *CID* se determinaron al inicio y al final de las pruebas, a excepción del medio reactivo *TS* en el que no se determinaron ni el color ni la turbidez, ya que se presentaron problemas técnicos en la toma de muestras. Por su parte, la conductividad se midió al inicio del experimento y en intervalos de 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 24, 48, 72 y 144 horas (6 días). El color y la turbidez se midieron con el espectrofotómetro *HACH DR2000*, el *COD* y el *CID* con el “1020A Total Organic Carbon Analyzer” y la conductividad con el potenciómetro “Portable Termo Orion Probes”. Los resultados obtenidos en las pruebas se presentan y analizan en el capítulo 6.

#### **4.3.2 Isotermas de Adsorción**

A través de los años, diversos modelos matemáticos han sido desarrollados para describir e interpretar los datos de adsorción, mismos que describen la distribución en equilibrio de un soluto entre las fases sólida y líquida. Estos modelos aplican cuando las pruebas de adsorción se realizan a temperatura constante y se conocen como “Isotermas de Adsorción”. En este entendido, existen diversos modelos de isotermas, entre los que destacan: el modelo lineal, el modelo de Langmuir, el modelo de Freundlich y el modelo de BET (Travis y Etnier, 1981).

El modelo lineal, que es el más simple matemáticamente, es un caso particular del modelo de Freundlich, en el que  $1/n=1$ , y se expresa como (Travis y Etnier, 1981):



$$q = K_p C \quad [4.1]$$

Donde:

- $q =$  cantidad de material adsorbido por gramo de adsorbente ( $mg/g$ ),  
 $K_p =$  constante de partición ( $L/g$ ), y  
 $C =$  concentración en el líquido al equilibrio ( $mg/L$ ).

Asimismo, la ecuación del modelo de Langmuir se expresa generalmente como (Travis y Etnier, 1981):

$$q = q_0 \frac{bC}{1 + bC} \quad [4.2]$$

Donde:

- $q =$  cantidad de material adsorbido por gramo de adsorbente ( $mg/g$ ),  
 $q_0 =$  capacidad máxima de adsorción ( $mg/g$ ),  
 $b =$  constante de Langmuir ( $L/mg$ ), y  
 $C =$  concentración en el líquido al equilibrio ( $mg/L$ ).

El principio de las Isotermas de Langmuir se basa en la suposición de que los puntos de valencia existentes en la superficie del adsorbente son capaces de adsorber una molécula, así la capa adsorbida será una molécula espesa. Además, asume que todos los sitios de adsorción tienen iguales afinidades por las moléculas que serán adsorbidas y que la presencia de éstas no afectará la adsorción de moléculas en un sitio adyacente (Travis y Etnier, 1981).

Por su parte, Freundlich desarrolló una ecuación empírica que describe la adsorción con base en la suposición de que el adsorbente tiene una superficie heterogénea compuesta de diferentes sitios de adsorción (Travis y Etnier, 1981). El modelo de Freundlich se expresa así:

$$q = K_f C^{1/n} \quad [4.3]$$

Donde:

- $q =$  cantidad de material adsorbido por gramo de adsorbente ( $mg/g$ ),
- $K_f =$  constante de Freundlich ( $L/g$ ),
- $1/n =$  constante de Freundlich (adimensional), y
- $C =$  concentración en el líquido al equilibrio ( $mg/L$ ).

Por su parte, Brunauer, Emmett y Teller desarrollaron un modelo, en 1938, el cual se considera una extensión del modelo de Langmuir y se representa como (Travis y Etnier, 1981):

$$q = q_0 \cdot \frac{bC}{(C - C_s)[1 + (b - 1)C / C_s]} \quad [4.4]$$

Donde:

- $q =$  cantidad de material adsorbido por gramo de adsorbente ( $mg/g$ ),
- $q_0 =$  capacidad máxima de adsorción ( $mg/g$ ),
- $b =$  constante de BET (adimensional),
- $C_s =$  concentración de saturación ( $mg/L$ ), y
- $C =$  concentración en el líquido al equilibrio ( $mg/L$ ).

Con la finalidad de hacer un análisis más completo, únicamente de los medios reactivos que se evaluaron previamente (Tabla 4.1), se realizaron experimentos para determinar las Isotermas de Adsorción y, asimismo, analizar su adaptabilidad a los modelos antes mencionados (Méndez *et al.*, 2002). Las pruebas se realizaron en el Laboratorio del CIRA-UAEM y consistieron en pesar 5, 10, 15, 20, 25, 30, 40 y 50 g de los diferentes medios, a excepción de los que presentaban un volumen mayor, para los que únicamente se pesaron 0.5, 1, 1.5, 2, 2.5, 3, 4 y 5 g. Posteriormente, cada uno se depositó en un matraz de Erlenmeyer de 250 ml y se le agregaron 100 ml de lixiviados. Éstos permanecieron en agitación durante 24 h (Rivas *et al.*, 2006) y se determinaron el COD y la conductividad (Aa *et al.*, 2004) al inicio y al final del experimento (Gómez, 2003). Al igual que en las pruebas antes mencionadas, el COD se determinó con el “1020A

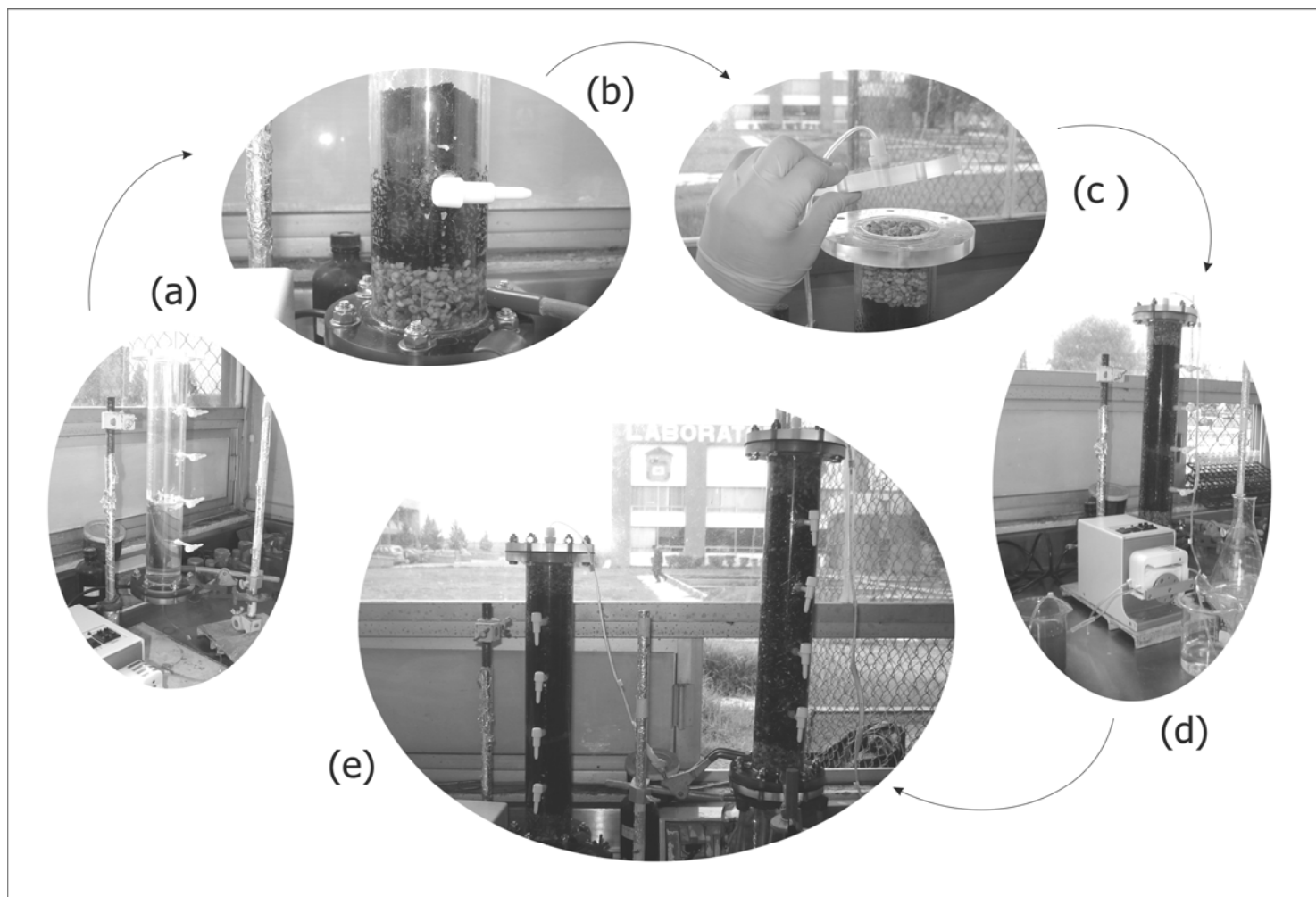
*Total Organic Carbon Analyzer*” y la conductividad con el potenciómetro “*Portable Thermo Orion Probes*”. Con los resultados obtenidos se elaboraron las Isotermas de Adsorción. En el capítulo 6 se presentan los resultados de esta etapa.

## **4.4 Pruebas Columna**

De acuerdo con lo mencionado en el capítulo 3, las pruebas columna en laboratorio se han utilizado con gran éxito en la determinación de las tasas de reducción del contaminante, ya que, los resultados se aproximan a los obtenidos en campo. Aunque las pruebas columna son más costosas, y consumen mayor tiempo que las pruebas Batch, producen resultados más realistas, con la oportunidad de examinar los productos obtenidos en las reacciones que se presentan cuando los lixiviados entran en contacto con los medios o mezclas reactivas (Powell *et al.*, 1998).

### **4.4.1 Tasas de Reducción de Contaminantes**

Con base en los resultados obtenidos en las pruebas Batch, se eligieron dos medios reactivos para ser evaluados con pruebas columna (Figura 4.5). Se utilizaron 2 columnas de acrílico de 5 cm de diámetro interno con 41 cm de longitud, mismas que disponen de 4 puertos de muestreo distribuidos a una distancia de 7.5 cm entre cada uno desde la entrada hasta la salida (dimensiones similares a las citadas por Powell *et al.*, 1998; Méndez *et al.*, 2002; Gómez, 2003; y Kao *et al.*, 2003). Las columnas fueron empacadas con los diferentes medios reactivos, a los que se les midió el volumen y la masa, y se adicionó, a la entrada y salida de las columnas, una capa de arena sílica (Baker *et al.*, 1998; y Gavaskar, 1999) con el fin de asegurar una buena distribución del flujo (Gavaskar, 1999) y evitar que el medio reactivo obstruyera las tuberías.



**Figura 4.5.** Esquema simplificado de la instalación de las dos columnas para estimar los efectos de reducción de contaminantes de dos medios reactivos: (a) Instalación del equipo, (b) Empaque del medio reactivo, (c) Sellado de columnas, (d) Verificación del funcionamiento y fugas, y (e) Tratamiento de lixiviados con pruebas columna.

Las columnas se alimentaron con lixiviados del pozo de biogás *PBI9*, ya que éste se encuentra en la frontera de flujo del vertedero, la cual se considera una zona crítica porque representa la zona de recolección de los lixiviados donde probablemente se instalen obras adicionales para la recolección de los mismos. En este entendido, se tomaron muestras suficientes para cada prueba con el objetivo de que la concentración inicial del lixiviado no presentara gran fluctuación, ya que normalmente existen diferencias de concentración de un muestreo a otro. Los lixiviados fueron preservados a temperatura ambiente y analizados antes de que se les proporcionara el tratamiento con la finalidad de conocer su variación antes de ser alimentados en las columnas. El flujo dentro de la columna fue de tipo ascendente (Powell *et al.*, 1998; Gavaskar, 1999; y Gómez, 2003), alimentado con una bomba peristáltica de flujo variable *ISMATEC*, con un flujo de 4 a 6 ml/min (tiempo de contacto promedio de 118 min). Cabe mencionar que no se les aplicó un tratamiento previo a los lixiviados antes de ser alimentados en las columnas, como pudo ser la disminución del *pH*, ya que, según Powell *et al.* (1998), al hacerlo es posible que se incremente la eficiencia del tratamiento.

Los experimentos se realizaron, en un área adecuada para este efecto, en el laboratorio *CIRA-UAEM* y se determinaron diferentes parámetros: *DBO<sub>5</sub>* (*NMX-AA-028-SCFI-2001*), *DQO* (*NMX-AA-030-SCFI-2001*), conductividad (“*Portable Termo Orion Probes*”), color (*HACH DR2000*), turbidez (*HACH DR2000*), *N-NH<sub>3</sub>* (*NMX-AA-026-SCFI-2001*) y *SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>* (*NMX-AA-074-1981*). Las muestras se tomaron a la salida de las columnas en diferentes volúmenes poro, hasta llegar a 534 volúmenes poro, donde aparentemente se produjo una estabilidad de la fluctuación de las concentraciones. En este entendido, un volumen poro equivale al volumen de líquido que cabe dentro de la columna una vez empacada (Powell *et al.*, 1998). Cabe mencionar que también se tomaron muestras del lixiviado antes de entrar a la columna, con el fin de obtener una concentración inicial promedio para el análisis de las tasas de reducción. Los resultados se presentan en el capítulo 7.

#### 4.4.2 Análisis Visual del Medio Reactivo

Durante las pruebas columna, se realizó un análisis visual del medio reactivo con un microscopio (*CIRA-UAEM*). Éste consistió en tomar fotografías del material antes de iniciar las pruebas y al final de las mismas, con el fin de conocer de manera visual la acumulación de compuestos en la superficie reactiva (Baker *et al.*, 1998). Previo a la toma de fotografías, los medios se secaron en la estufa a  $100\text{ }^{\circ}\text{C}$  y posteriormente fueron pulverizados con un mortero, para obtener un tamaño de partícula más pequeño que pudiera facilitar su análisis. Se colocó el material a analizar sobre un portaobjetos y se le agregó una gota de aceite de inmersión. Finalmente, el portaobjetos se ubicó en el microscopio (*Nikon ECLIPSE E200* y cámara digital *Nixon Cool PIX995*) y se tomaron las fotografías con objetivo de 200 aumentos ( $20\times/0.40$ ). Los resultados del análisis también se presentan en el capítulo 7.

# Caracterización de los Lixiviados Generados en el Vertedero de Metepec

## 5.1 Introducción

La composición y producción de los lixiviados están influenciadas por diversos factores. De acuerdo con Johansen y Carlson (1976) los más importantes son: la composición de los residuos sólidos, la operación presente en el vertedero, el clima y las condiciones hidrogeológicas del sitio; así como las actividades químicas y físicas, la humedad, la temperatura, el  $pH$  y la edad del vertedero. Debido a que estos factores difieren de un sitio a otro, existe también gran variabilidad entre la composición de los lixiviados generados en cada vertedero, lo que conlleva a la implementación de una técnica de tratamiento distinta para cada caso.

En este entendido, cuando se va a implementar una técnica de tratamiento de lixiviados, es necesario, como primer paso, realizar la caracterización de los mismos, para que, con base en su composición, se elabore una propuesta de tratamiento, la cual será evaluada

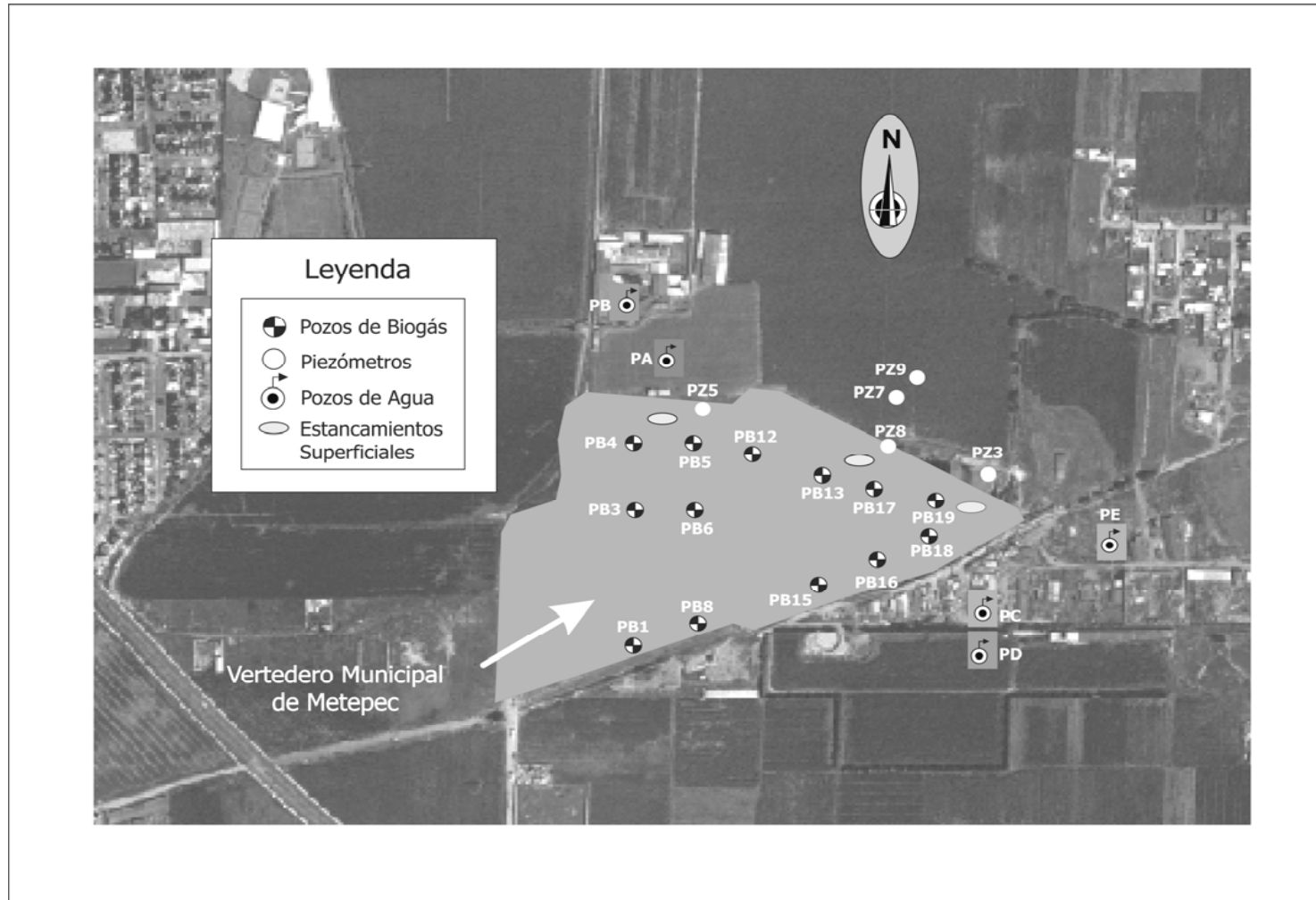
antes de su implementación en campo con el fin de asegurar la obtención de un tratamiento efectivo. Este criterio fue considerado en la realización de la tesis, por lo que, en este capítulo, se presentan primeramente los resultados obtenidos en la caracterización tanto de los lixiviados generados en el vertedero de Metepec como del agua del acuífero que subyace al mismo, esto último con el objetivo de tener conocimiento del impacto que los lixiviados están provocando sobre la calidad del agua subterránea.

## **5.2 Implementación y Resultados de la Red de Muestreo**

Como se mencionó en el capítulo precedente, se implementó una red de muestreo que permitiera obtener una caracterización representativa de los lixiviados generados en el vertedero, no obstante, debido a que se presentaron problemas técnicos en los muestreos, finalmente fue posible muestrear 13 pozos de biogás, 5 piezómetros y 5 pozos de agua, a lo largo de los 6 muestreos (Figura 5.1). En la Tabla 5.1 se presentan las características de los 23 puntos de muestreo.

Para proveer un enfoque global de los resultados obtenidos, éstos se presentan en forma de resumen en las Tablas 5.2, 5.3 y 5.4. La primera refleja las concentraciones medias, mínimas y máximas de los lixiviados analizados en los pozos localizados al interior del vertedero, y se anexan, como referencia, concentraciones de lixiviados examinados en otros trabajos de investigación realizados en diferentes vertederos. En la segunda tabla se muestran los resultados obtenidos en los piezómetros, mientras que en la última tabla se presentan los resultados de la caracterización del agua del acuífero y los Límites Máximos Permisibles (*LMP*) que establece la Norma Oficial Mexicana (*NOM*) de salud ambiental para uso y consumo del agua (*NOM-127-SSA1-1994*). Asimismo, en las Tablas 5.5, 5.6 y 5.7 se proporcionan los resultados de cada uno de los 6 muestreos, de manera puntal, tanto para los pozos de biogás como para los piezómetros y los pozos de agua.





**Figura 5.1.** Esquema simplificado de la red de muestreo empleada en el vertedero de Metepec, misma que consistió, finalmente, en 23 puntos: 13 pozos de biogás, 5 piezómetros (18 puntos para realizar la caracterización de los lixiviados) y 5 pozos de agua (para determinar la contaminación potencial del área entorno al vertedero).

**Tabla 5.1.** Características de los 23 puntos que conforman la red de muestreo final al interior del vertedero de Metepec y en áreas aledañas

<i>Puntos de Muestreo</i>	<i>Observaciones</i>		
<b>13 Pozos de Biogás</b>			
	<u>Nivel del Lixiviado:</u>		
	PB1 = -10.30 m		
	PB3 = -12.25 m		
	PB4 = -9.75 m		
	PB5 = -3.26 m		
	PB6 = -10.97 m		
	PB8 = -7.65 m		
	PB12 = -7.64 m		
	PB13 = -8.55 m		
	PB15 = -6.1 m		
	PB16 = -4.85m		
	PB17 = -1.59 m		
	PB18 = -0.64 m		
	PB19 = -3.1 m		
<b>9 Piezómetros</b>			
	<u>Piezómetro:</u>	<u>Perforación:</u>	<u>Nivel:</u>
	PZ1*	-12 m	-10.54 m
	PZ2*	-11.5 m	ND
	PZ3	-8.74 m	-6.4 m
	PZ4*	-7 m	-5.23 m
	PZ5	-24.6 m	-14.5 m
	PZ6*	-7 m	-4.33 m
	PZ7	-27.6 m	-21.61 m
	PZ8	-21 m	-16.43 m
	PZ9	-76 m	-36.75 m
			<u>Contaminación:</u>
			ND
			ND
			Lixiviados y Biogás
			Lixiviados y Biogás
			Lixiviados y Biogás
			Lixiviados y Biogás
			Lixiviados y Biogás
			Lixiviados y Biogás
			Lixiviados y Biogás
<b>5 Pozos de Agua</b>			
	<u>Pozo:</u>	<u>Profanidad:</u>	<u>Nivel Estático:</u>
	PA	-25.87 m	-21.24 m
	PB	-212.86 m	-59.9 m
	PC	-6.26 m	-4.06 m
	PD	-242 m	-56 m
	PE	-10.2 m	-5.61 m
			<u>Nivel Dinámico:</u>
			SD
			-78 m
			SD
			-80 m
			Clausurado

ND = No detectable.

\* = No muestreado.

SD = Sin dato.

**Tabla 5.2.** Resumen de los muestreos con las concentraciones mínimas, máximas y medias de los parámetros analizados al interior del vertedero de Metepec y concentraciones encontradas en otras investigaciones en diferentes vertederos

Parámetro	Metepec				Referencia		Literatura	
	n	Media	Mínimo	Máximo	Mínimo <sup>(a)</sup>	Máximo <sup>(a)</sup>	Mínimo <sup>(b)</sup>	Máximo <sup>(b)</sup>
<i>In-Situ:</i>								
pH	14	8.58	7.5	9.65	1.5	12.5	3.7	9
Conductividad	9	29,107	3,850	42,200	22,200 <sup>(c)</sup>	26,900 <sup>(c)</sup>	5,450 <sup>(d)</sup>	7,600 <sup>(d)</sup>
Eh	9	-131.44	-107	-166				
T	14	29.86	17	46.4				
<i>Orgánicos:</i>								
DBO <sub>5</sub>	18	14,028.8	613	86,721	1	72,000	2	55,000
DQO	17	22,482.7	2,000	60,532			9	90,000
COD	16	4,382.15	2.3	13,403.2	0.3	45,100		
CID	16	1,958.2	16.5	4,220.4				
Benceno	5	ND	-	-	0.001	1,360		
Hexano	5	ND	-	-				
Tolueno	5	ND	-	-	0.001	18		
Etil Benceno	5	ND	-	-	0.001	4.9		
Xileno	5	ND	-	-	0.003	0.3		
<i>Microbiológicos:</i>								
Coliformes*	8	4,343.3	46	27,000				
<i>Cationes:</i>								
Sodio	9	2,203.8	17.3	3,300.8		8,000	NR	7,700
Calcio	19	103.7	3.6	759.7		4,080	5	7,200
Magnesio	9	102.3	13.5	269.6		15,600	NR	4,000
Potasio	9	1,607.52	4.4	3,200		3,770	3	3,770
Manganeso	6	1.5	0.1	6.3		1,400	0.05	1,400
Hierro	19	18.2	0.2	90.1		57,300	2	5,500
N-Amoniacal	20	3,317.45	368	6,592			NR	1,110
<i>Aniones:</i>								
Fluoruros	6	0.4	ND	2.1		302		
Cloruros	25	2,430.4	9.7	5,234.9		27,100	2	5,000
Bromuros	6	4.7	ND	16.5				
Nitratos	25	14.8	ND	141.0		250		
Nitritos	19	0.6	ND	2.2				
Fosfatos	6	0.9	ND	3.1				
Sulfatos	25	877.4	ND	14,976.7		84,000	1	1,825
Bicarbonatos	3	3,401.9	2,301.7	4,864		57,850	140	20,900
<i>Metales Trazas:</i>								
Cinc	3	2.33	0.16	4.19		250	NR	1,000
Níquel	3	0.23	< 0.1	0.43		60	NR	9
Cobre	3	0.4	< 0.1	0.96		1,100	NR	10
Arsénico	3	0.01	0.008	0.01		70.2		
Mercurio	3	< 0.001				0.16	NR	0.2
Plomo	3	0.2	< 0.2	0.27		6.6	NR	12

Concentraciones en mg/L, a excepción de: coliformes\* totales (NMP/100ml), conductividad ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ), Eh (mV) y pH (que es adimensional). Para los nitratos la concentración está dada como mg/L N-NO<sub>3</sub> y para los nitritos como mg/L N-NO<sub>2</sub>.

NR = No reportado. n = número de datos considerados para el cálculo de la media aritmética, información detallada en la Tabla 5.5. ND = No detectable. <sup>a</sup> Moreno (2003). <sup>b</sup> USEPA (1995). <sup>c</sup> Fatta *et al.* (1999). <sup>d</sup> Kjeldsen (1993).

**Tabla 5.3.** Resumen de los muestreos con las concentraciones mínimas, máximas y medias de los parámetros analizados en los piezómetros instalados en áreas aledañas al vertedero

<i>Parámetro</i>	<i>n</i>	<i>Media</i>	<i>Mínimo</i>	<i>Máximo</i>
<i>In-Situ:</i>				
<i>pH</i>	4	9.2	8.57	10.21
<i>Conductividad</i>	4	19,385	2,190	31,800
<i>Eh</i>	4	-143.25	-111	-194
<i>T</i>	4	26	19.5	29.5
<i>Orgánicos:</i>				
<i>DBO<sub>5</sub></i>	9	1,754.7	113	1,711
<i>DQO</i>	9	6,060.9	916	13,255
<i>COD</i>	4	1,754.8	330.01	2,917.7
<i>CID</i>	4	1,516.8	150.54	2,792.36
<i>Microbiológicos:</i>				
<i>Coliformes*</i>	2	21.5	9	43
<i>Cationes:</i>				
<i>Calcio</i>	4	125.44	39.18	290.14
<i>Hierro</i>	4	73.88	2.43	264.68
<i>N-Amoniacal</i>	7	1,867.57	138	4,652
<i>Aniones:</i>				
<i>Cloruros</i>	9	2,015.91	14.8	4,271.86
<i>Nitratos</i>	9	28.83	2.7	45.83
<i>Nitritos</i>	9	0.57	0.04	2.03
<i>Sulfatos</i>	9	349.27	< 2.5	785.97
<i>Bicarbonatos</i>	2	1,149.35	785.97	1,512.72

Concentraciones en *mg/L*, a excepción de los coliformes \*totales (*NMP/100ml*), conductividad ( $\mu S/cm$ ), temperatura ( $^{\circ}C$ ) y *pH* (adimensional). Para los nitratos la concentración está dada como *mg/L N-NO<sub>3</sub>* y para los nitritos como *mg/L N-NO<sub>2</sub>*. *n* = número de datos considerados para el cálculo de la media aritmética, información detallada en la Tabla 5.6.

**Tabla 5.4.** Resumen de los muestreos con las concentraciones mínimas, máximas y medias de parámetros analizados en los pozos de agua, así como los *LMP* de la *NOM* de agua potable (*NOM-127-SSA1-1994*)

<i>Parámetro</i>	<i>n</i>	<i>Media</i>	<i>Mínimo</i>	<i>Máximo</i>	<i>LMP de la NOM</i>
<u><i>In-Situ:</i></u>					
<i>pH</i>	4	7.23	6.96	7.95	6.5 – 8.5
<i>T</i>	4	14.8	13.1	16.4	
<i>Conductividad</i>	4	504.8	235	791	
<u><i>Orgánicos:</i></u>					
<i>DBO<sub>5</sub></i>	4	1.33	1	6	
<i>DQO</i>	4	3.45	3	3.85	
<u><i>Microbiológicos:</i></u>					
<i>Coliformes*</i>	4	42.27	< 1.8	42.27	ND
<u><i>Cationes:</i></u>					
<i>Sodio</i>	13	26.02	15.62	40	200
<i>Calcio</i>	13	26.99	< 2	67.7	500
<i>Magnesio</i>	13	27.94	5.1	80.48	
<i>Potasio</i>	13	11.96	3.39	22.54	
<i>Manganeso</i>	9	0.055	ND	0.11	0.15
<i>Hierro</i>	9	0.16	ND	0.47	0.3
<i>N-Amoniacal</i>	4	0.22	0.028	0.7	0.5
<u><i>Aniones:</i></u>					
<i>Fluoruros</i>	9	0.26	ND	0.5	1.5
<i>Cloruros</i>	13	19.62	6.8	43.75	250
<i>Bromuros</i>	5	0.08	ND	0.3	
<i>Nitratos</i>	13	22.12	0.31	82.8	10
<i>Nitritos</i>	4	1.046	0.015	0.058	1
<i>Fosfatos</i>	5	0.22	ND	0.8	
<i>Sulfatos</i>	13	52.61	ND	169.85	400
<i>Bicarbonatos</i>	5	142.15	75	246.19	
<u><i>Metales Trazas:</i></u>					
<i>Cinc</i>		< 0.8	-	-	5
<i>Níquel</i>		< 0.1	-	-	
<i>Cobre</i>		< 0.1	-	-	2
<i>Arsénico</i>		< 0.002	-	-	0.025
<i>Mercurio</i>		0.005	< 0.001	0.008	0.001
<i>Plomo</i>		< 0.2	-	-	0.01

Concentraciones en *mg/L*, a excepción de los coliformes \* totales (*NMP/100ml*), conductividad ( $\mu\text{S/cm}$ ) y *pH* (adimensional). Para los nitratos la concentración está dada como *mg/L N-NO<sub>3</sub>* y para los nitritos como *mg/L N-NO<sub>2</sub>*.

*n* = número de datos considerados para el cálculo de la media aritmética, información detallada en la Tabla 5.7.

ND = No detectable.

**Tabla 5.5.** Resultados de los muestreos correspondientes a los pozos de biogás ubicados al interior del vertedero

<b>Parámetro</b>	<b>PB</b>				
<b><u>Muestreo 1:</u></b>	<b>PB5</b>	<b>PB8</b>	<b>PB15</b>	<b>PB17</b>	<b>PB18</b>
<i>DBO<sub>5</sub></i>	613	3,831	1,289	3,402	1,105
<i>DQO</i>	2,000	12,250	11,000	22,500	14,250
<i>Coliformes*</i>	1,100	27,000	2,000	2,000	2,000
<i>BTEX</i>	ND	ND	ND	ND	ND
<i>Cloruros</i>	1,791.75	3,085.8	3,085.8	3,981.68	4,081.22
<i>Nitratos</i>	ND	ND	ND	ND	ND
<i>Nitritos</i>	0.145	0.048	ND	0.241	0.23
<i>Sulfatos</i>	661.98	1,355.3	1,060.66	1,459.34	1,424.68
<i>N-Amoniacal</i>	475	2,260	2,222	3,894	3,102
<b><u>Muestreo 2:</u></b>	<b>PB5</b>	<b>PB15</b>	<b>PB18</b>		
<i>DBO<sub>5</sub></i>	420,224	66,995	86,721		
<i>DQO</i>	603,938	129,540	SD		
<i>Coliformes*</i>	300	300	46		
<i>Cloruros</i>	1,102.6	1,662.65	1,960.18		
<i>Nitratos</i>	0.02	88	141		
<i>Nitritos</i>	0.047	<0.03	<0.03		
<i>Sulfatos</i>	<10	<10	14,976.7		
<i>Bicarbonatos</i>	2,301.71	3,040	4,864.01		
<i>N-Amoniacal</i>	368	532	2,989		
<i>Sodio</i>	2,500	3,200	2,800		
<i>Calcio</i>	67.12	275.5	759.7		
<i>Magnesio</i>	138.8	110.4	34.73		
<i>Potasio</i>	400	2,240	3,200		
<i>Hierro</i>	7	20.6	13.55		
<i>Cinc</i>	4.188	0.155	2.635		
<i>Níquel</i>	<0.1	0.153	0.429		
<i>Cobre</i>	0.176	<0.1	0.957		
<i>Arsénico</i>	0.0141	0.0078	0.0075		
<i>Mercurio</i>	<0.001	<0.001	<0.001		
<i>Plomo</i>	<0.2	<0.2	0.269		

Concentraciones en *mg/L*, a excepción de los coliformes \* totales (*NMP/100ml*). Para los nitratos la concentración está dada como *mg/L N-NO<sub>3</sub>* y para los nitritos como *mg/L N-NO<sub>2</sub>*. *SD* = Sin dato. *ND* = No detectable. *BTEX* = *C<sub>6</sub>H<sub>6</sub>*, *C<sub>6</sub>H<sub>14</sub>*, *C<sub>6</sub>H<sub>5</sub>CH<sub>3</sub>*, *C<sub>6</sub>H<sub>5</sub>C<sub>2</sub>H<sub>5</sub>* y *C<sub>6</sub>H<sub>4</sub>C<sub>2</sub>H<sub>6</sub>*.

**Tabla 5.5.** Resultados de los muestreos correspondientes a los pozos de biogás ubicados al interior del vertedero (Continuación)

<b>Parámetro</b>	<b>PB</b>									
<b><u>Muestreo 3:</u></b>	<b>PB3</b>	<b>PB4</b>	<b>PB5</b>	<b>PB8</b>	<b>PB13</b>	<b>PB15</b>	<b>PB18</b>			
<i>T</i>	17.4	17.1	17	SD	SD	SD	SD			
<i>pH</i>	8.5	8	7.5	SD	SD	SD	SD			
<i>COD</i>	2.3	SD	391	1,802.5	5,770.7	6,425.3	3,154.7			
<i>CID</i>	16.5	SD	635.4	3,158.9	1,823.6	1,740.8	2,810			
<i>Fluoruros<sup>-</sup></i>	0.1	SD	0.2	ND	ND	ND	0.2			
<i>Cloruros</i>	9.7	SD	1,383.4	285.7	503.4	264	325.5			
<i>Bromuros</i>	ND	SD	16.5	0.5	1	5	5.4			
<i>Nitratos</i>	ND	SD	ND	ND	ND	ND	0.3			
<i>Sulfatos</i>	1.1	SD	0.7	0.2	ND	3.1	0.1			
<i>Fosfatos</i>	ND	SD	1.1	0.4	ND	3.1	0.9			
<i>Sodio</i>	17.32	SD	932.96	2,218.35	3,300.82	2,383.57	2,481.32			
<i>Calcio</i>	12.28	SD	95.29	31.82	30.21	45.36	28.12			
<i>Magnesio</i>	13.48	SD	100.12	110.19	84.94	269.64	57.93			
<i>Potasio</i>	4.38	SD	378.01	1,908.36	2,434.24	2,259.51	1,643.15			
<i>Manganeso</i>	0.11	SD	6.28	1.04	0.29	0.74	0.31			
<i>Hierro</i>	0.22	SD	1.35	2.66	6.9	1.92	3.38			
<b><u>Muestreo 4:</u></b>	<b>PB3</b>	<b>PB5</b>								
<i>T</i>	17.4	17								
<i>pH</i>	7.54	7.86								
<b><u>Muestreo 5:</u></b>	<b>PB1</b>	<b>PB3</b>	<b>PB6</b>	<b>PB8</b>	<b>PB12</b>	<b>PB13</b>	<b>PB15</b>	<b>PB16</b>	<b>PB17</b>	<b>PB19</b>
<i>T</i>	26.8	40	41.8	37.7	33.5	SD	34.8	42.2	46.4	29
<i>pH</i>	8.59	8.81	8.97	8.73	9.54	SD	8.99	8.66	8.78	9.65
<i>Conductividad</i>	32,300	3,850	36,200	41,800	10,150	SD	38,500	40,600	42,200	16,360
<i>Eh</i>	-107	-125	-133	-116	-161	SD	-132	-119	-124	-166
<i>DBO<sub>5</sub></i>	1,970	3,720	3,820	22,700	850.09	SD	3,520	18,700	24,533	SD
<i>DQO</i>	4,435	8,890	8,317	37,175	1,531	SD	9,003	38,360	60,532	SD

Concentraciones en mg/L, a excepción de la temperatura (°C), la conductividad ( $\mu\text{S/cm}$ ), el *Eh* (mV) y el *pH* (adimensional). Para los nitratos la concentración está dada como mg/L *N-NO<sub>3</sub>* y para los nitritos como mg/L *N-NO<sub>2</sub>*. SD = Sin dato. ND = No detectable.

**Tabla 5.5.** Resultados de los muestreos correspondientes a los pozos de biogás ubicados al interior del vertedero (Continuación)

<b>Parámetro</b>	<b>PB</b>									
<b><u>Muestreo 5:</u></b>	<b>PB1</b>	<b>PB3</b>	<b>PB6</b>	<b>PB8</b>	<b>PB12</b>	<b>PB13</b>	<b>PB15</b>	<b>PB16</b>	<b>PB17</b>	<b>PB19</b>
<i>COD</i>	2,261.67	4,142.09	4,326.12	8,244.29	844.02	4,961.35	6,631.63	13,403.18	6,537	1,216.62
<i>CID</i>	2,794.49	3,300.57	3,025	2,329.52	313.38	4,220.4	1,380.95	1,375.04	1,337.82	1,068.88
<i>Cloruros</i>	2,963.14	2,963.14	3,753.3	2,963.14	2,074.2	5,234.87	4,197.78	2,963.14	<i>SD</i>	1,728.50
<i>Nitratos</i>	13.54	<0.1	21.88	<0.1	51.04	<0.1	3.12	10.42	<i>SD</i>	11.46
<i>Nitritos</i>	0.58	<0.03	2.03	2.22	0.19	1.54	1.17	1.07	<i>SD</i>	1.39
<i>Sulfatos</i>	<2.5	<2.5	<2.5	747.5	<2.5	<2.5	<2.5	201.94	<i>SD</i>	<2.5
<i>N-Amoniacal</i>	3,682	5,266	4,474	5,780	495	6,374	5,107	4,277	4,819	1,662
<i>Calcio</i>	10.37	3.59	54.44	51.05	196.8	17.15	57.83	69.69	129.01	34.1
<i>Hierro</i>	7.7	16.78	58.03	26.33	17.52	24.73	8.62	28.59	90.06	10.22
<b><u>Muestreo 6:</u></b>	<b>PB13</b>	<b>PB19</b>								
<i>DBO<sub>5</sub></i>	4,067	2,663								
<i>DQO</i>	11,587	6,325								
<i>Cloruros</i>	6,223	2,172.9								
<i>Nitratos</i>	<1	28.5								
<i>Nitritos</i>	0.34	0.195								
<i>Sulfatos</i>	<2.5	<2.5								
<i>N-Amoniacal</i>	6,592	1,979								

Concentraciones en *mg/L*. Para los nitratos la concentración está dada como *mg/L N-NO<sub>3</sub>* y para los nitritos como *mg/L N-NO<sub>2</sub>*. *SD* = Sin dato.



**Tabla 5.6.** Resultados de los muestreos de los puntos correspondientes a los piezómetros instalados en áreas aledañas al vertedero

<i>Parámetro</i>	<i>Piezómetro</i>			
<b><u>Muestreo 4:</u></b>	<b>PZ3</b>	<b>PZ5</b>		
<i>DBO<sub>5</sub></i>	1,322	2,361		
<i>DQO</i>	7,707	13,178		
<i>Coliformes*</i>	43	9		
<i>Cloruros</i>	14.8	28.7		
<i>Nitratos</i>	11.9	36.18		
<i>Nitritos</i>	0.18	0.38		
<i>Sulfatos</i>	1,375.8	1,684.3		
<i>Bicarbonatos</i>	785.97	1,512.72		
<b><u>Muestreo 5:</u></b>	<b>PZ5</b>	<b>PZ7</b>	<b>PZ8</b>	<b>PZ9</b>
<i>T</i>	29.5	20	35	19.5
<i>pH</i>	9.39	8.57	10.21	8.62
<i>Conductividad</i>	31,800	2,190	30,800	12,750
<i>Eh</i>	-152	-111	-194	-116
<i>DBO<sub>5</sub></i>	1,420	1,442	2,120	1,540
<i>DQO</i>	4,510	2,226	4,492	2,836
<i>COD</i>	2,917.7	330.01	2,576.65	2,559.82
<i>CID</i>	2,792.36	150.54	2,559.82	564.63
<i>Cloruros</i>	4,247.16	1,580.34	493.86	4,271.86
<i>Nitratos</i>	21.8	10.94	45.83	117.5
<i>Nitritos</i>	0.96	0.039	2.03	0.585
<i>Sulfatos</i>	<2.5	68.35	<2.5	<2.5
<i>N-Amoniacal</i>	3,800	138	3,840	168
<i>Calcio</i>	290.14	45.96	39.18	126.47
<i>Hierro</i>	264.68	12.73	2.43	15.70
<b><u>Muestreo 6:</u></b>	<b>PZ7</b>	<b>PZ8</b>	<b>PZ9</b>	
<i>DBO<sub>5</sub></i>	113	3,682	1,792	
<i>DQO</i>	916	13,255	5,428	
<i>Cloruros</i>	148	3,901.5	3,457	
<i>Nitratos</i>	5.4	7.2	2.7	
<i>Nitritos</i>	0.096	0.58	0.24	
<i>Sulfatos</i>	<2.5	<2.5	<2.5	
<i>N-Amoniacal</i>	277	4,652	198	

Concentraciones en *mg/L*, a excepción de los coliformes \* totales (*NMP/100ml*), conductividad ( $\mu S/cm$ ), temperatura ( $^{\circ}C$ ), *Eh* (*mV*) y *pH* (adimensional). Para los nitratos la concentración está dada como *mg/L N-NO<sub>3</sub>* y para los nitritos como *mg/L N-NO<sub>2</sub>*.

**Tabla 5.7.** Resultados de los muestreos de los pozos de agua ubicados en áreas aledañas al vertedero

<i>Parámetro</i>	<i>Pozo</i>				
	<i>PA</i>	<i>PB</i>	<i>PC</i>	<i>PD</i>	<i>PE</i>
<b><u>Muestreo 1:</u></b>					
<i>Cloruros</i>	28.3	11.69	22.42	6.78	
<i>Nitratos</i>	0.31	26.4	20.97	3.17	
<i>Sulfatos</i>	120.23	59.65	78.54	13.12	
<i>Sodio</i>	32.03	24.62	38.44	16.94	
<i>Calcio</i>	67.7	55.16	49.91	15.33	
<i>Magnesio</i>	41.56	25.35	32.59	10.87	
<i>Potasio</i>	16.72	19.53	7.79	3.39	
<b><u>Muestreo 2:</u></b>					
<i>DBO<sub>5</sub></i>	1	2	1	SD	6
<i>DQO</i>	3	3.5	3.85	SD	16.5
<i>Coliformes*</i>	46	<1.8	79	<1.8	160,000
<i>Fluoruros</i>	0.31	0.37	0.39	SD	0.36
<i>Cloruros</i>	28	15.75	9.62	SD	43.75
<i>Nitratos</i>	73.3	11.16	35	SD	4
<i>Nitritos</i>	0.058	0.058	0.053	SD	0.015
<i>Sulfatos</i>	87.44	15.76	46.24	SD	169.85
<i>N-Amoniaco</i>	0.07	0.1	0.028	SD	0.7
<i>Sodio</i>	36	19	21	SD	40
<i>Calcio</i>	12.36	9.71	<2	SD	15.01
<i>Magnesio</i>	57.27	16.18	17.8	SD	80.48
<i>Potasio</i>	12	3.7	18	SD	16.8
<i>Manganeso</i>	<0.05	<0.05	<0.05	SD	0.012
<i>Hierro</i>	<0.1	<0.1	0.467	SD	<0.1
<i>Cinc</i>	<0.08	<0.08	<0.08	<0.08	<0.08
<i>Níquel</i>	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
<i>Cobre</i>	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
<i>Arsénico</i>	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002
<i>Mercurio</i>	0.008	0.004	0.007	<0.001	0.006
<i>Plomo</i>	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2
<b><u>Muestreo 3:</u></b>					
<i>T</i>	14.6	16.4	13.1	SD	15.1
<i>pH</i>	7.95	6.96	6.98	SD	7.01
<i>Conductividad</i>	665	235	328	SD	791
<i>Fluoruros</i>	0.2	0.5	ND	0.1	0.1
<i>Cloruros</i>	22.8	13.4	11.7	9.9	30.9
<i>Bromuros</i>	0.3	ND	ND	0.1	ND
<i>Nitratos</i>	16.7	82.8	12.5	0.7	0.5
<i>Sulfatos</i>	27	ND	16.8	0.9	48.4
<i>Fosfatos</i>	0.2	ND	0.8	0.1	ND
<i>Bicarbonatos</i>	178.17	75	80.91	130.5	246.19
<i>Sodio</i>	33.2	15.62	17.53	16.46	27.39
<i>Calcio</i>	32.65	12.54	18.56	12.62	47.42
<i>Magnesio</i>	21.5	13.09	5.1	9.7	31.7
<i>Potasio</i>	11.87	3.41	22.54	3.73	15.95
<i>Manganeso</i>	ND	0.11	ND	0.11	0.11
<i>Hierro</i>	0.11	0.33	ND	0.11	0.11

Concentraciones en mg/L, a excepción de los coliformes \* totales (NMP/100ml), conductividad ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ) y pH (adimensional). Para los nitratos la concentración está dada como mg/L  $\text{N-NO}_3$  y para los nitritos como mg/L  $\text{N-NO}_2$ . ND = No detectable. SD = Sin dato.

## 5.3 Análisis de los Resultados en el Interior del Vertedero

Como se mencionó en el apartado precedente, la red de muestreo al interior del vertedero consistió en la exploración de varios pozos de biogás, con el fin de obtener información de las concentraciones de los contaminantes en diferentes puntos. Para el análisis de resultados, éstos se dividieron en cuatro grupos: parámetros in-situ, orgánicos-microbiológicos, aniones-cationes y metales trazas.

### 5.3.1 Parámetros In-Situ

Los resultados obtenidos durante el muestreo in-situ, se presentan en las Tablas 5.2 y 5.5. En ésta se observa que el *pH* de los lixiviados es alcalino, por lo que, considerando el criterio de Farquhar (1989) y Fatta *et al.* (1999), se puede afirmar que corresponde a lixiviados procedentes de un vertedero con más de 20 años de edad (*pH* mayor a 7.5). Asimismo se observan altos valores de conductividad, siendo similares al rango encontrado en campo por Diamadopoulos (1994) (35,000 – 79,800  $\mu S/cm$ ). Estos valores pueden ser atribuidos a la disolución de sales inorgánicas y minerales presentes en los residuos (Kehew, 2001).

Referente al *Eh*, los valores negativos representan la condición anaerobia que existe en el vertedero (Lee *et al.*, 2006) y además, específicamente en este caso, reflejan que el lixiviado se encuentra en la fase final de la etapa de acetogénesis, empezando la etapa de metanogénesis (Figura 2.10), en la que se presentan reacciones que producen  $CO_2$ ,  $CH_4$  y  $H_2O$  con desprendimiento de calor (ver sección 2.7.1). Asimismo, esto coincide con los altos valores de temperatura y *pH* encontrados en el vertedero.

### 5.3.2 Orgánicos y Microbiológicos

Los resultados obtenidos en los muestreos al interior del vertedero, en forma de resumen, se presentaron en la Tabla 5.2, en la que se observa la presencia de coliformes totales en altas concentraciones, por lo que, los lixiviados representan un foco de infección microbiológica de gran peligro.

Con los valores obtenidos de  $DBO_5$  y  $DQO$  se demuestra que los compuestos orgánicos constituyen una de las clases de contaminantes críticos en el vertedero de Metepec. Debido a que no existen signos de  $BTEX$ , probablemente por su volatilidad, es posible que los lixiviados contengan otra clase de compuestos orgánicos persistentes. En este entendido, los valores de  $DBO_5$  y  $DQO$  presentan un amplio rango, con concentraciones elevadas que superan a las encontradas en el vertedero de Ano Liosia en Grecia, por Fatta *et al.* (1999), lo que posiblemente se deba a que, éste opera con control y, además, posee un sistema superficial para la recolección de lixiviados.

Referente a la relación  $DBO_5/DQO$ , existe gran variación de un punto a otro dentro del vertedero, con un mínimo de 0.0775 y máximo de 0.6958, lo que indica que probablemente el vertedero aún no está en su etapa final, dado que todavía pudiera existir una cantidad considerable de compuestos orgánicos que pueden ser biodegradados. En este entendido, Kehew (2001) señala que las concentraciones de  $DQO$  son usualmente altas porque incluyen materia orgánica que no puede ser oxidada por procesos microbiológicos.

Asimismo, indicadores como el  $COD$  y el  $CID$  presentan gran variación de concentraciones al interior del vertedero; en algunos pozos, la concentración del  $CID$  es mayor al  $COD$ , y en otros se presenta el caso contrario, por lo que, se puede afirmar que, de un punto a otro, la composición de los lixiviados en términos de concentración de carbón orgánico e inorgánico disuelto no es homogénea. Esto probablemente se deba a la variabilidad en la composición de los residuos sólidos, a pesar de que los puntos analizados estén próximos unos de otros.

### 5.3.3 Aniones y Cationes

En las Tablas 5.2 y 5.5 se observa que las concentraciones de  $F^-$  y  $Br^-$  son muy bajas y a veces no detectables. Caso contrario al de los  $Cl^-$ , en los que las concentraciones van de medias (de acuerdo con Moreno, 2003) a altas (según la USEPA, 1995). Éstas son similares a las encontradas por Fatta *et al.* (1999), quienes aseguran que los  $Cl^-$  en

este rango representan una amenaza para el acuífero, ya que, por ser un contaminante conservativo no participa en las reacciones naturales de descontaminación que experimentan los lixiviados cuando penetran en la zona vadosa.

Las concentraciones de  $NO_3^-$  y  $NO_2^-$  son bajas e incluso en algunos casos no detectables. Por el contrario, el  $N-NH_3$  se encuentra en concentraciones muy altas, debido a las condiciones anaeróbicas que prevalecen en el vertedero (Fatta *et al.*, 1999), superando los valores encontrados para los  $NO_3^-$ . Según Kehew (2001), el nitrógeno está presente en mayor cantidad en la forma de  $N-NH_3$  debido a la inestabilidad que los  $NO_3^-$  experimentan cuando se encuentran en un ambiente con valores bajos del  $Eh$ , lo que sucede cuando la producción de lixiviados está en la etapa de Acetogénesis, en la que los valores de  $Eh$  comienzan a declinar alcanzando valores negativos (ver capítulo 2). En términos de toxicidad, el  $N-NH_3$  en altas concentraciones es muy tóxico para los microorganismos responsables de los procesos anaerobios, por lo que, un alto nivel de  $N-NH_3$  inhibe su crecimiento y actividad (Fatta *et al.*, 1999).

Las concentraciones de  $SO_4^{2-}$  superan a las reportadas en otras investigaciones (Kjeldsen, 1993; Fatta *et al.*, 1999; Aluko *et al.*, 2003 y Martínez *et al.*, 2004). Según Kehew (2001), la presencia de este anión en los lixiviados del vertedero puede originar  $H_2S$  como producto de la reducción de los  $SO_4^{2-}$  en la etapa de metanogénesis. En este entendido, el  $H_2S$  es uno de los principales gases que componen el biogás que se produce en los vertederos.

Los  $HCO_3^-$  se encuentran en los niveles máximos según la USEPA (1995), lo que concuerda con los resultados obtenidos al determinar el  $CID$ . Como se mencionó en el apartado 5.3.1, la conductividad de los lixiviados al interior del vertedero también es alta, lo que probablemente se deba a la presencia de sales, ya que coincide con las altas concentraciones de aniones (como los  $Cl^-$ ,  $SO_4^{2-}$ , y  $HCO_3^-$ ) y cationes (como el  $N-NH_3$ ,  $Na^+$  y el  $K^+$ ).

Los niveles bajos de  $PO_4^{3-}$  pueden ser atribuidos a que la carga orgánica que contiene fósforo (cómo las fosfoproteínas y los fosfolípidos) es pequeña (Fatta *et al.*, 1999). Durante su degradación, estos compuestos orgánicos desprenden fósforo, incrementando las concentraciones de  $PO_4^{3-}$ , lo que probablemente no se presenta o se presenta en bajo grado en el vertedero de Metepec.

#### **5.3.4 Metales Trazas**

Como se mencionó en el capítulo 4, para el análisis de los metales trazas se tomaron muestras para determinar: *Zn*, *Ni*, *Cu*, *As*, *Hg* y *Pb*. En todos, las concentraciones encontradas en el lixiviado fueron relativamente bajas y en varios casos no detectables. Por su parte, Farquhar (1989) establece que los lixiviados que contienen concentraciones bajas de metales trazas pertenecen a vertederos con una edad mayor a 20 años, lo que coincide con la edad estimada a partir del *pH* (ver apartado 5.3.1).

### **5.4 Análisis de los Resultados al Exterior del Vertedero**

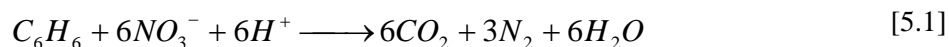
Para conocer el impacto potencial que los lixiviados del vertedero de Metepec están produciendo en las áreas aledañas al mismo, se tomaron muestras en los piezómetros y en los pozos de agua que se presentaron en la Figura 5.1. El análisis de resultados se dividió en dos partes: Piezómetros y Pozos de Agua.

#### **5.4.1 Piezómetros**

Como se mencionó en el apartado 5.2, los resultados obtenidos se presentan como resumen en la Tabla 5.3 y de forma detallada en la Tabla 5.6. En este entendido, al comparar los resultados, en forma de resumen, de la Tabla 5.2 con los de la Tabla 5.3, se observa que la temperatura de los pozos de biogás es mayor a la de los piezómetros, esto probablemente se debe a la producción de biogás y a las reacciones que ocurren en la formación de los lixiviados, las cuales son exotérmicas y liberan gran cantidad de calor (ver capítulo 2). Por su parte, la conductividad también es mayor en los pozos de

biogás, lo que puede representar gran cantidad de sales. En términos de  $pH$  y  $Eh$ , los valores encontrados son muy similares tanto en los pozos de biogás como en los piezómetros (a excepción del  $PZ8$ ), lo que confirma la migración de los lixiviados en esta dirección (muestreo 5).

Además de las mediciones in-situ, se tomaron muestras para ser analizadas en el laboratorio, en las que se encontraron altas concentraciones de  $N-NH_3$ ,  $Cl^-$ ,  $SO_4^{2-}$ ,  $COD$ ,  $CID$ ,  $DBO_5$  y  $DQO$  (Tablas 5.3 y 5.6). Las concentraciones de los  $Cl^-$ , en algunos muestreos, son muy similares de un punto a otro, lo que posiblemente se debe a que los  $Cl^-$  son contaminantes conservativos, que solo son atenuados por dilución. En el caso de los  $SO_4^{2-}$ , en los primeros muestreos se presentaron altas concentraciones, mismas que disminuyeron, en ocasiones, hasta un valor  $<2.5 \text{ mg/L}$ . Esto se asocia con la reducción de los  $SO_4^{2-}$  a  $H_2S$  en la etapa de metanogénesis (ver apartado 2.7.1). Asimismo, la disminución en la concentración de algunos parámetros, en dirección Noreste, probablemente se debe a que los lixiviados pueden ser atenuados por mecanismos naturales como: dilución, dispersión, sorción y biodegradación (Lee *et al.*, 2006). Por ejemplo, en el caso del  $N-NH_3$ , la atenuación se debe principalmente a procesos de intercambio iónico y/o nitrificación (Lee *et al.*, 2006). Las concentraciones de  $NO_3^-$  fueron bajas (Tabla 5.3), en este entendido, el hecho de que no se detectaran concentraciones de  $C_6H_6$  se asocia con las bajas concentraciones de  $NO_3^-$  ya que, probablemente, se presentó una reacción entre ambos compuestos (Kehew, 2001):



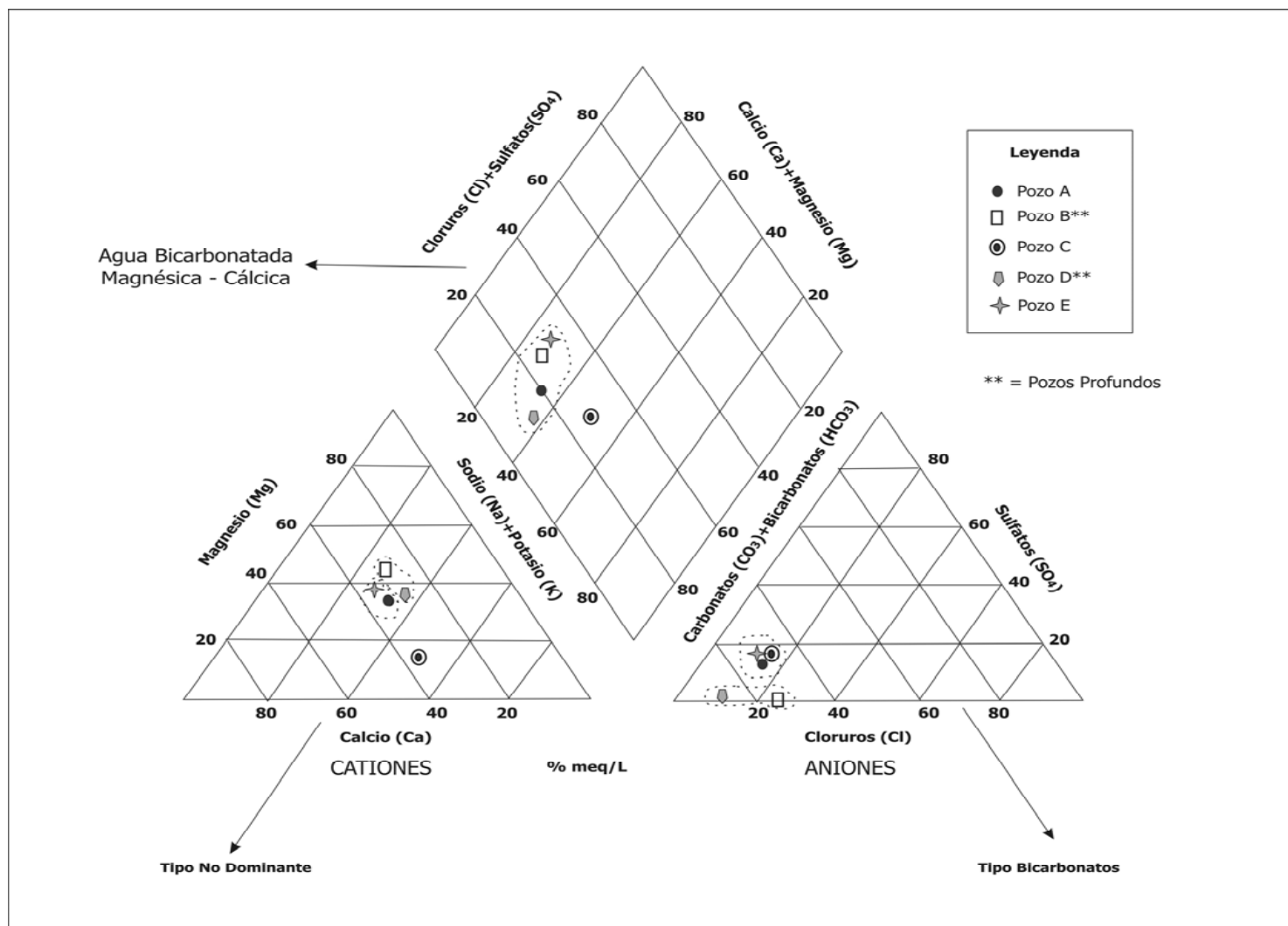
En este entendido, posiblemente un porcentaje de la concentración de los  $NO_3^-$  también se puede asociar al terreno agrícola en el que fueron instalados los piezómetros, en el cual se practica esta actividad desde hace varios años, lo que también puede tener relación con las concentraciones de los  $SO_4^{2-}$ .

Cabe mencionar que de los 9 piezómetros instalados, probablemente, el punto más crítico es el piezómetro *PZ9*, el cual está a 76 m de profundidad (a 24 m por debajo del nivel freático) y fue muestreado a 36.75 m (15.25 m por arriba del nivel freático). Éste se consideró por primera vez en el muestreo 5, ya que su instalación se hizo 2 meses previo al muestreo, y presentó altas concentraciones de  $Cl^-$  (4,271.9 mg/L),  $NO_3^-$  (117.5 mg/L),  $N-NH_3$  (168 mg/L),  $DBO_5$  (1,540 mg/L) y  $DQO$  (2,836 mg/L); por lo tanto, se puede afirmar, nuevamente, que los lixiviados generados en el vertedero de Metepec representan una amenaza potencial para las aguas subterráneas. Asimismo, considerando que el vertedero de Metepec recibe residuos desde 1979 (ver Tabla 2.1), es posible que los lixiviados hayan rebasado este punto.

#### **5.4.2 Análisis de la Calidad del Agua en los Pozos**

Con el objetivo de hacer una clasificación del tipo de agua presente en el acuífero que subyace al vertedero, se elaboró un Diagrama de Piper incluyendo los 5 pozos de agua. En la Figura 5.2 se observa que, en términos de concentración de cationes, el pozo *PC* se aleja de los 4 pozos que presentan características similares. Asimismo, en la concentración de aniones, existe una tendencia de disminución entre los pozos *PA*, *PC* y *PE* (pozos someros), hacia los pozos *PB* y *PD* (pozos profundos). Esto probablemente se deba a que los primeros son pozos someros, mientras que los 2 restantes son profundos. Al unir en el diagrama los puntos que representan las diferentes concentraciones, tanto de aniones como de cationes, se obtuvo el tipo de agua presente en el acuífero, que en este caso es Bicarbonatada Magnésica - Cálctica, lo que coincide con estudios realizados por Esteller y Espinoza (2006), quienes mencionan que en el acuífero del Valle de Toluca los iones de bicarbonato y magnesio son los que predominan.

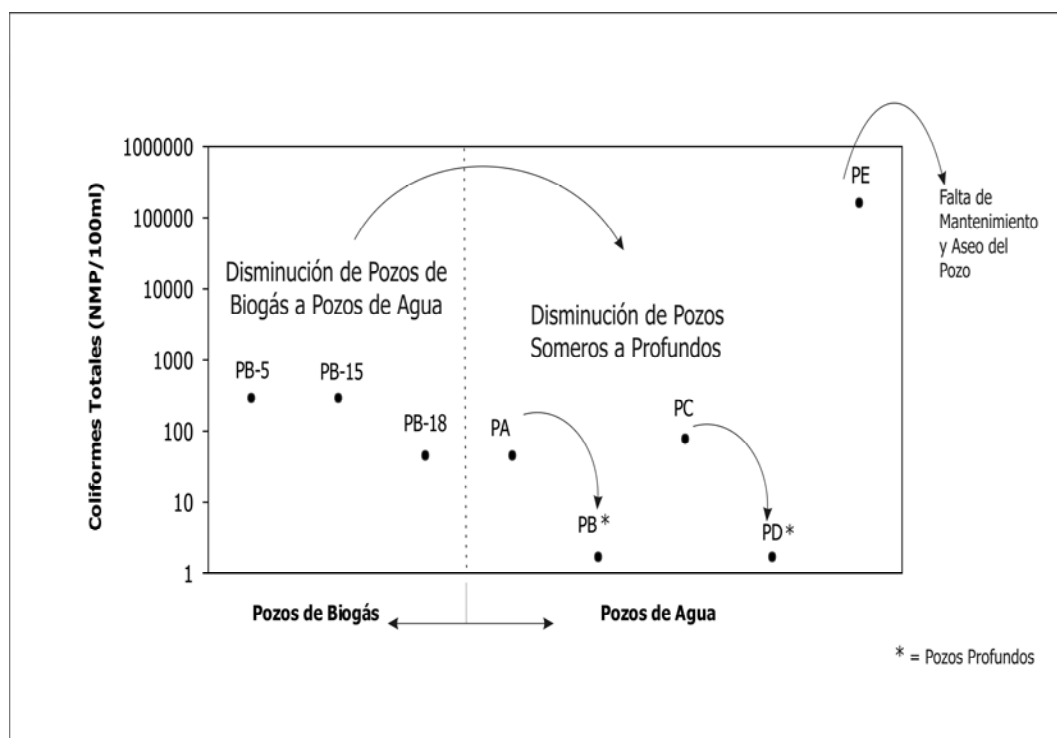




**Figura 5.2.** Distribución de aniones y cationes mayoritarios en el Diagrama de Piper de datos de 5 pozos de agua que se sitúan entorno al vertedero de residuos sólidos, divididos en 2 pozos profundos y 3 pozos someros.

En términos de coliformes totales, las concentraciones fueron no detectables para los pozos profundos ( $<1.8$  NMP/100ml) y con bajas concentraciones, en comparación con las encontradas en los pozos de biogás, en 2 pozos someros (46 y 79 NMP/100ml), sin embargo, el pozo *PE* (también somero), presentó una elevada concentración de 160,000 NMP/100ml. Éste es un pozo privado que, a pesar de que no se utiliza, aún no se ha clausurado. Dentro de la casa existe un escurrimiento superficial de desechos domésticos que escurre hasta el pozo, por lo que las altas concentraciones encontradas se relacionan con la falta de mantenimiento y aseo del mismo (Figura 5.3).

La conductividad del agua es alta, en los pozos *PA* y *PB*, lo que indica mayor cantidad de sales disueltas. Referente a la *DBO<sub>5</sub>* y la *DQO*, las concentraciones encontradas fueron muy bajas, con valores máximos de 6 y 16.5 mg/L respectivamente. Éstas corresponden al pozo *PE*, lo que coincide con lo mencionado en el párrafo precedente.



**Figura 5.3.** Esquema que simplifica el comportamiento de los gradientes de concentración de los coliformes totales al interior del vertedero y en los pozos de agua, con base en el segundo muestreo.

Por su parte, en términos de aniones, los  $F^-$ ,  $Cl^-$ ,  $Br^-$ ,  $PO_4^{3-}$  y  $NO_2^-$  se presentan en concentraciones muy bajas, y a veces los  $F^-$ ,  $Br^-$  y  $PO_4^{3-}$  son no detectables. Por el contrario, los  $SO_4^{2-}$  presentan concentraciones altas y cercanas al *LMP* de la norma, con concentraciones mayores en los pozos someros que en los profundos (Tabla 5.7), es decir, se presenta una disminución del pozo *PA* al *PB* y del pozo *PC* al *PD*, sin embargo, las concentraciones de los primeros superan a los segundos, ya que los pozos *PA* y *PB* están más próximos a la línea preferencial de flujo de las aguas subterráneas afectadas por los lixiviados.

En términos de  $NO_3^-$ , las concentraciones del pozo *PB* superan a las del pozo *PA* (Tabla 5.7 en muestreos 1 y 3), y ambos rebasan los *LMP* de la norma. De igual forma que con los  $SO_4^{2-}$ , se observa una disminución en concentración de  $NO_3^-$ , del pozo *PC* al *PD*, sin superar las concentraciones de los pozos *PA* y *PB*. Por el contrario, las concentraciones de  $Ca^{2+}$  y  $Mg^{2+}$  están muy por debajo del límite que establece la norma, caso contrario al del  $Mn^{2+}$  y el  $Fe^{2+}$ ; mientras que el  $Mn^{2+}$  se acerca al *LMP* ( $400\text{ mg/L}$ ), el  $Fe^{2+}$  lo rebasa 2 veces ( $0.30\text{ mg/L}$ ).

Por su parte, el  $N-NH_3$  se presenta en concentraciones muy bajas, y sólo supera el *LMP* de la norma en el pozo *PE*, el cual, por lo mencionado en párrafos precedentes, no es un buen indicador de contaminación en el acuífero. En términos de los metales trazas, éstos presentaron valores muy bajos o no detectables, a excepción del *Hg* que rebasó en los pozos *PA*, *PB*, *PC* y *PE* el *LMP* de la norma ( $0.001\text{ mg/L}$ ), siendo 4, 6, 7 y hasta 8 veces mayor (Tabla 5.7). Sin embargo, el origen del *Hg* no se asocia con el vertedero, ya que no se encontraron indicios de *Hg* en la caracterización de los lixiviados realizada al interior del mismo.

## 5.5 Impacto Ambiental de los Contaminantes

Como se mencionó en el apartado precedente, los contaminantes que representan un peligro latente son los coliformes totales, los indicadores de materia orgánica, los  $NO_3^-$ ,

el  $N-NH_3$ , el  $Fe^{2+}$ , los  $SO_4^{2-}$  y el  $Hg$ , por encontrarse en altas concentraciones en algunos pozos de biogás y piezómetros (a excepción del  $Hg$  que se encontró en los pozos de agua analizados), y porque presentan efectos sobre el ambiente y/o la salud humana. En términos de indicadores de materia orgánica, parámetros como la  $DQO$  y la  $DBO_5$ , pueden proporcionar información sobre la posible existencia de compuestos orgánicos persistentes o de compuestos orgánicos biodegradables, mientras que el  $COD$  indica la concentración de materia orgánica disuelta, misma que podría influir en el comportamiento de otros compuestos, como es el caso de los metales tóxicos.

Los  $NO_3^-$  y el  $N-NH_3$ , como compuestos del nitrógeno, tienen gran importancia no solo en la atmósfera, sino también en los procesos vitales de las plantas y los animales. La química del nitrógeno es muy compleja debido a que este puede tomar diferentes estados de oxidación que pueden ser inducidos por los microorganismos. Además, los cambios del estado de oxidación inducidos por las bacterias pueden ser positivos o negativos y dependen de que las condiciones predominantes sean aeróbicas o anaeróbicas. En este entendido, se han realizado análisis de las diferentes formas del nitrógeno en aguas potables y contaminadas, desde que se confirmó que el agua era un vehículo para la transmisión de enfermedades. Las determinaciones han servido como base para juzgar la calidad sanitaria del agua, sin embargo, la prueba bacteriológica para los organismos coliformes proporciona evidencia precisa de mayor confiabilidad con respecto a la seguridad de la higiene del agua y elimina la necesidad de extensos análisis de nitrógeno en la mayoría de los abastecimientos de agua (McCarty *et al.*, 2001). En las aguas contaminadas la mayor parte del nitrógeno está presente inicialmente en forma orgánica (proteínas) y como amoníaco. A medida que el tiempo pasa, el nitrógeno orgánico se convierte gradualmente a nitrógeno amoniacal ( $N-NH_3$ ), y más tarde, si existen condiciones aeróbicas, ocurre la oxidación del amoníaco a  $NO_2^-$  y  $NO_3^-$  (McCarty *et al.*, 2001). Cabe mencionar que, en 1940 se descubrió que las aguas potables con alto contenido en  $NO_3^-$  usualmente causan metahemoglobinemia en los niños (McCarty *et al.*, 2001).

Asimismo, el ión sulfato es uno de los aniones más abundantes en las aguas naturales. Es importante en los abastecimientos públicos de agua debido a sus efectos catárticos en los humanos cuando está presente en cantidades excesivas. Los sulfatos causan problemas de olor y corrosión de alcantarillas. El contenido de sulfato de las aguas naturales es una consideración importante para determinar si es posible utilizarlas para los abastecimientos de aguas públicos e industriales (McCarty *et al.*, 2001).

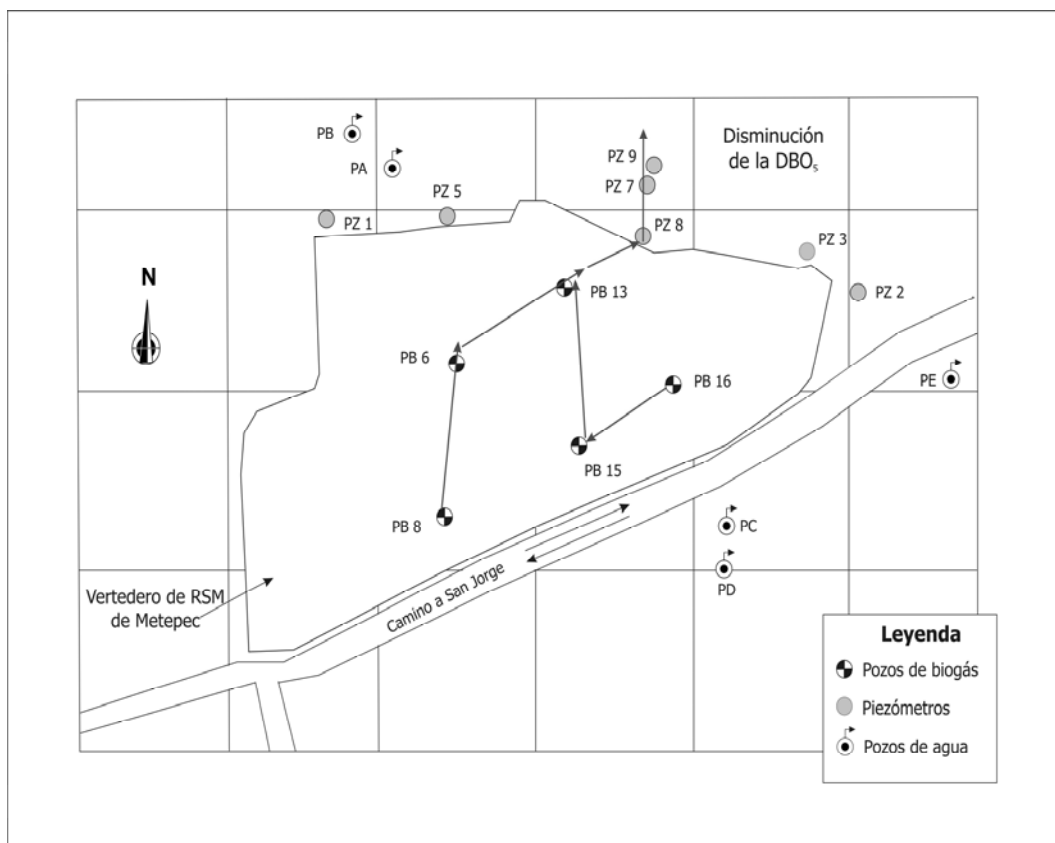
Referente al hierro, éste crea serios problemas en los abastecimientos públicos de agua. Los problemas son más extensos y críticos con aguas subterráneas, pero también se encuentran dificultades, en ciertas estaciones del año, en aguas extraídas de algunos ríos y de abastecimientos superficiales estancados. Hasta donde se sabe, los humanos no son afectados por beber aguas con hierro, el problema reside en que cuando estas aguas son expuestas al aire de modo que el oxígeno entre, aparecen turbias y estéticamente inaceptables debido a la oxidación del hierro, que forma precipitados coloidales. Además, éste puede formar complejos estables con sustancias húmicas en el agua, que pueden ser aún más resistentes a la oxidación que las especies inorgánicas solas. La velocidad de oxidación se puede incrementar por la presencia de ciertos catalizadores inorgánicos o mediante la acción de microorganismos. El hierro también interfiere con las operaciones de lavandería, ya que tiñe con manchas desagradables las tuberías (McCarty *et al.*, 2001).

Por su parte, la mayoría de las recientes investigaciones relacionadas con la toxicidad del mercurio han involucrado los compuestos metilados del mercurio. El incidente más espectacular de intoxicación con mercurio en humanos resultó de la ingestión de comida de mar tomada de la bahía de Minamata, Japón, a finales de la década de los años cincuenta (McCarty *et al.*, 2001). Se descubrió que la fuente de mercurio era una planta química, cuyas aguas residuales eran vertidas a la bahía. De un total de 111 casos informados, murieron 43 personas, y los hijos nacidos de madres afectadas tuvieron defectos congénitos (McCarty *et al.*, 2001), por lo tanto, queda claro que el mercurio es un agente altamente tóxico y carcinógeno.

## 5.6 Análisis Global de la Caracterización

Al relacionar los resultados obtenidos con los de otras investigaciones, se encontró que los lixiviados generados provienen de un vertedero con una edad mayor a los 20 años. Asimismo, los lixiviados experimentan dos etapas de producción, es decir, están al final de la etapa de acetogénesis y al inicio de la metanogénesis, lo que se relaciona con el hecho de que después de varias décadas de operación el vertedero continúa recibiendo residuos del municipio. Esto, a la vez, coincide con los valores encontrados de  $DBO_5/DQO$  (con un mínimo de 0.0775 y máximo de 0.6958), los que reflejan que el vertedero aún contiene gran cantidad de compuestos orgánicos que pueden ser biodegradados. En este entendido, también se presentó una gran diferencia en la composición de los lixiviados, a pesar de que las muestras se tomaran entre puntos próximos unos de otros. Esto se debe, en parte, a la gran variabilidad que se presenta en la composición de los residuos depositados. Asimismo, tanto para los pozos de biogás como para los piezómetros, se encontraron altas concentraciones de  $Cl^-$ ,  $N-NH_3$ ,  $SO_4^{2-}$ ,  $COD$ ,  $CID$ ,  $DBO_5$  y  $DQO$ . Las concentraciones de los  $Cl^-$  son similares, en ocasiones, de un punto a otro debido a que es un parámetro conservativo, y su disminución, desde los pozos de biogás hacia los piezómetros, se debe al proceso de dilución. En este entendido, las concentraciones de  $N-NH_3$ ,  $COD$ ,  $CID$ ,  $DBO_5$  y  $DQO$  se encontraron en menor proporción en los piezómetros ya que, éstos experimentan procesos de atenuación a través de su trayectoria. En el caso específico de la  $DBO_5$ , se observó una tendencia en la disminución de su concentración (correspondiente al muestreo 5) en dirección Noreste, misma que se presenta en la Figura 5.4.

Referente a la caracterización del agua del acuífero que subyace al vertedero, se encontró que es del tipo Bicarbonatada Magnésica - Cálcida. Al analizar la calidad del agua de los pozos se encontraron indicios de contaminación por  $SO_4^{2-}$ ,  $NO_3^-$  y  $Hg$  en los pozos *PA* y *PB*. Los  $SO_4^{2-}$  y los  $NO_3^-$  se asocian con los lixiviados del vertedero y, además, con la actividad agrícola que se practica en el terreno desde hace varios años.



**Figura 5.4.** Diagrama que simplifica la tendencia en dirección de flujo de los lixiviados en términos de la disminución de la  $DBO_5$  en el muestreo 5.

Asimismo, a pesar de que en los lixiviados las concentraciones de  $Hg$  fueron menores a  $0.001 \text{ mg/L}$ , resultó alarmante que, en 4 de los 5 pozos de agua analizados, la concentración superara en 4, 6, 7 y 8 veces el  $LMP$  establecido por la norma oficial de agua potable. En este entendido, la contaminación se puede atribuir a una inyección puntual, sin embargo, su origen es desconocido hasta el momento, por lo que se propone sea confirmado con nuevos análisis.

Con base en lo mencionado en párrafos precedentes, las concentraciones encontradas en los piezómetros y en los pozos de agua,  $PA$  y  $PB$ , guardan estrecha relación con la composición de los lixiviados de los pozos de biogás, lo que confirma que el acuífero que subyace al vertedero está siendo afectado.

# Análisis del Comportamiento de Diversos Medios Reactivos Mediante Pruebas Batch

## 6.1 Introducción

Con el objetivo de evaluar diversos medios reactivos, previo a la elaboración de las pruebas columna, se desarrollaron las pruebas Batch por su sencillez y porque demandan menor cantidad de tiempo. Cabe mencionar que las pruebas Batch se realizaron como un experimento exploratorio para conocer el comportamiento de los lixiviados al entrar en contacto con un medio o una mezcla reactiva y, al final de las mismas, elegir dos medios para ser evaluados en pruebas columna. Para conocer dicho comportamiento se determinaron, primeramente, las tasas de reducción de parámetros como la conductividad, el color, la turbidez, el *COD* y el *CID*. Posteriormente, con el fin de conocer el comportamiento, en términos de capacidad adsorbente de los medios reactivos, se determinaron las isotermas de adsorción, para las que se consideraron parámetros como la conductividad y el *COD*. Los resultados de las pruebas Batch, tanto de reducción de contaminantes como de isotermas, se presentan en este capítulo.



## 6.2 Análisis de las Tasas de Reducción de Contaminantes

Para el análisis de las tasas de reducción de contaminantes, los resultados se dividieron en tres partes: parámetros orgánicos (*COD*), parámetros inorgánicos (conductividad y *CID*) y parámetros físicos (color y turbidez). Las tasas de reducción obtenidas se presentan en la Tabla 6.1, en cambio, para proporcionar información más puntual, en la Tabla 6.2 se muestran las características del lixiviado antes y después de entrar en contacto con los medios y mezclas reactivas. Cabe mencionar que el tiempo de contacto de las pruebas fue de 6 días con agitación y únicamente para la conductividad se realizaron mediciones en varios intervalos de tiempo (información detallada en el apartado 4.3.1).

**Tabla 6.1.** Tasas de reducción que experimentan los lixiviados después de estar 6 días en contacto con los medios y mezclas reactivas

<i>Medio/Mezcla Reactiva</i>	<i>Color</i>	<i>Turbidez</i>	<i>% Reducción Conductividad</i>	<i>COD</i>	<i>CID</i>
CA	-31.8	27.08	-658.88	94.21	92.76
VH	-58.16	-35.42	45.23	43.79	43.79
VM	-205.44	-183.33	28.22	-56.88	-56.88
TS	FR	FR	64.11	39.86	84.97
LH	FR	FR	45.55	86.77	93.75
AR	FR	FR	39.88	55.24	83.92
AS	FR	FR	33.81	13.21	82.64
Blanco	-11.92	-4.17	25.98	17.31	17.31
CA + VH	FR	FR	-162.43	43.33	94.88
VH + VM	-175.1	-176.04	43.18	60.05	83
CA + AS	FR	FR	-13.15	90.21	97.23
CA + LH	70.59	52.38	35.66	93.45	96.37
CA + AR	FR	FR	39.64	6.53	80.62
VH + AS	3.36	14.29	48.41	70.31	95.14
VH + LH	FR	FR	43.23	56.6	52.27
VH + AR	28.57	28.57	50.2	77.98	83.58
AS + VM	FR	FR	38.25	15.83	53.86
LH + VM	FR	FR	45.42	55.03	83.07
AR + VM	FR	FR	38.05	18.74	68.74
AR + LH	FR	FR	45.62	20.62	59.97
AS + LH	FR	FR	45.42	51.54	85.88
CA + VH + VM	FR	FR	-25.05	60.05	90.01

Las cantidades negativas expresan incrementos.  
FR=Fuera del rango del equipo de medición.

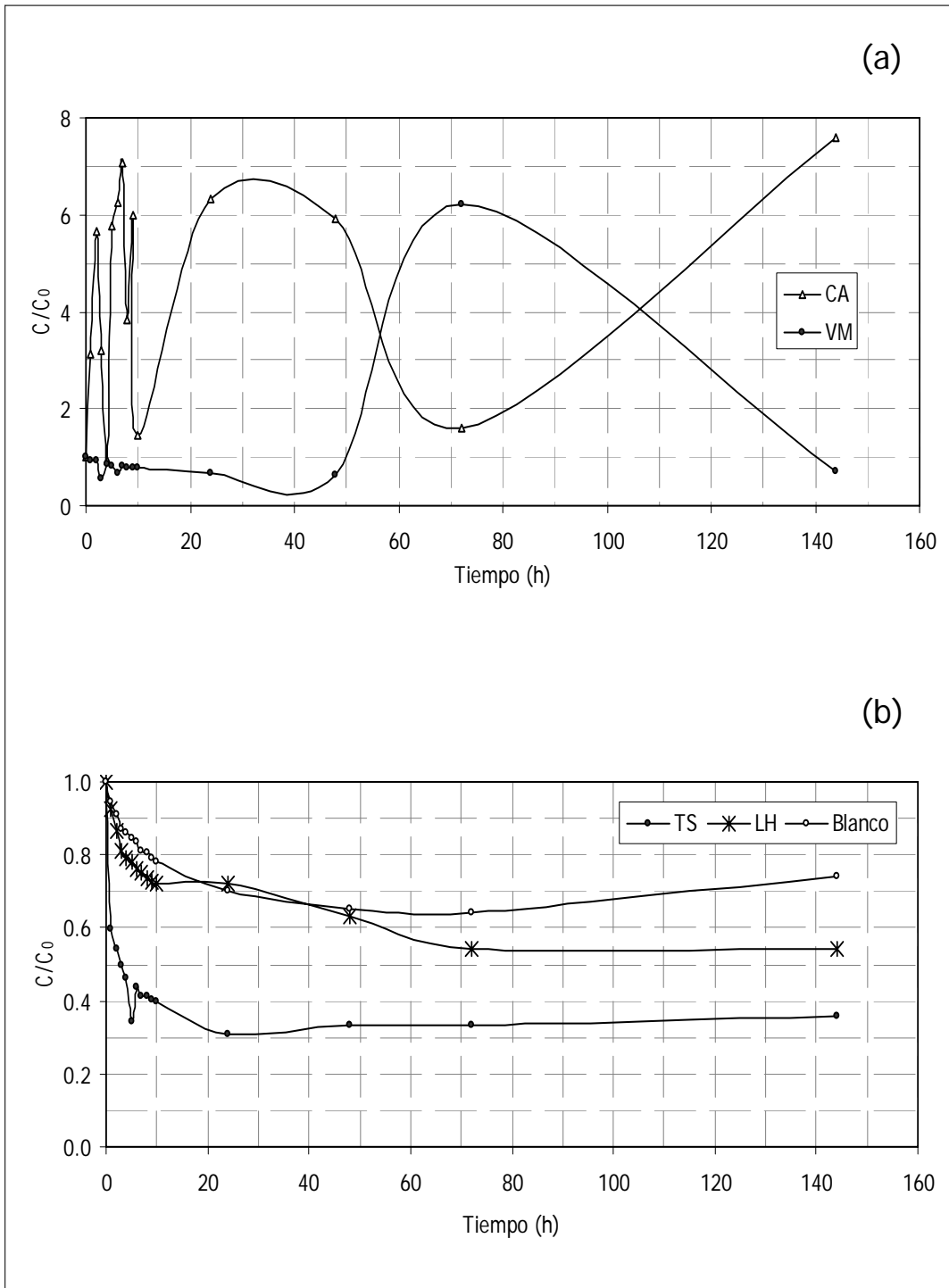
**Tabla 6.2.** Características del lixiviado previo y después de estar en contacto con los medios y mezclas reactivas durante 6 días

<i>Medio/Mezcla Reactiva</i>	<i>Color (U. Pt-Co)</i>	<i>Turbidez (FTU)</i>	<i>Conductividad (mS/cm)</i>	<i>COD (mg/L)</i>	<i>CID (mg/L)</i>
<i>Previo al contacto:</i>					
CA	2,390	480	5.35	353.21	141.28
VH	2,390	480	5.35	353.21	141.28
VM	2,390	480	5.35	353.21	141.28
TS	2,390	480	5.35	353.21	141.28
LH	1,190	210	4.94	353.21	141.28
AR	1,190	210	4.94	353.21	141.28
AS	1,190	210	4.94	353.21	141.28
Blanco	2,390	480	5.35	353.21	141.28
CA + VH	2,390	480	5.35	353.21	141.28
VH + VM	2,390	480	5.35	353.21	141.28
CA + AS	1,190	210	5.02	371.26	117.93
CA + LH	1,190	210	5.02	371.26	117.93
CA + AR	1,190	210	5.02	371.26	117.93
VH + AS	1,190	210	5.02	371.26	117.93
VH + LH	1,190	210	5.02	371.26	117.93
VH + AR	1,190	210	5.02	371.26	117.93
AS + VM	1,190	210	5.02	371.26	117.93
LH + VM	1,190	210	5.02	371.26	117.93
AR + VM	1,190	210	5.02	371.26	117.93
AR + LH	1,190	210	5.02	371.26	117.93
AS + LH	1,190	210	5.02	371.26	117.93
CA + VH + VM	2,390	480	5.35	353.21	141.28
<i>Después del contacto:</i>					
CA	3,150	350	40.6	20.45	10.23
VH	3,780	650	2.93	198.53	79.41
VM	7,300	1,360	3.84	554.11	221.64
TS	FR	FR	1.92	212.41	21.24
LH	FR	FR	2.69	46.74	8.83
AR	FR	FR	2.97	158.09	22.73
AS	FR	FR	3.27	306.56	24.52
Blanco	2,675	500	3.96	292.06	116.82
CA + VH	FR	FR	14.04	200.17	7.23
VH + VM	6,575	1,325	3.04	141.1	24.02
CA + AS	FR	FR	5.68	36.34	3.27
CA + LH	350	100	3.23	24.33	4.28
CA + AR	FR	FR	3.03	347	22.85
VH + AS	1,150	180	2.59	110.24	5.73
VH + LH	FR	FR	2.85	161.14	56.29
VH + AR	850	150	2.5	81.77	19.37
AS + VM	FR	FR	3.1	312.5	54.41
LH + VM	FR	FR	2.74	166.94	19.97
AR + VM	FR	FR	3.11	301.67	36.86
AR + LH	FR	FR	2.73	294.71	47.21
AS + LH	FR	FR	2.74	179.92	16.65
CA + VH + VM	FR	FR	6.69	141.1	14.11

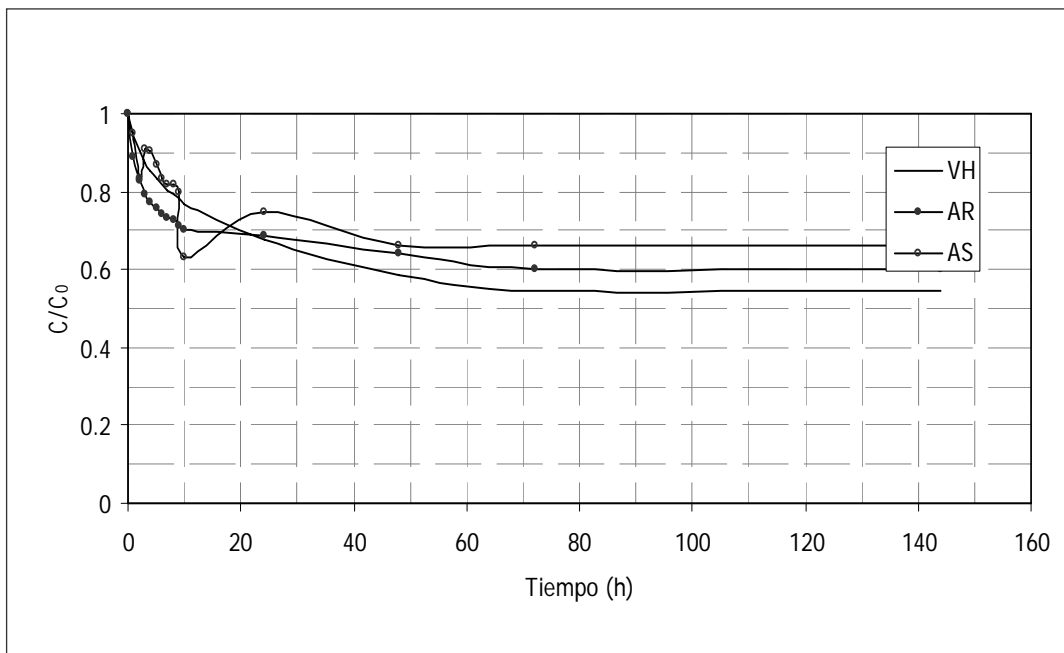
FR=Fuera del rango del equipo de medición.

En términos de parámetros físicos, únicamente se obtuvo reducción del color y la turbidez en las mezclas de: *CA+LH*, *VH+AS* y *VH+AR*. En la primera mezcla la tasa de reducción del color fue del 70.59 % y del 52.38 % para la turbidez. En la segunda mezcla se obtuvo una reducción del color del 3.36 % y 14.29 % de la turbidez. En la última mezcla se redujo tanto el color como la turbidez en 28.57 %. Asimismo, con el medio reactivo *CA* se presentó una disminución de la turbidez del 27.08 % y un incremento del color del 31.8 %. Por lo tanto, la mezcla que presenta mayor reducción de color y turbidez es la de *CA+LH*. En el caso de las *VH*, las *VM*, el blanco y la mezcla de *VH+VM* se presentó un incremento del color y la turbidez, siendo menor para el blanco (Tabla 6.1). No obstante, en otros casos los incrementos que se presentaron fueron tan grandes que no fue posible analizarlos debido a que se encontraban fuera del rango del equipo con que se realizó la medición. Esto probablemente se debe a que existen medios y mezclas que, contrario a disminuir, incrementan el color y la turbidez de los lixiviados debido a que confieren parte de su color a los mismos. Además, las características iniciales de los lixiviados, así como la complejidad en su composición, pueden, de igual forma, influir en la dificultad de la reducción de estos dos parámetros.

Referente a los parámetros inorgánicos, en la reducción de la conductividad, los medios *VH*, *TS* y *LH* presentan las tasas de disminución más altas (45.23, 64.11 y 45.55 % respectivamente), mientras que en mezclas los porcentajes más altos se presentaron en las mezclas compuestas por: *VH+AS*, *VH+AR* y *AR+LH* (48.41, 50.20 y 45.62 %). Es decir, las *VH*, la *TS* y las *LH* son buenos reductores de conductividad, así como las mezclas de *VH* con *AR* o *AS* y *LH* con *AR* (Tabla 6.1). Los resultados de la reducción de la conductividad en función del tiempo se presentan de la Figura 6.1 a la Figura 6.6. En este entendido, el *CA* es un medio que presenta gran variabilidad al medir la conductividad a través del tiempo y no experimenta reducción de la misma (Figura 6.1). Sin embargo, al combinarse con medios como *LH* o *AR*, su comportamiento a través del tiempo tiende a ser estable y, además, presenta una disminución considerable (Tabla 6.1 y Figura 6.3). Asimismo, las *LH* y las *VH* son medios reactivos que permanecen casi constantes a través del tiempo (Figuras 6.1 (b) y 6.2) y presentan una reducción final de la conductividad del 45.23 % y 45.55 % respectivamente.



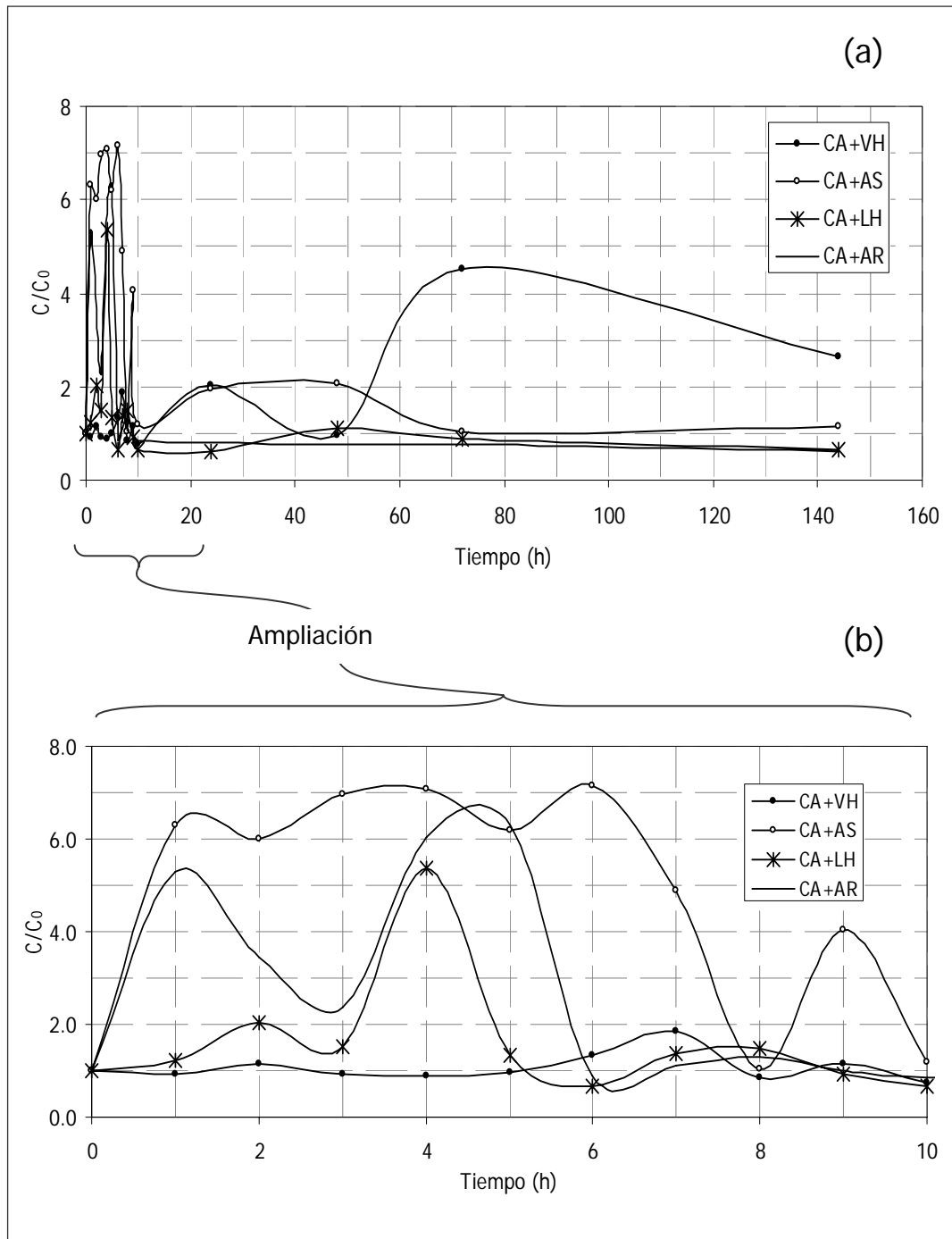
**Figura 6.1.** Comportamiento de la conductividad en función del tiempo en las pruebas Batch para medios reactivos con: (a) CA, VM, (b) TS, LH y un blanco.



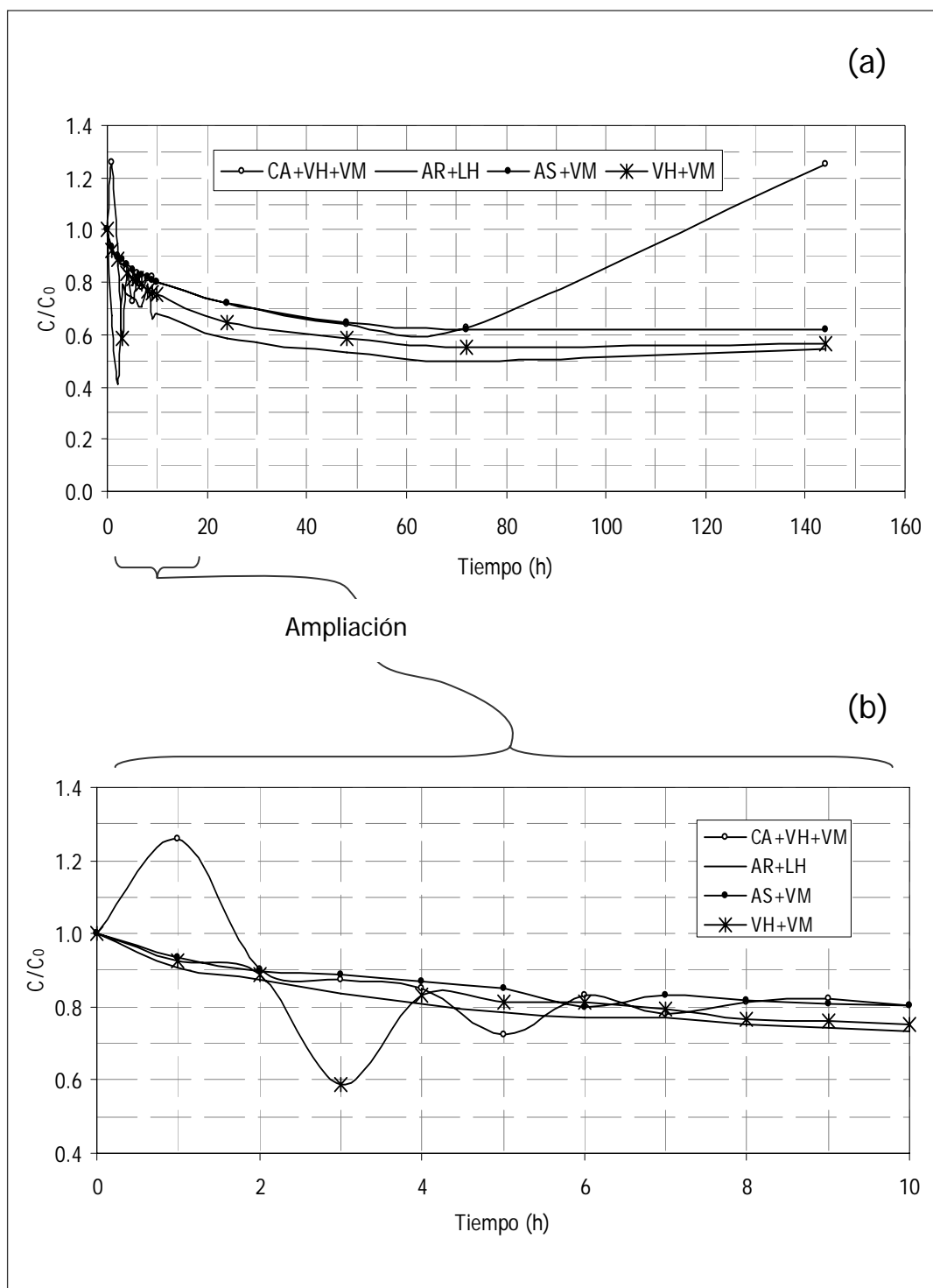
**Figura 6.2.** Comportamiento de la conductividad en función del tiempo en las pruebas Batch para medios reactivos con VH, AR y AS.

Contrario a lo que sucede con las *VH* (Figura 6.2), las *VM* no presentan un comportamiento estable en la variación de la conductividad a través del tiempo (Figura 6.1 (a)), experimentando una reducción final de la misma del 28.22 %. No obstante, la estabilidad de las *VM* incrementa al combinarse con otros medios tales como las *VH*, *AS*, *LH* y *AR* (Figuras 6.4, 6.5 y 6.6), obteniéndose una disminución final de la conductividad del 43.18, 38.25, 45.42 y 38.05 % respectivamente.

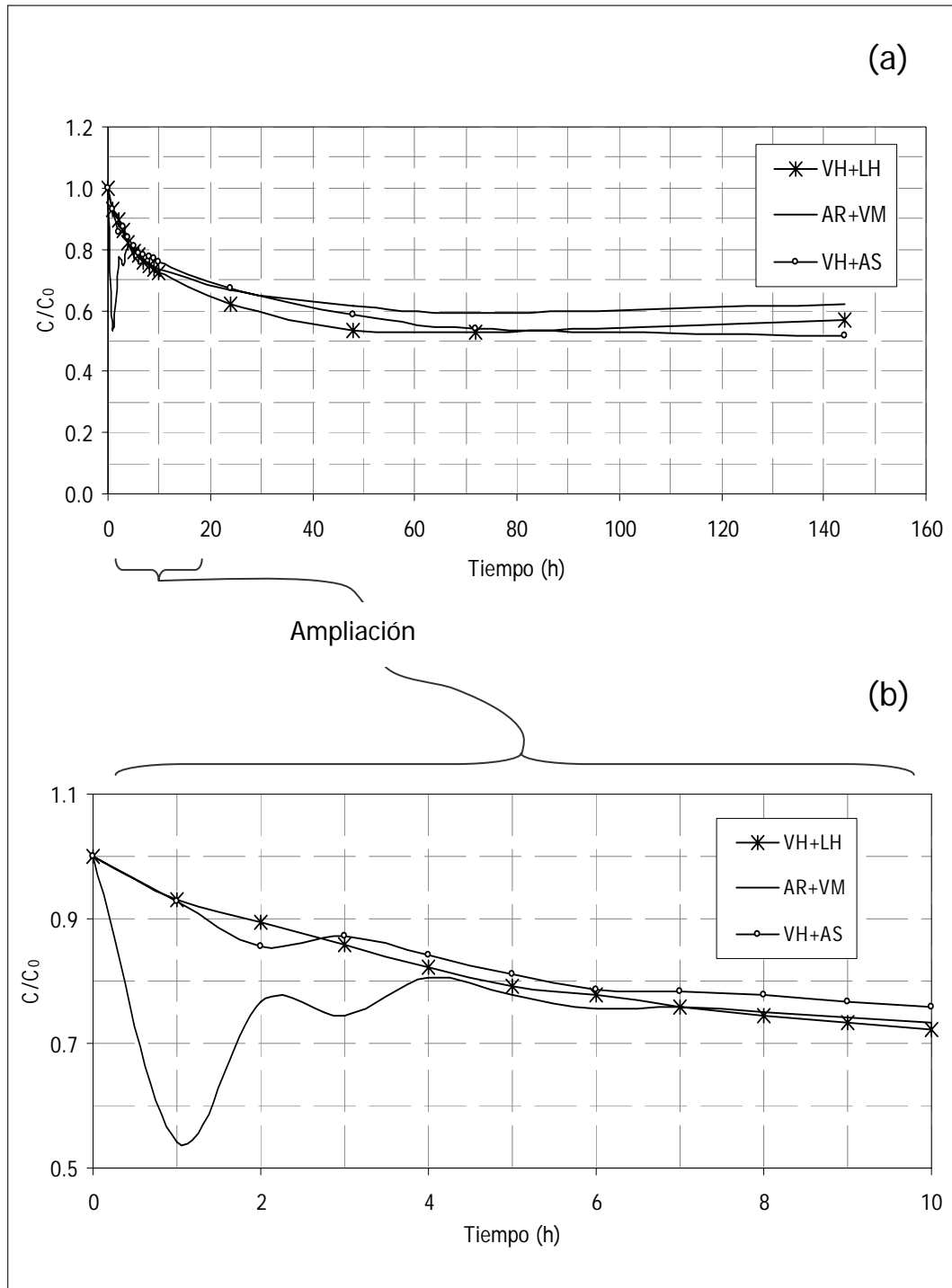
Las reacciones que ocurren entre los compuestos que contienen los lixiviados y los medios y mezclas reactivas pueden producir un incremento o disminución de la conductividad. De acuerdo con lo mencionado en párrafos precedentes, el hierro, ya sea en forma de *VH* o de *LH*, es un buen reductor de la conductividad, por lo tanto tiene afinidad por los compuestos inorgánicos, caso contrario al de las *VM* y el *CA*.



**Figura 6.3.** Comportamiento de la conductividad en función del tiempo, (a) 6 días y (b) las 10 primeras horas, en las pruebas Batch para mezclas reactivas con: CA+VH, CA+AS, CA+LH y CA+AR.

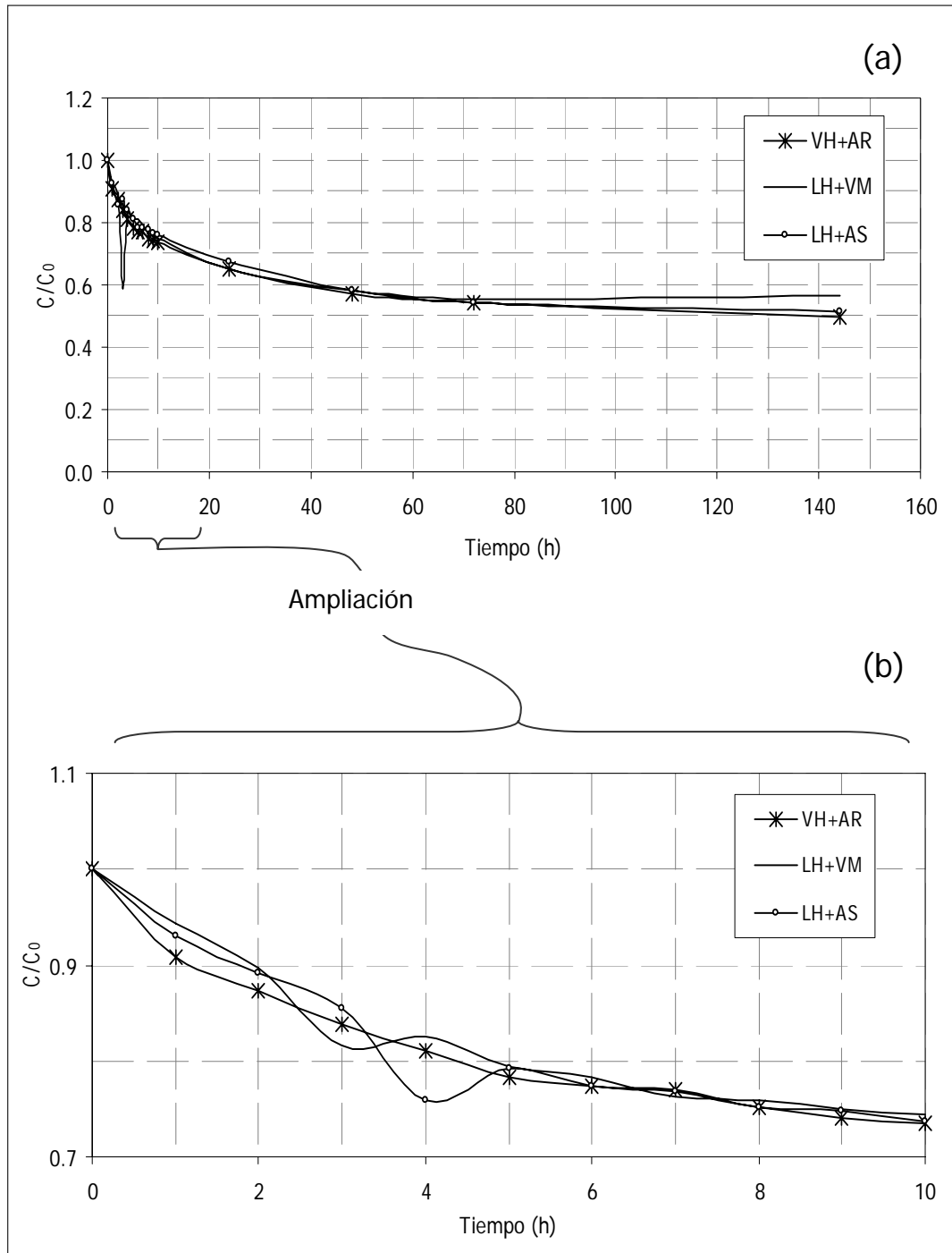


**Figura 6.4.** Comportamiento de la conductividad en función del tiempo, (a) 6 días y (b) las 10 primeras horas, en las pruebas Batch para mezclas reactivas con: CA+VH+VM, AR+LH, AS+VM y VH+VM.



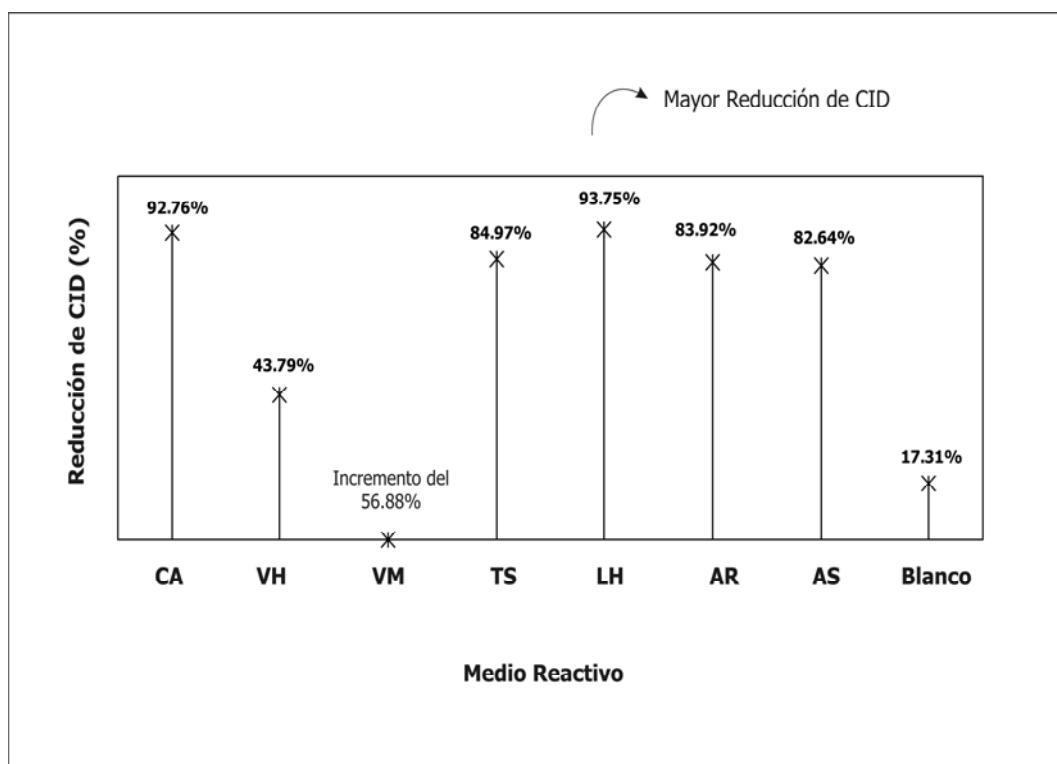
**Figura 6.5.** Comportamiento de la conductividad en función del tiempo, (a) 6 días y (b) las 10 primeras horas, en las pruebas Batch para mezclas reactivas con: VH+LH, AR+VM y VH+AS.



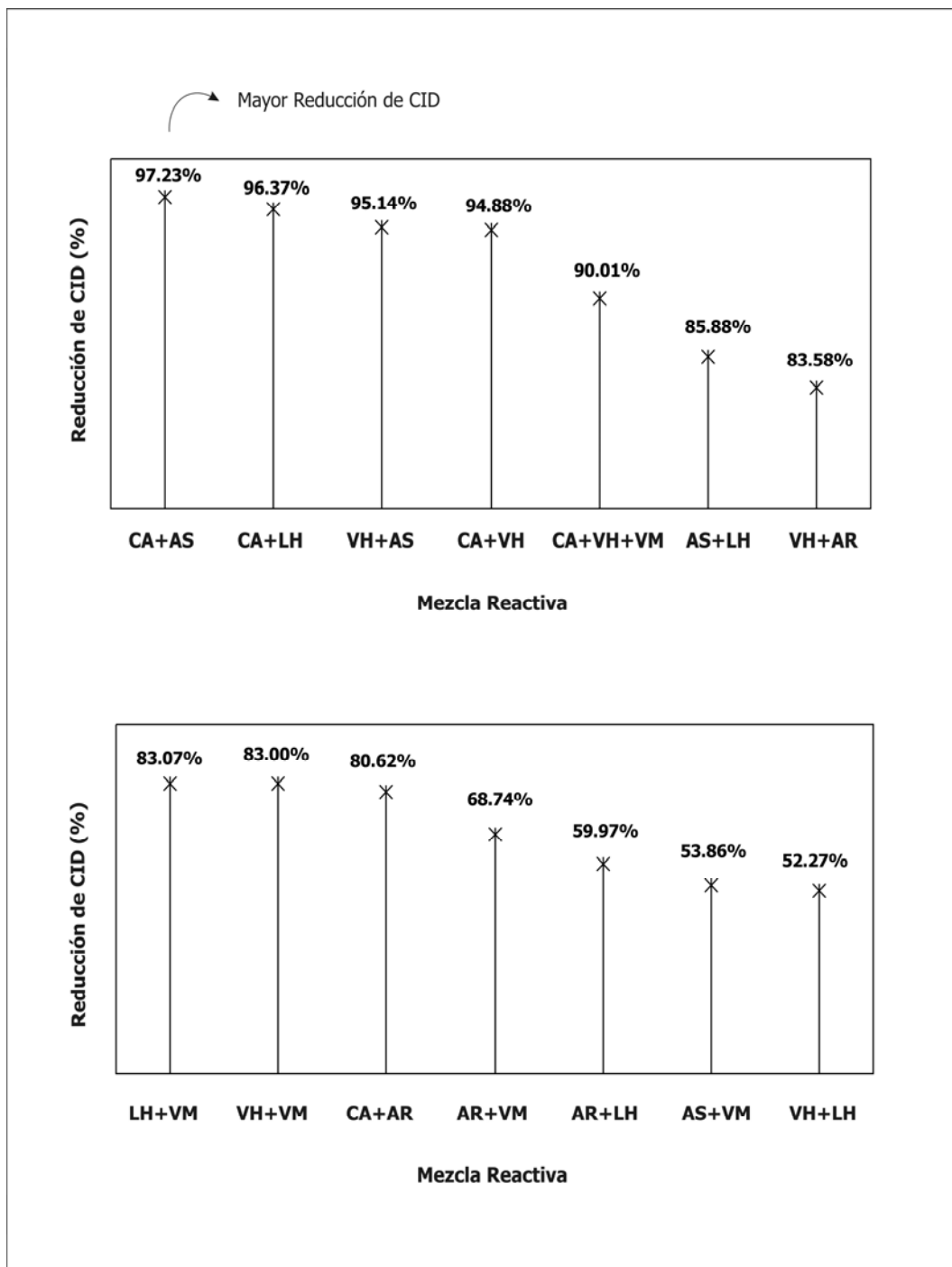


**Figura 6.6.** Comportamiento de la conductividad en función del tiempo, (a) 6 días y (b) las 10 primeras horas, en las pruebas Batch para mezclas reactivas con: VH+AR, LH+VM y LH+AS.

Referente al *CID*, los medios reactivos que presentan las tasas de reducción más altas son el *CA* (92.76 %) y las *LH* (93.75 %), así como los medios reactivos compuestos por: *CA+LH* (96.37 %), *CA+AS* (97.23 %), *CA+VH* (94.88 %), *VH+AS* (95.14 %) y *CA+VM+VH* (90.01 %). Por el contrario, las *VM* experimentan un incremento en la concentración del *CID* del 56.88 %, mientras que la reducción del blanco, que no contenía medio reactivo, y de las *VH* fue sólo del 17.31 % y 43.79 % respectivamente (Figura 6.7). Por su parte, las *VH*, que presentan una reducción aceptable, incrementan sus tasas de reducción al combinarse con las *VM*, *AS*, *CA*, *AR* y *LH* (Figura 6.8). Las reacciones que ocurren cuando el medio reactivo entra en contacto con los lixiviados producen, en general, buena reducción de la concentración del *CID*, a excepción de las *VM*. En este entendido, las 4 tasas de reducción más altas se presentaron en las mezclas reactivas, mientras que el incremento y la tasa más baja de reducción se obtuvieron en los medios reactivos (Figuras 6.7 y 6.8).

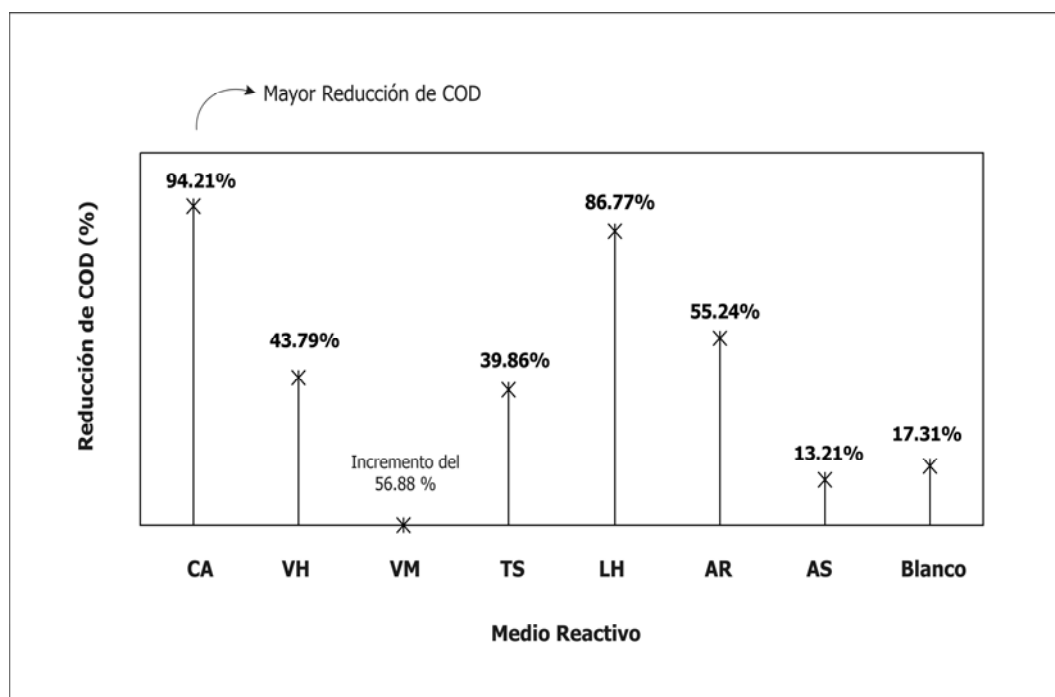


**Figura 6.7.** Tasas de reducción del *CID* en las pruebas Batch realizadas durante 6 días para el análisis de los diferentes medios reactivos y el blanco.

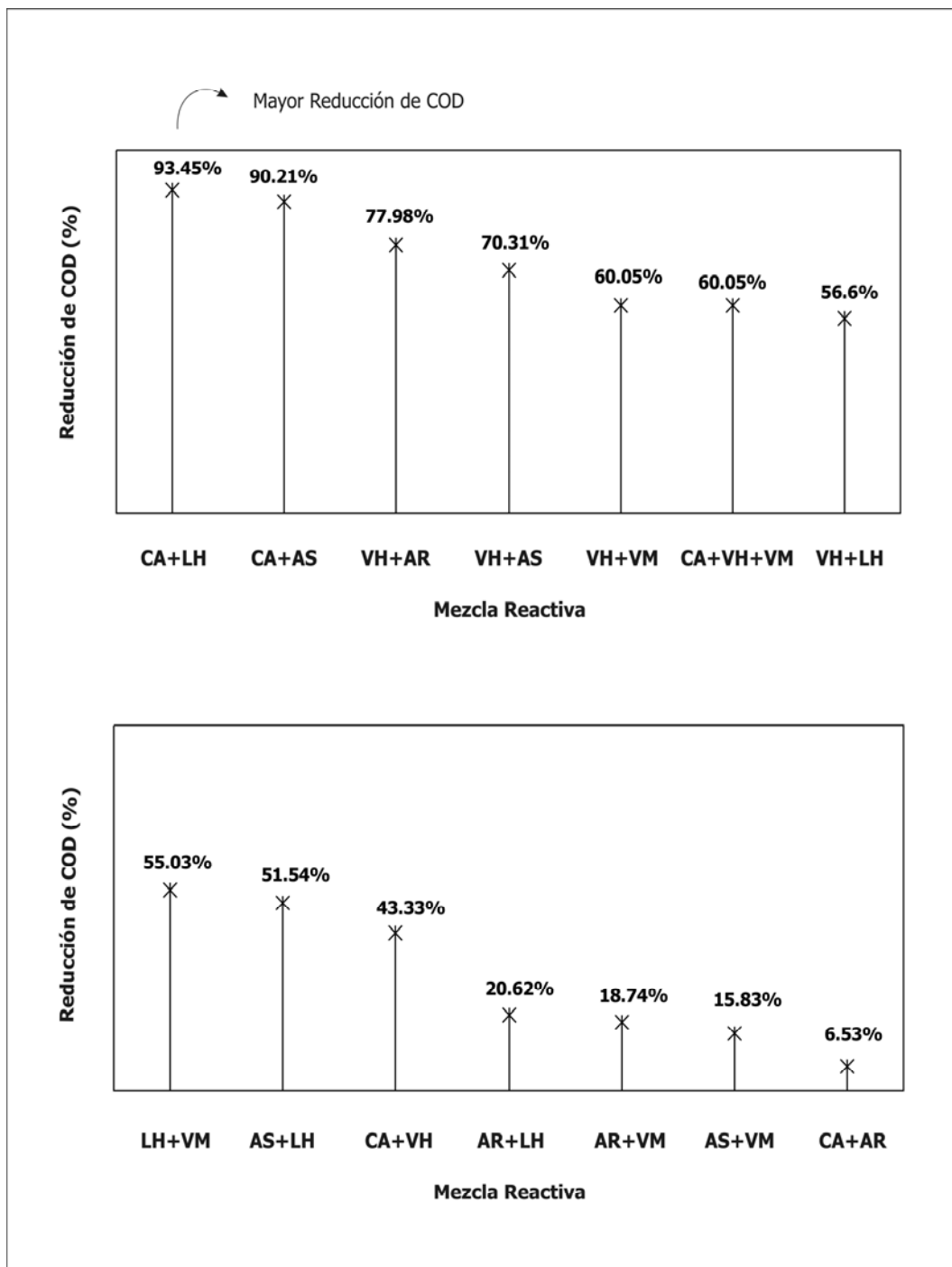


**Figura 6.8.** Tasas de reducción del CID en las pruebas Batch realizadas durante 6 días para el análisis de las diferentes mezclas reactivas.

En términos de parámetros orgánicos, el medio reactivo por excelencia fue el *CA*, con una tasa de reducción del *COD* del 94.21 % (Figura 6.9). Después del *CA* están las *LH* con una disminución del 86.77 % y, asimismo, las mezclas reactivas que están compuestas por *CA+AS* (90.21 %) y *CA+LH* (93.45 %) presentan altos grados de reducción. Ambas mezclas contienen *CA* o *LH*, los mejores medios reductores de carbón, tanto orgánico como inorgánico (Figuras 6.8 y 6.10). En general, las mezclas que contienen *CA*, excepto la que contiene *AR*, y *VH* presentan buenas tasas de reducción, contrario a lo que ocurre con las mezclas compuestas por *AR*, a excepción de la que contiene *VH*, que presentan tasas de reducción bajas (Figura 6.10). Al igual que en el *CID*, las *VM* y el blanco presentaron un incremento del *COD* del 56.88 % y 17.31 % respectivamente (Figura 6.9). Probablemente el incremento del *COD*, en la prueba que contenía *VM*, se debe a que este medio contiene compuestos orgánicos que pueden incrementar la concentración del mismo, lo que también explica la baja reducción que se obtuvo con el *AS* y la *TS* (Figura 6.9).



**Figura 6.9.** Tasas de reducción del *COD* en las pruebas Batch realizadas durante 6 días para el análisis de los diferentes medios reactivos y el blanco.



**Figura 6.10.** Tasas de reducción del COD en las pruebas Batch realizadas durante 6 días para el análisis de las diferentes mezclas reactivas.

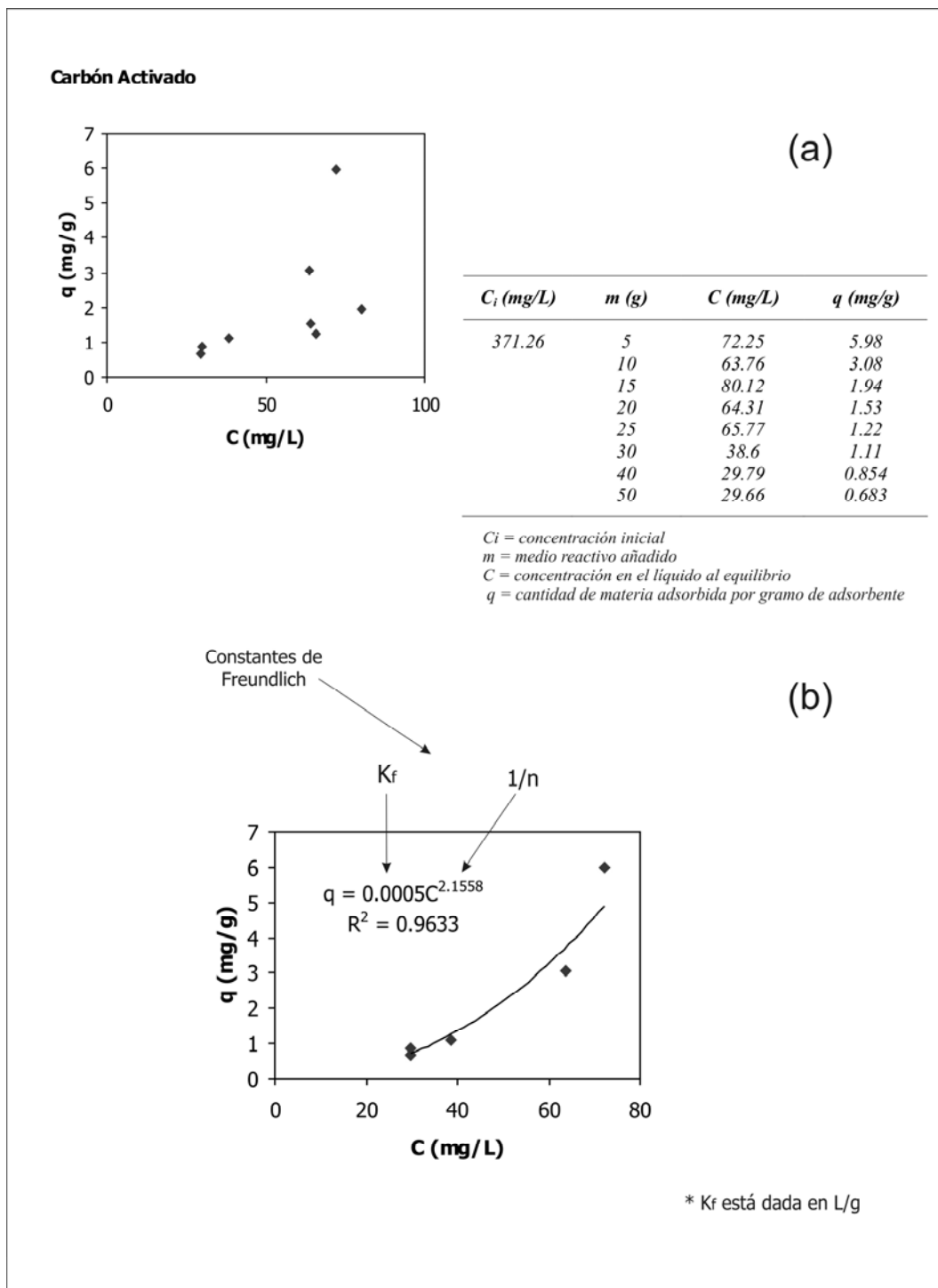
Referente a las mezclas reactivas, se observa que el porcentaje de disminución del *CID* es mayor al del *COD* (Tabla 6.1), a excepción de la mezcla de *VH+LH*, y, además, se puede afirmar que el porcentaje de reducción del *CID* es siempre mayor al 50 %. Asimismo, en los medios reactivos se observa que el porcentaje de reducción del *CID* es mayor o, en algunos casos, igual al del *COD* (Tabla 6.1).

Con base en lo mencionado en párrafos precedentes, se concluye que las *VH* y las mezclas con *VH* (*AS* y *AR*) son las que reducen en mayor grado la conductividad y, además, presentan un comportamiento estable a través del tiempo. Asimismo, el *CA* y las mezclas que lo contienen (*LH* y *AS*), reducen en alto grado las concentraciones de *COD* y *CID*.

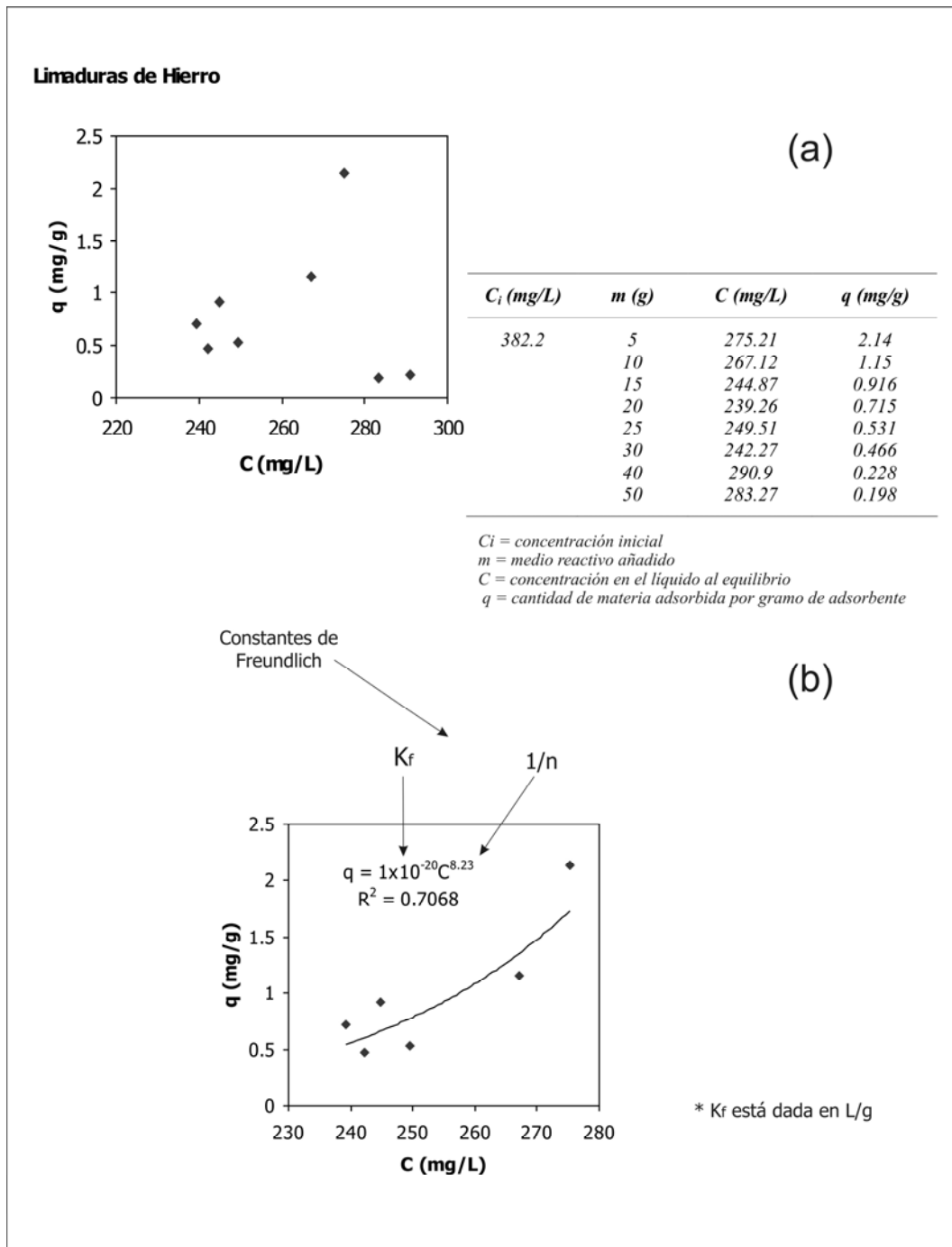
### **6.3 Isotermas de Adsorción**

Normalmente las isotermas de adsorción se han utilizado para realizar proyecciones preliminares de un adsorbente previo a la elaboración de pruebas más costosas. Sin embargo, las isotermas de adsorción no pueden proporcionar datos precisos para la implementación en campo, debido principalmente a que: (1) El proceso de adsorción en las columnas no está en equilibrio, (2) El material de las columnas difícilmente agota su capacidad de adsorción y, además, (3) Las isotermas no pueden predecir cambios químicos o biológicos que pueden presentarse con el adsorbente (Gupta *et al.*, 2000).

Las isotermas de adsorción se realizaron analizando dos parámetros. El primero de éstos fue el *COD*, para el cual los resultados obtenidos presentaron gran dispersión y, además, no se adaptaron a los modelos mencionados en el apartado 4.3.2. Sin embargo, en el caso de las isotermas del *CA* y las *LH* (Figuras 6.11 (a) y 6.12 (a)) es posible que ambas se adapten al Modelo de Freundlich con una  $R^2$  aceptable de 0.9633 y 0.7068, respectivamente, si se eliminan 3 puntos de las isotermas obtenidas (Figura 6.11 (b) y 6.12 (b)).



**Figura 6.11.** (a) Isoterma de adsorción del COD para el medio reactivo CA y (b) adaptación al modelo de Freundlich.

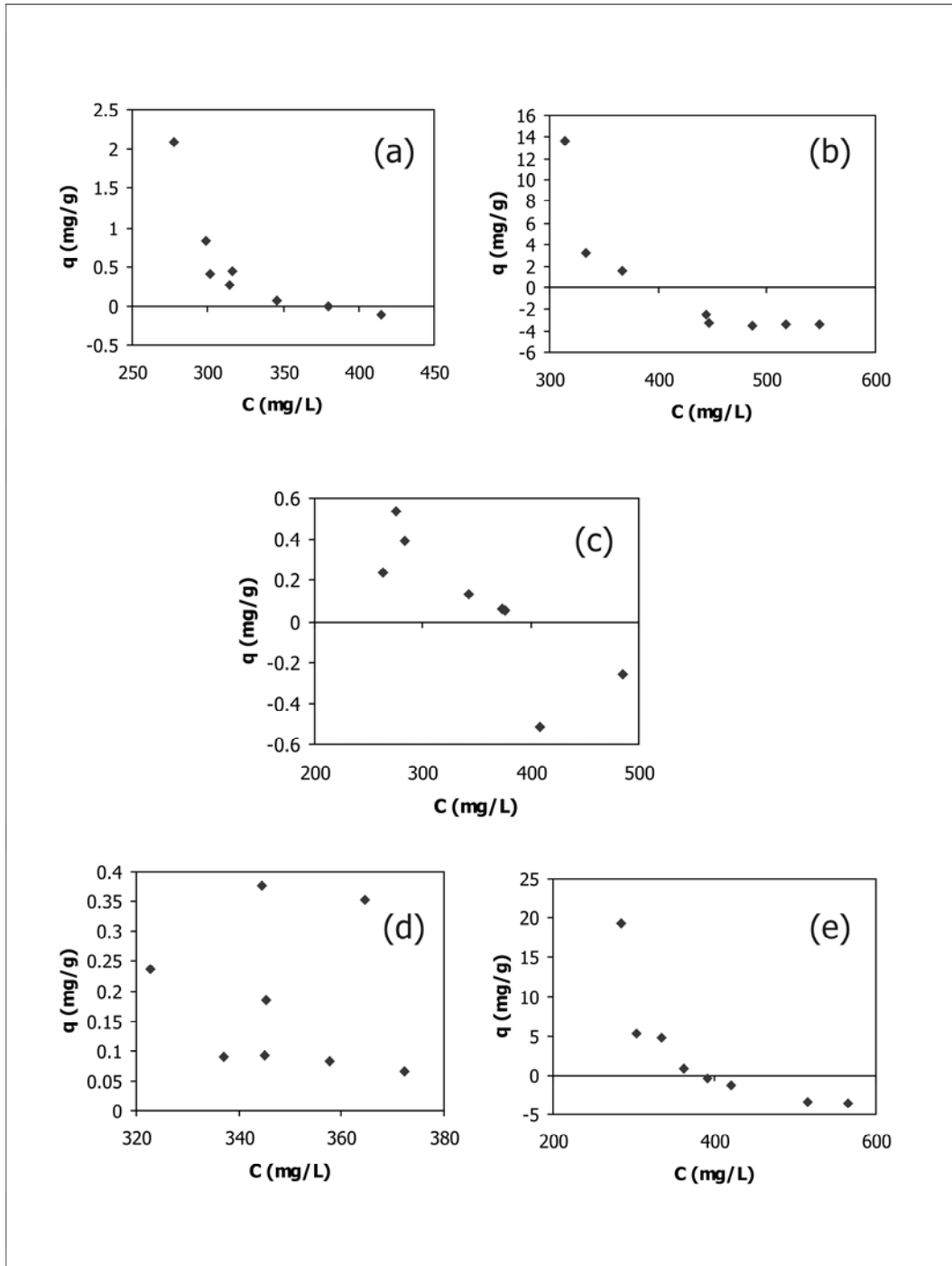


**Figura 6.12.** (a) Isoterma de adsorción del COD para el medio reactivo LH y (b) adaptación al modelo de Freundlich.



En la Figura 6.13 se muestran las isothermas que se obtuvieron para las *VH*, *VM*, *TS*, *AR* y *AS*, asimismo, para proporcionar información más detallada, en la Tabla 6.3 se presentan los puntos graficados. En el caso de las *VH*, *VM*, *TS* y *AS* el valor de  $q$  es negativo (Figura 6.3), lo que probablemente se debe a que el medio reactivo, contrario a adsorber, incrementa la concentración del *COD*. Por su parte, la isoterma de la *AR* presenta datos muy dispersos (Figura 6.13 (d)).

El segundo parámetro analizado fue la conductividad. Las isothermas que se obtuvieron presentaron una tendencia diferente a la que se presentó con el primer parámetro analizado. Los puntos graficados para las 7 isothermas se muestran en las Tablas 6.4 y 6.5. Al construir las isothermas se encontró que los medios reactivos: *TS*, *AR* y *AS* se adaptan al Modelo de Freundlich con una  $R^2$  de 0.9266, 0.5952 y 0.7327 respectivamente (Figura 6.14). Asimismo, las isothermas del *CA*, *VH*, *VM* y *LH* se presentan en la Figura 6.15, en la que se observa que la isoterma de *CA* no se adapta a ninguno de los modelos mencionados en el apartado 4.3.2, no obstante, las isothermas de *VH*, *VM* y *LH* se adaptan al Modelo de Freundlich. Además, si se eliminan 3 puntos, en cada una de las 3 isothermas mencionadas, se obtiene una  $R^2$  de 0.9475, 0.6269 y 0.937 respectivamente (Figura 6.16). Cabe mencionar que las constantes de Freundlich, para las 8 isothermas que se adaptaron a este modelo, se presentan en la Tabla 6.6.



**Figura 6.13.** *Isotermas de adsorción del COD para los medios reactivos: (a) VH, (b) VM, (c) TS, (d) AR y (e) AS.*

**Tabla 6.3.** Puntos graficados en las isotermas de adsorción del *COD* de los medios reactivos: *VH*, *VM*, *TS*, *AR* y *AS*

<i>Medio Reactivo</i>	$C_i$ (mg/L)	$m$ (g)	$C$ (mg/L)	$q$ (mg/g)
<i>Virutas de Hierro (VH)</i>	382.2	5	277.4	2.1
		10	299.28	0.829
		15	316.75	0.436
		20	301.67	0.403
		25	314.38	0.271
		30	415	-0.109
		40	380.17	0.0051
		50	346.07	0.0723
<i>Virutas de Madera (VM)</i>	382.2	0.5	313.89	13.66
		1	366.56	1.56
		1.5	333.15	3.27
		2	446.99	-3.24
		2.5	444.39	-2.49
		3	486.37	-3.47
		4	517.24	-3.38
		5	548.79	-3.33
<i>Tierra del Sitio (TS)</i>	382.2	5	408.03	-0.517
		10	376.56	0.0564
		15	372.89	0.0621
		20	274.88	0.537
		25	283.48	0.395
		30	342.95	0.131
		40	485.13	-0.257
		50	263.63	0.237
<i>Arena (AR)</i>	382.2	5	364.55	0.353
		10	344.45	0.378
		15	372.24	0.0664
		20	345.29	0.185
		25	322.84	0.237
		30	357.67	0.0818
		40	344.97	0.0931
		50	336.99	0.0904
<i>Aserrín (AS)</i>	382.2	0.5	285.31	19.38
		1	333.8	4.84
		1.5	303.33	5.26
		2	391.53	-0.467
		2.5	361.25	0.838
		3	420.49	-1.28
		4	515.3	-3.33
		5	565.44	-3.66

$C_i$  = Concentración inicial del lixiviado.

$m$  = Medio reactivo que fue añadido en 100 ml de lixiviados.

$C$  = Concentración en el líquido al equilibrio.

$q$  = Concentración de material adsorbido por gramo de adsorbente.

**Tabla 6.4.** Puntos graficados en las isotermas de adsorción de la conductividad de los medios reactivos: *TS*, *AR* y *AS*

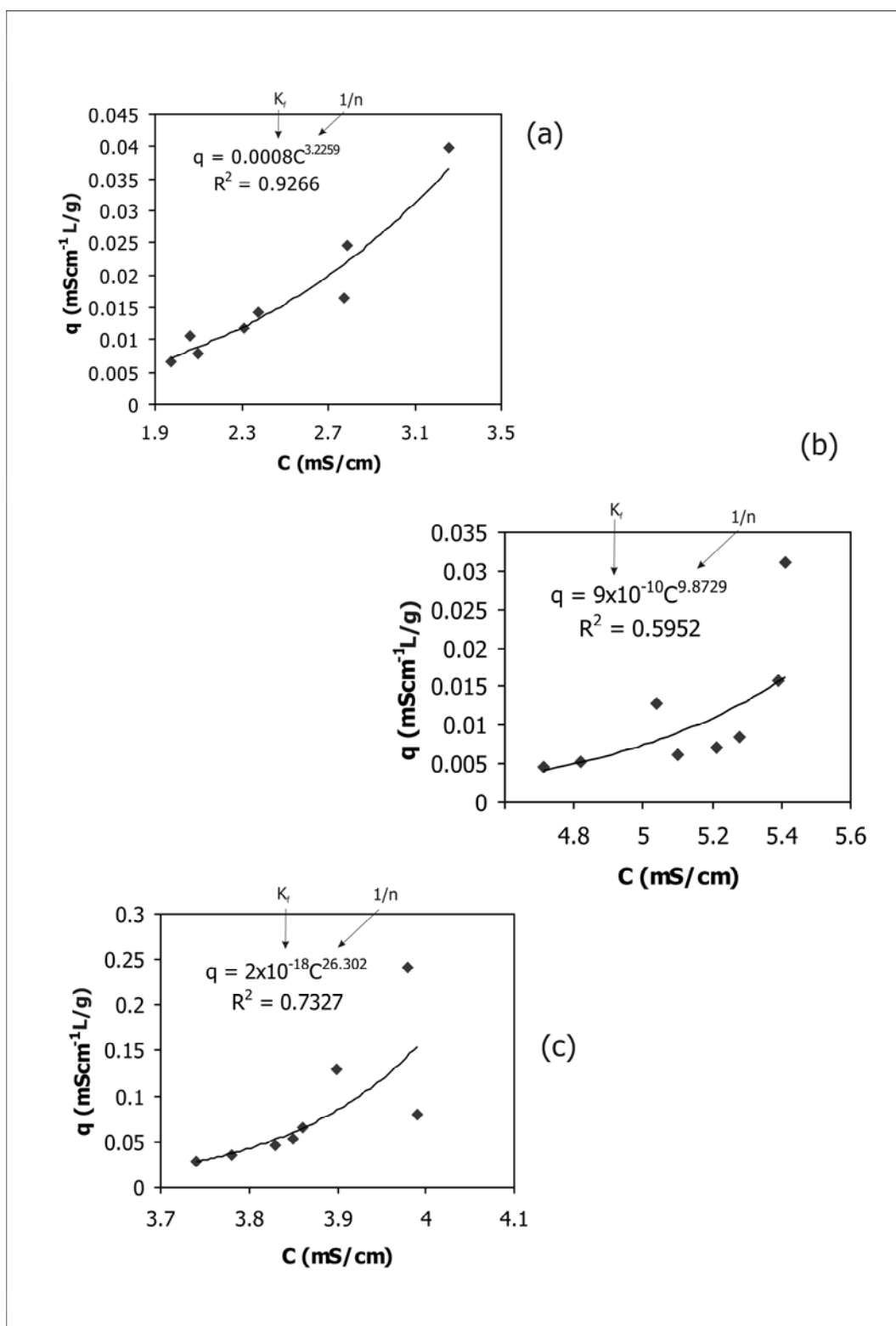
<i>Medio Reactivo</i>	$C_i$ (mS/cm)	$m$ (g)	$C$ (mS/cm)	$q$ (mScm <sup>-1</sup> L/g)
<i>Tierra del Sitio (TS)</i>	5.25	5	3.26	0.0398
		10	2.79	0.0246
		15	2.77	0.0165
		20	2.38	0.0144
		25	2.31	0.0118
		30	2.06	0.0106
		40	2.1	0.0079
		50	1.97	0.0066
<i>Arena del Sitio (AR)</i>	6.96	5	5.41	0.031
		10	5.39	0.0157
		15	5.04	0.0128
		20	5.28	0.0084
		25	5.21	0.007
		30	5.1	0.0062
		40	4.82	0.0054
		50	4.71	0.0045
<i>Aserrín (AS)</i>	5.19	0.5	3.98	0.242
		1	3.9	0.129
		1.5	3.99	0.08
		2	3.86	0.0665
		2.5	3.85	0.0536
		3	3.83	0.04533333
		4	3.78	0.03525
		5	3.74	0.029

$C_i, C$  = concentración inicial y en el equilibrio.  $q$  = concentración de material adsorbido por gramo de adsorbente.  $m$  = medio reactivo que fue añadido en 100 ml de lixiviados.

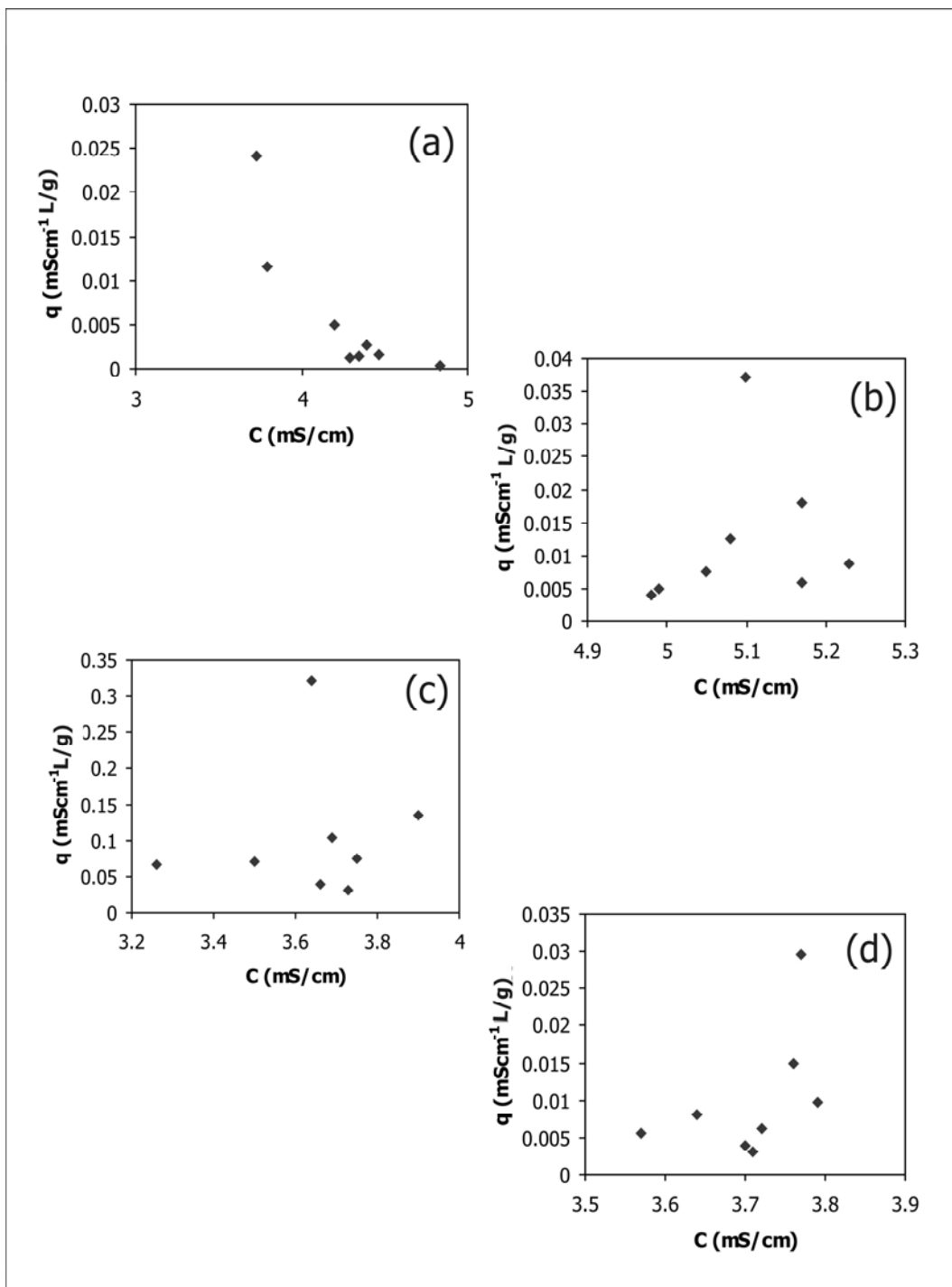
**Tabla 6.5.** Puntos graficados en las isotermas de adsorción de la conductividad de los medios reactivos: *CA*, *VH*, *VM* y *LH*

<i>Medio Reactivo</i>	$C_i$ (mS/cm)	$m$ (g)	$C$ (mS/cm)	$q$ (mScm <sup>-1</sup> L/g)
<i>Carbón Activado (CA)</i>	4.94	5	3.73	0.0242
		10	3.79	0.0115
		15	4.2	0.0049
		20	4.39	0.0028
		25	4.83	0.0004
		30	4.47	0.0016
		40	4.35	0.0015
		50	4.29	0.0013
<i>Virutas de Hierro (VH)</i>	6.96	5	5.1	0.0372
		10	5.17	0.0179
		15	5.08	0.0125
		20	5.23	0.0087
		25	5.05	0.0076
		30	5.17	0.006
		40	4.99	0.0049
		50	4.98	0.004
<i>Virutas de Madera (VM)</i>	5.25	0.5	3.64	0.322
		1	3.9	0.135
		1.5	3.69	0.104
		2	3.75	0.075
		2.5	3.5	0.07
		3	3.26	0.0663
		4	3.66	0.0398
		5	3.73	0.0304
<i>Limaduras de Hierro (LH)</i>	5.25	5	3.77	0.0296
		10	3.76	0.0149
		15	3.79	0.0097
		20	3.64	0.0081
		25	3.72	0.0061
		30	3.57	0.0056
		40	3.7	0.0039
		50	3.71	0.0031

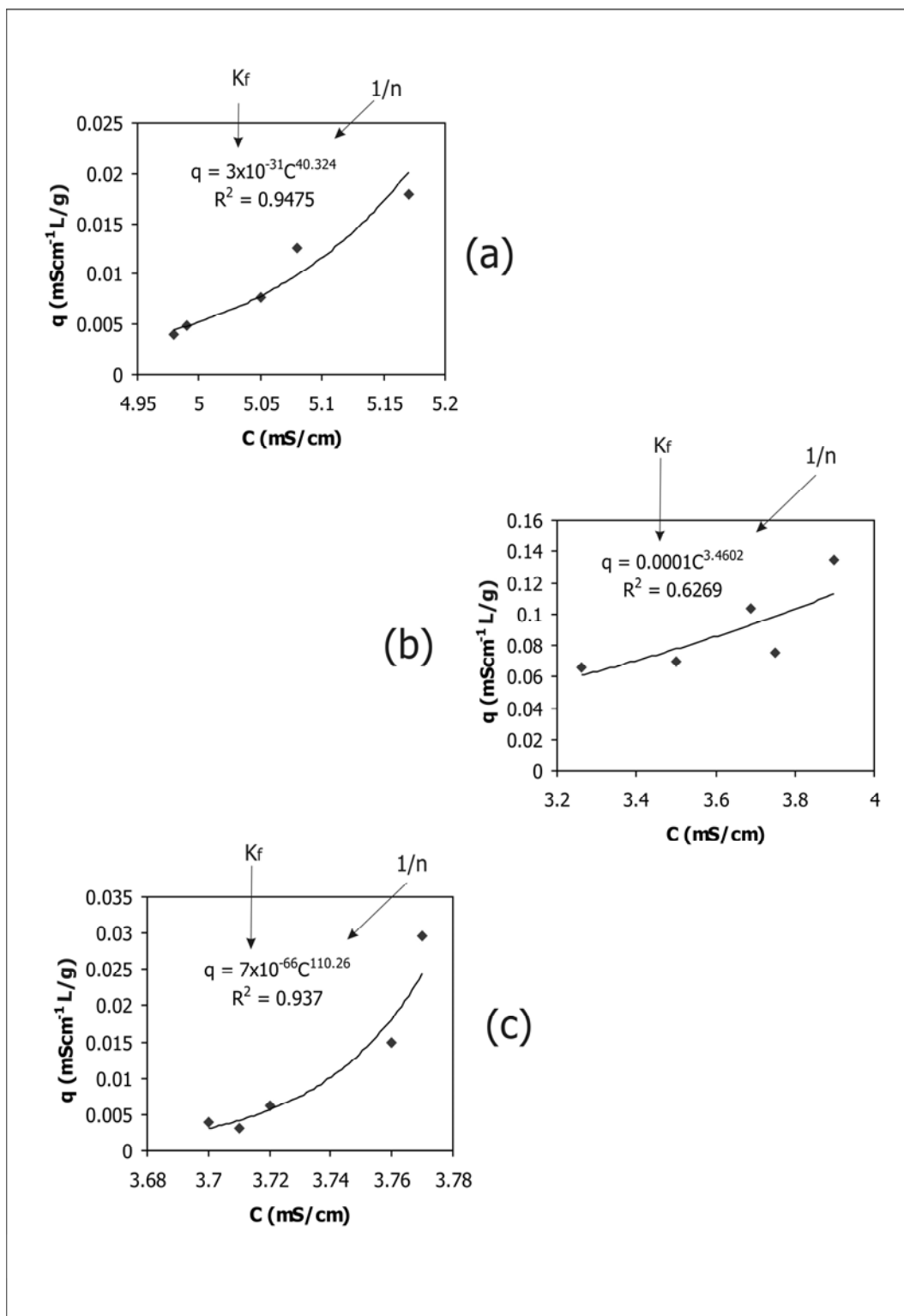
$C_i, C$  = concentración inicial y en el equilibrio.  $q$  = concentración de material adsorbido por gramo de adsorbente.  $m$  = medio reactivo que fue añadido en 100 ml de lixiviados.



**Figura 6.14.** *Isotermas de adsorción de la conductividad y adaptación al modelo de Freundlich para los medios reactivos: (a) TS, (b) AR y (c) AS.*



**Figura 6.15.** *Isotermas de adsorción de la conductividad para los medios reactivos: (a) CA, (b) VH, (c) VM y (d) LH.*



**Figura 6.16.** Adaptación de las isothermas de conductividad, de los medios: (a) VH, (b) VM y (c) LH, al Modelo de Freundlich.



**Tabla 6.6.** Constantes de Freundlich para las isotermas que se adaptaron a este modelo

<i>Parámetro</i>	<i>Medio Reactivo</i>	$K_f$	$1/n$	$N$	$R^2$
<i>COD</i>	<i>CA</i>	0.0005	2.16	5	0.9633
<i>COD</i>	<i>LH</i>	$1 \times 10^{-20}$	8.23	5	0.7069
<i>Conductividad</i>	<i>TS</i>	0.0008	3.23	8	0.9266
<i>Conductividad</i>	<i>AR</i>	$9 \times 10^{-10}$	9.87	8	0.5952
<i>Conductividad</i>	<i>AS</i>	$2 \times 10^{-18}$	26.3	8	0.7327
<i>Conductividad</i>	<i>VH</i>	$3 \times 10^{-31}$	40.32	5	0.9475
<i>Conductividad</i>	<i>VM</i>	0.0001	3.46	5	0.6269
<i>Conductividad</i>	<i>LH</i>	$7 \times 10^{-66}$	110.26	5	0.937

$K_f$  = constante de Freundlich (L/g).  $1/n$  = constante de Freundlich (adimensional).  
 $N$  = número de puntos graficados en la isoterma.

Los resultados que se obtuvieron, para las 14 isotermas presentadas previamente, corresponden a un tiempo de contacto de 24 h, para un lixiviado con una concentración inicial de COD de 382.2 mg/L o 371.26 mg/L y una conductividad de 4.94 a 6.96 mS/cm (información detallada en las Figuras 6.11, 6.12 y en las Tablas 6.3, 6.4 y 6.5). El indicar que 8 isotermas se adaptan al Modelo de Freundlich es subjetivo, debido a que la adaptación se realiza para las condiciones antes mencionadas. Probablemente si el tiempo de contacto hubiera sido distinto a 24 h las isotermas se adaptarían a otros modelos ya que esto depende del rango en el que se trabaja.

Las isotermas que se obtuvieron permiten ver que los 7 medios reactivos analizados pueden adsorber tanto la conductividad como el COD. En este entendido, algunos medios presentan mayor efectividad en el proceso de adsorción que otros, sin embargo, para la elección de los medios reactivos a emplear en las pruebas columna únicamente se consideraron las tasas de reducción obtenidas (sección 6.2).

## 6.4 Análisis Global de las Pruebas Batch

Cabe mencionar que no se realizó un análisis estadístico de los resultados obtenidos ya que los experimentos fueron únicamente de carácter exploratorio (apartado 6.1) y,

además, los resultados obtenidos presentaron gran dispersión. En este entendido, los resultados de la primera etapa de las pruebas Batch demuestran que el *CA* es un excelente reductor de *COD* y *CID*, por lo que se eligió como medio reactivo para ser evaluado en pruebas columna, ya que, además de las altas tasas de reducción que se observaron, este medio ha sido utilizado en algunas investigaciones para tratar lixiviados de vertederos (Rivas *et al.*, 2006). Asimismo, dado que las *VH* presentaron altas tasas de reducción de la conductividad y porcentajes aceptables en la reducción del *COD* y *CID*, próximos al 50 %, se consideró como segundo medio reactivo a evaluar en las pruebas columna. Una ventaja que presentan las *VH*, que también se consideró al momento de la elección, es que es un medio reactivo muy económico, por lo que ha sido utilizado en varias investigaciones alrededor del mundo (USEPA, 1995).

En la segunda etapa de las pruebas Batch, en la que se elaboraron las isotermas de adsorción, se demostró que los 7 medios reactivos analizados tienen la capacidad de adsorber compuestos orgánicos (en forma de *COD*) e inorgánicos (con base en la conductividad). En este entendido, el medio reactivo puede incrementar la concentración de algún parámetro (como en el caso del *COD* con las isotermas de *AS*, *TS*, *VM* o *VH*) si confiere parte de su composición a los lixiviados. El incremento también puede producirse por las reacciones complejas que se presentan cuando los lixiviados entran en contacto con el medio reactivo o posiblemente a un proceso de desorción. Cabe hacer mención, de forma subjetiva, que 8 de las 14 isotermas construidas se adaptaron al Modelo de Freundlich, lo cual únicamente aplica para las condiciones en que se realizaron los experimentos y para las características específicas de los medios reactivos y los lixiviados.

# Análisis Dinámico de dos Medios Reactivos Mediante Pruebas Columna

## 7.1 Introducción

A partir de la década de los 90's se comenzaron a realizar varias investigaciones para evaluar medios reactivos con el objetivo de utilizarlos en el tratamiento de lixiviados de vertederos o de residuos mineros (Waybrant *et al.*, 1997; Baker *et al.*, 1998; Gavaskar, 1999; Ahn *et al.*, 2003 y Weisener *et al.*, 2003). A pesar de que las pruebas columna son más costosas, y consumen más tiempo que las pruebas Batch, producen resultados más realistas sobre las tasas de reducción que se pueden presentar durante el desempeño en campo.

Las pruebas columna pueden realizarse para diversos estudios, entre los que destacan: (1) Capacidad real de adsorción, (2) Nivel de saturación del adsorbente, (3) Tiempo de contacto requerido, (4) Calidad del efluente tratado y (5) Datos hidráulicos, entre otros. En esta investigación se determinó la calidad del efluente tratado, para lo cual se

montaron dos columnas; la primera empacada con *CA* y la segunda con *VH*, ambos medios seleccionados con base en los resultados obtenidos en las pruebas Batch. Dada la complejidad en la composición de los lixiviados, y las reacciones que se presentan cuando éstos entran en contacto con un medio reactivo, el objetivo de esta etapa fue, únicamente, determinar si cualquiera de los dos medios reactivos mencionados pueden ser utilizados de forma efectiva para el tratamiento de lixiviados de vertederos con características iguales o similares a las que se presentan en el vertedero de Metepec.

Los datos que se obtuvieron presentaron gran dispersión debido a que la naturaleza del influente es muy compleja. No obstante, los resultados sí pueden analizarse cuantitativamente para conocer la capacidad de reducción del medio reactivo en términos de diferentes indicadores a través del tiempo. Para conocer las tasas de reducción de contaminantes, las columnas estuvieron funcionando de manera continua aproximadamente un mes, a lo largo del cual se tomaron muestras, a diferentes tiempos, y se analizaron diversos parámetros indicadores de contaminación. Asimismo, para conocer de manera visual el estado inicial y final de los medios reactivos empleados en las dos columnas, se tomaron fotografías de los medios con un microscopio. Los resultados obtenidos se presentan a continuación.

## **7.2 Análisis de las Tasas de Reducción de Contaminantes**

El transporte de solutos a través de cada columna se expresó como la concentración del contaminante ( $C/C_0$ ) en función del número de volúmenes poro ( $vp$ ), donde  $C$  es la concentración del efluente y  $C_0$  es la concentración promedio del influente a lo largo del experimento. En la Tabla 7.1 se presentan los datos con los que se calculó la concentración promedio mencionada. Como se citó en el capítulo 4, un volumen poro equivale al volumen de líquido que cabe dentro de la columna una vez empacada. En este entendido, cada columna tiene un volumen de  $805\text{ cm}^3$ , por lo que un volumen poro de la columna de *CA* equivale aproximadamente a  $181.2\text{ cm}^3$  y  $348.6\text{ cm}^3$  representan un volumen poro para la columna de *VH* (Tabla 7.2).

Para el análisis de las tasas de reducción de contaminantes, los resultados se dividieron en tres partes: parámetros inorgánicos (conductividad,  $N-NH_3$  y  $SO_4^{2-}$ ), parámetros físicos (color y turbidez) y parámetros orgánicos ( $DBO_5$  y  $DQO$ ). La información detallada de los resultados que se obtuvieron, para los parámetros mencionados, se presentan en las Tablas 7.3, 7.4, 7.5 y 7.6.

**Tabla 7.1.** Concentración inicial promedio de los lixiviados

<i>vp</i>	<i>Color</i>	<i>Turbidez</i>	<i>Conduct.</i>	<i>N-NH<sub>3</sub></i>	<i>SO<sub>4</sub><sup>2-</sup></i>	<i>DBO<sub>5</sub></i>	<i>DQO</i>
<i>1</i>	1,423.1	276	5.11	1,429.1	229	391.3	1,158.4
<i>103</i>	1,498.76	301	5.16	1,325.67	255.34	335.49	1,140.67
<i>201</i>	1,439.22	270	5.08	1,309.09	237.5	344.41	1,239.87
<i>335</i>	1,421.99	265	5.14	1,284.43	240.01	331.6	1,160.59
<i>415</i>	1,490.64	280	5.13	1,415.22	246.29	343.31	1,064.25
<i>534</i>	1,426.29	258	4.98	1,129.49	235.46	379.09	1,251.02
<b><i>CIP</i></b>	1,450	275	5.1	1,315.5	240.6	354.2	1,169

*vp* = Volumen poro. *CIP* = Concentración inicial promedio. *Conduct.* = Conductividad. Unidades en *mg/L* a excepción del color (*U. Pt-Co*), turbidez (*FTU*) y conductividad (*mS/cm*). Nota: la concentración inicial se determinó en 6 diferentes volúmenes poro para obtener un promedio.

**Tabla 7.2.** Porosidad promedio de las columnas de *VH* y *CA*

<i>Columna</i>	<i>Material</i>	<i>Porosidad</i>	<i>% Volumen</i>	<i>Porosidad Promedio</i>
<b><i>CA</i></b>	<i>Arena Sílica (300 g)</i>	0.25 <sup>(a)</sup>	26.8	<b>0.225</b>
	<i>CA (600 g)</i>	0.216 <sup>(b)</sup>	73.2	
<b><i>VH</i></b>	<i>Arena Sílica (300 g)</i>	0.25 <sup>(a)</sup>	26.8	
	<i>VH (550 g)</i>	0.50 <sup>(c)</sup>	73.2	
				<b>0.433</b>

- <sup>(a)</sup> Freeze y Cherry (1979).  
<sup>(b)</sup> Martínez *et al.* (2004).  
<sup>(c)</sup> Vogan *et al.* (1999).

**Tabla 7.3.** Concentración del efluente en función del número de volúmenes poro de los parámetros determinados en la columna de CA

<i>Volumen Poro</i>	<i>Color</i>	<i>Turbidez</i>	<i>Conductividad</i>	<i>N-NH<sub>3</sub></i>	<i>SO<sub>4</sub><sup>2-</sup></i>	<i>DBO<sub>5</sub></i>	<i>DQO</i>
<i>Concentración Inicial Promedio</i>							
1	1,450	275	5.1	1,315.48	240.61	354.24	1,168.98
19	500	90	4.88	1,232.71	203.91	19.8	61.38
41	750	115	5.09	1,213.45	216.01	26.09	83.47
55	215	45	4.89	1,299.63	214.96	26.22	78.67
61	265	50	5.08	1,302.27	227.25	22	76.99
85	500	90	4.94	1,270.57	316.37	47.16	155.63
100	255	50	4.82	1,347.18	305.63	25.42	78.81
103	290	45	4.79	SD	286.59	55.56	172.23
126	295	50	4.88	892.83	286.84	43.15	155.35
131	335	60	4.77	SD	299.87	44.89	125.68
137	240	50	4.83	225.92	267.34	42.34	143.96
145	500	75	4.76	262.5	241.9	35.98	125.93
153	190	40	4.74	280	237.11	33.21	119.56
160	135	40	4.61	260	232.83	73.27	197.84
168	115	30	4.6	273	233.89	60.13	174.36
177	125	65	4.28	46.67	203.52	39.29	121.79
184	120	40	3.84	66.67	227.56	37.91	121.32
193	145	30	3.57	173.33	204.51	67.3	215.37
201	250	45	3.62	SD	247.71	SD	101.36
208	40	10	3.59	133.33	236.45	28.96	68.44
216	25	15	3.6	125	240.67	19.01	82.22
256	100	15	3.59	216	203.02	24.92	92.37
296	125	5	3.45	208.33	89.3	27.99	82.94
335	185	15	3.88	200	89.62	25.92	268.15
375	300	55	3.58	208.33	91.72	74.49	107.32
415	175	40	3.45	208.33	95.54	29.01	119.7
454	143	56	3.81	208.33	89.41	37.41	158.79
494	331	56	3.84	108.33	93.42	54.76	160.54
534	220	35	3.81	166.67	95.62	57.34	146.48
	210	30	3.51	250	95.57	47.25	222.01

Unidades en mg/L a excepción del color (*U. Pt-Co*), turbidez (*FTU*) y conductividad (*mS/cm*).  
*SD* = Sin dato.

**Tabla 7.4.** Concentración del efluente en función del número de volúmenes poro de los parámetros determinados en la columna de *VH*

<i>Volumen Poro</i>	<i>Color</i>	<i>Turbidez</i>	<i>Conductividad</i>	<i>N-NH<sub>3</sub></i>	<i>SO<sub>4</sub><sup>2-</sup></i>	<i>DBO<sub>5</sub></i>	<i>DQO</i>
<i>Concentración Inicial Promedio</i>	1,450	275	5.1	1,315.48	240.61	354.24	1,168.98
2	2,400	575	3.8	53.33	302.37	124.76	436.66
6	3,025	563	3.72	216.67	287.29	126.02	415.87
11	1,125	225	3.64	266.67	253.67	121.94	378.02
15	2,062	400	3.62	191.67	267.81	110.63	342.95
18	1,600	375	3.61	191.67	271.71	114.16	410.99
23	1,737	312	3.6	191.67	144.68	112.46	314.9
43	2,037	362	3.44	141.67	129.47	100.32	341.1
64	1,250	225	3.56	175	131.01	93.01	325.54
85	850	200	3.47	166.67	126.9	96.05	345.78
105	962	212	3.55	150	123.29	150.74	406.99
126	1,800	337	3.75	175	119.34	138.77	402.44
147	1,212	212	3.88	75	116.66	143.01	443.34
167	1,162	225	3.83	108.33	117.2	127.58	408.27
188	737	175	3.57	183.33	141.69	130.63	418.01
229	1,662	350	3.56	50	131.62	117.06	409.73
312	1,737	350	3.72	50	151.74	134.83	485.40
353	1,737	362	3.75	83.33	122.21	111.61	368.33
369	1,350	237	3.71	16.67	135.09	137.75	454.59
394	1,191	208	3.63	25	126.14	111.37	356.4
410	1,425	287	3.74	175	143.12	98.45	354.43
436	992	208	3.64	208.33	127.43	95.28	352.54
477	1,042	225	3.8	116.67	169.15	111.37	356.4
503	1,150	250	3.91	133.33	129.41	128.55	372.79
518	1,838	375	4.04	225	153.19	157.42	440.78
534	1,158	233	3.8	233.33	143.44	139.48	432.39

Unidades en *mg/L* a excepción del color (*U. Pt-Co*), turbidez (*FTU*) y conductividad (*mS/cm*).

**Tabla 7.5.** Tasas de reducción de los parámetros determinados en la columna de CA

<i>Volumen Poro</i>	<i>Color</i>	<i>Turbidez</i>	<i>Conductividad</i>	<i>N-NH<sub>3</sub></i>	<i>SO<sub>4</sub><sup>2-</sup></i>	<i>DBO<sub>5</sub></i>	<i>DQO</i>
1	65.52	67.27	4.31	6.29	15.25	94.41	94.75
19	48.28	58.18	0.20	7.76	10.22	92.63	92.86
41	85.17	83.64	4.12	1.20	10.66	92.60	93.27
55	81.72	81.82	0.39	1.00	5.55	93.79	93.41
61	65.52	67.27	3.14	3.41	-31.49	86.69	86.69
85	82.41	81.82	5.49	-2.41	-27.02	92.82	93.26
100	80.00	83.64	6.08	SD	-19.11	84.32	85.27
103	79.66	81.82	4.31	32.13	-19.21	87.82	86.71
126	76.90	78.18	6.47	SD	-24.63	87.33	89.25
131	83.45	81.82	5.29	82.83	-11.11	88.05	87.68
137	65.52	72.73	6.67	80.05	-0.54	89.84	89.23
145	86.90	85.45	7.06	78.71	1.45	90.63	89.77
153	90.69	85.45	9.61	80.24	3.23	79.32	83.08
160	92.07	89.09	9.80	79.25	2.79	83.03	85.08
168	91.38	76.36	16.08	96.45	15.41	88.91	89.58
177	91.72	85.45	24.71	94.93	5.42	89.30	89.62
184	90.00	89.09	30.00	86.82	15.00	81.00	81.58
193	82.76	83.64	29.02	SD	-2.95	SD	91.33
201	97.24	96.36	29.61	89.86	1.73	91.82	94.15
208	98.28	94.55	29.41	90.50	-0.03	94.63	92.97
216	93.10	94.55	29.61	83.58	15.62	92.97	92.10
256	91.38	98.18	32.35	84.16	62.89	92.10	92.90
296	87.24	94.55	23.92	84.80	62.75	92.68	77.06
335	79.31	80.00	29.80	84.16	61.88	78.97	90.82
375	87.93	85.45	32.35	84.16	60.29	91.81	89.76
415	90.14	79.64	25.29	84.16	62.84	89.44	86.42
454	77.17	79.64	24.71	91.76	61.17	84.54	86.27
494	84.83	87.27	25.29	87.33	60.26	83.81	87.47
534	85.52	89.09	31.18	81.00	60.28	86.66	81.01

Resultados negativos indican incrementos.  
SD = Sin dato.



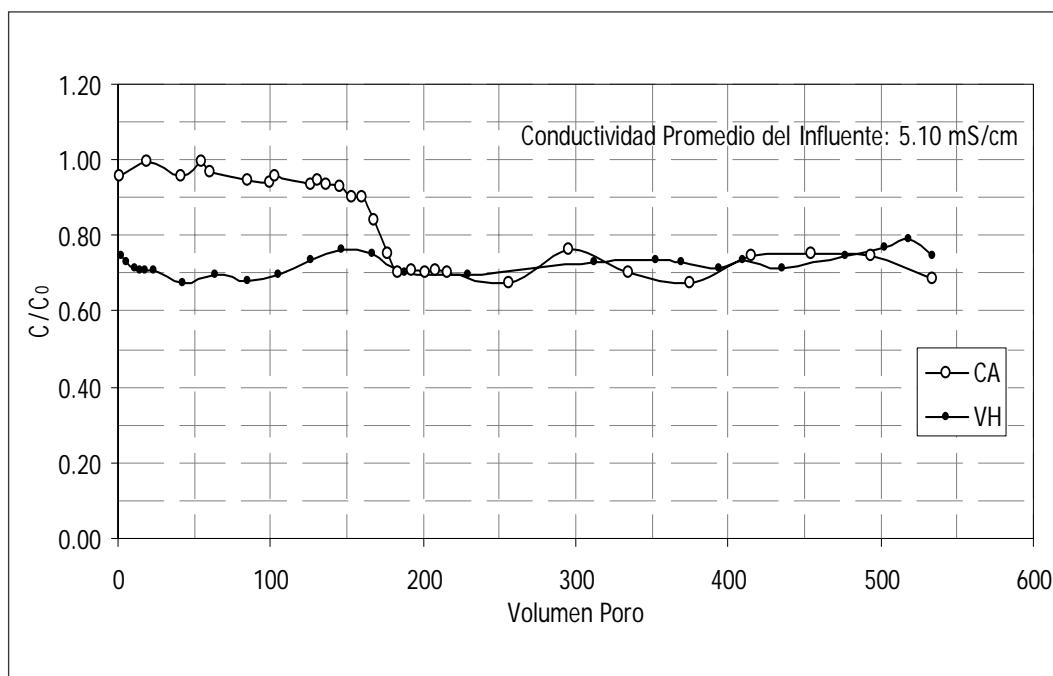
**Tabla 7.6.** Tasas de reducción de los parámetros determinados en la columna de *VH*

<i>Volumen Poro</i>	<i>Color</i>	<i>Turbidez</i>	<i>Conductividad</i>	<i>N-NH<sub>3</sub></i>	<i>SO<sub>4</sub><sup>2-</sup></i>	<i>DBO<sub>5</sub></i>	<i>DQO</i>
2	-65.52	-109.09	25.49	95.95	-25.67	64.78	62.65
6	-108.62	-104.73	27.06	83.53	-19.40	64.43	64.42
11	22.41	18.18	28.63	79.73	-5.43	65.58	67.66
15	-42.21	-45.45	29.02	85.43	-11.30	68.77	70.66
18	-10.34	-36.36	29.22	85.43	-12.93	67.77	64.84
23	-19.79	-13.45	29.41	85.43	39.87	68.25	73.06
43	-40.48	-31.64	32.55	89.23	46.19	71.68	70.82
64	13.79	18.18	30.20	86.70	45.55	73.74	72.15
85	41.38	27.27	31.96	87.33	47.26	72.89	70.42
105	33.66	22.91	30.39	88.60	48.76	57.45	65.18
126	-24.14	-22.55	26.47	86.70	50.40	60.83	65.57
147	16.41	22.91	23.92	94.30	51.51	59.63	62.07
167	19.86	18.18	24.90	91.76	51.29	63.98	65.07
188	49.17	36.36	30.00	86.06	41.11	63.12	64.24
229	-14.62	-27.27	30.20	96.20	45.30	66.95	64.95
312	-19.79	-27.27	27.06	96.20	36.94	61.94	58.48
353	-19.79	-31.64	26.47	93.67	49.21	68.49	68.49
369	6.90	13.82	27.25	98.73	43.86	61.11	61.11
394	17.86	24.36	28.82	98.10	47.57	68.56	69.51
410	1.72	-4.36	26.67	86.70	40.52	72.21	69.68
436	31.59	24.36	28.63	84.16	47.04	73.10	69.84
477	28.14	18.18	25.49	91.13	29.70	68.56	69.51
503	20.69	9.09	23.33	89.86	46.22	63.71	68.11
518	-26.76	-36.36	20.78	82.90	36.33	55.56	62.29
534	20.14	15.27	25.49	82.26	40.38	60.63	63.01

Resultados negativos indican incrementos.  
*SD* = Sin dato.

Como se mencionó en los párrafos precedentes, el análisis de las tasas de reducción se realizó graficando los datos obtenidos como  $C/C_0$  en función de los volúmenes poro ( $vp$ ). Cabe mencionar que la finalidad de este estudio no fue construir una curva de carga, sino determinar si el medio reactivo que se estaba evaluando era capaz de reducir la concentración de los 7 parámetros analizados.

En términos de parámetros inorgánicos, la reducción de la conductividad presenta un comportamiento similar para las dos columnas a partir del volumen poro 170 (Figura 7.1). La mayor reducción que se presentó fue del 32.35 % para la columna de CA y 32.55 % para la columna de VH (Tablas 7.5 y 7.6). En este entendido, la tasa de reducción mínima para la columna de CA fue del 0.2 % y para la columna de VH fue del 20.78 % (Tablas 7.5 y 7.6). Por lo tanto, se puede afirmar que la columna de VH presenta mayor afinidad para reducir la concentración de compuestos inorgánicos, en términos de conductividad.

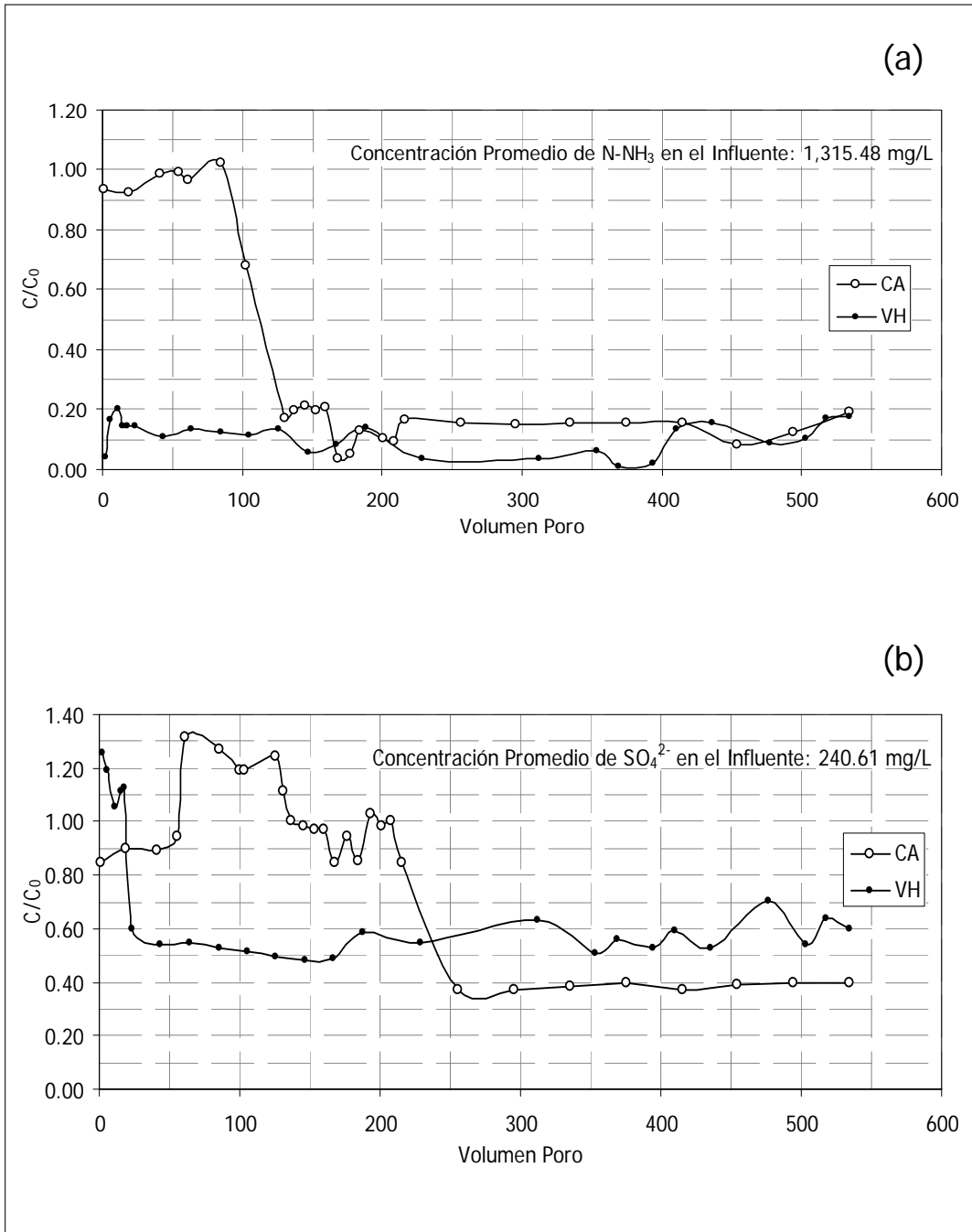


**Figura 7.1.** Distribución de la concentración relativa de la conductividad( $C/C_0$ ) en función de los volúmenes poro en las pruebas columna, empleando como medio reactivo el CA y las VH.

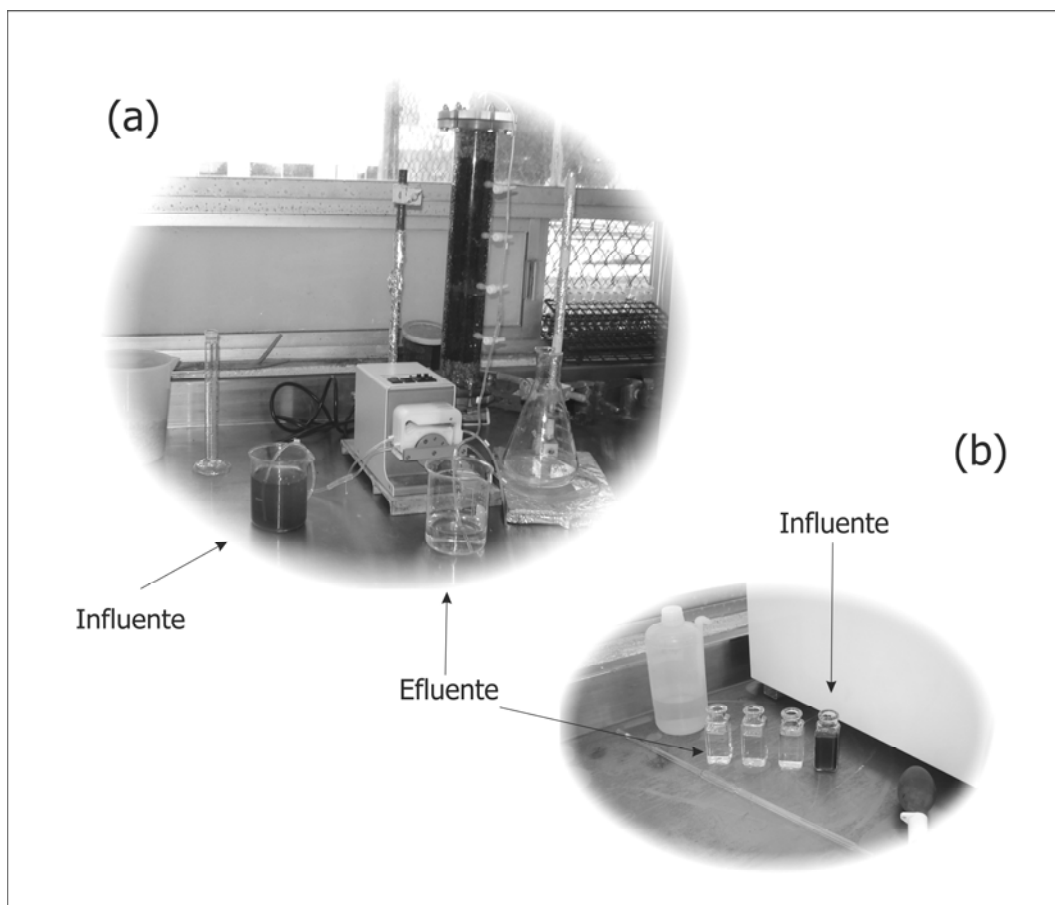
La columna de *VH* presentó un desempeño excelente en la reducción del  $N-NH_3$ , ya que desde el primer volumen poro analizado se obtuvo una disminución del 95.95 % (Tabla 7.6) y los porcentajes de reducción siempre fueron mayores al 79 % (Tabla 7.6). Por su parte, la columna de *CA* presentó un incremento del 2.41 %, en la concentración de  $N-NH_3$ , en el volumen poro 85 (Tabla 7.5), presentando un comportamiento más estable a partir del volumen poro 216 (Figura 7.2 (a)).

Referente a los  $SO_4^{2-}$ , en la columna de *CA* se presentó un incremento en su concentración a partir del volumen poro 61 (Figura 7.2 (b)), sin embargo, en el volumen poro 145 empezó a declinar la concentración, alcanzando una tasa de reducción del 60.28 % al final del experimento (Tabla 7.5). El comportamiento en la columna de *VH*, para este parámetro, fue más favorable, ya que a partir del volumen poro 23 siempre se presentó una disminución mayor al 30 % (Tabla 7.6). No obstante, cabe mencionar que se presentó un incremento promedio del 14.95 % desde el primer volumen poro hasta el 18 al interior de la columna de *VH* (Tabla 7.6). En este entendido, los incrementos que se presentaron en la concentración de los  $SO_4^{2-}$  en ambas columnas probablemente se debe a reacciones que se presentan cuando los lixiviados entran en contacto con los medios reactivos.

Por su parte, el *CA* resultó ser un excelente medio reactivo para la reducción de las concentraciones de parámetros físicos como el color y la turbidez, alcanzando tasas máximas de reducción del 98.28 % y 98.18 % respectivamente (Tabla 7.5). En la Figura 7.3 se presenta una comparación visual del color del efluente y del influente en la columna de *CA* al inicio del experimento.

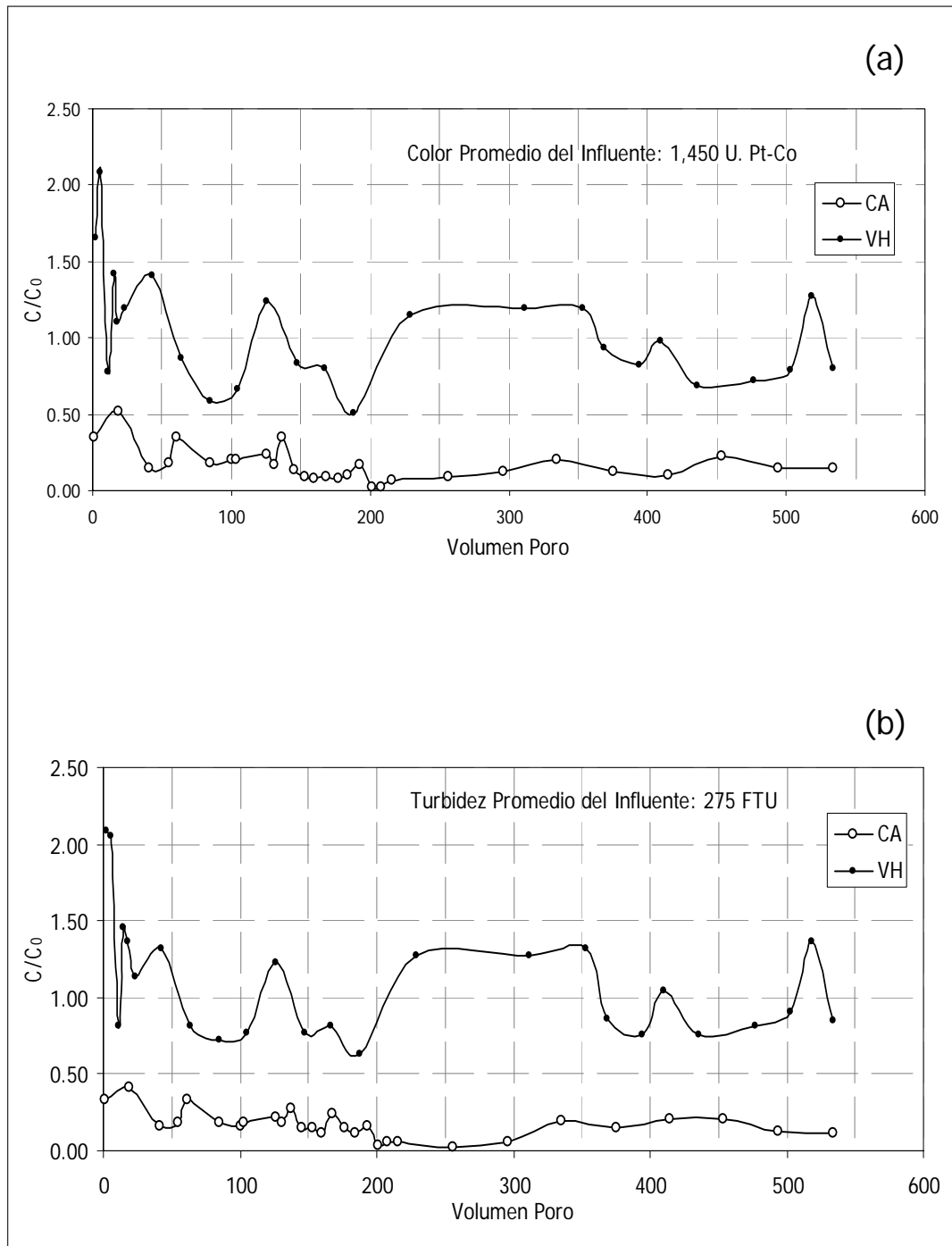


**Figura 7.2.** Distribución de la concentración relativa ( $C/C_0$ ) en función de los volúmenes poro en las pruebas columna, empleando como medio reactivo el CA y las VH: (a)  $N-NH_3$  y (b)  $SO_4^{2-}$ .



**Figura 7.3.** Comparación del color del influente y el efluente de la columna de CA al inicio del experimento: (a) al momento de tomar la muestra y (b) previo a su determinación en el espectrofotómetro HACH DR 2000.

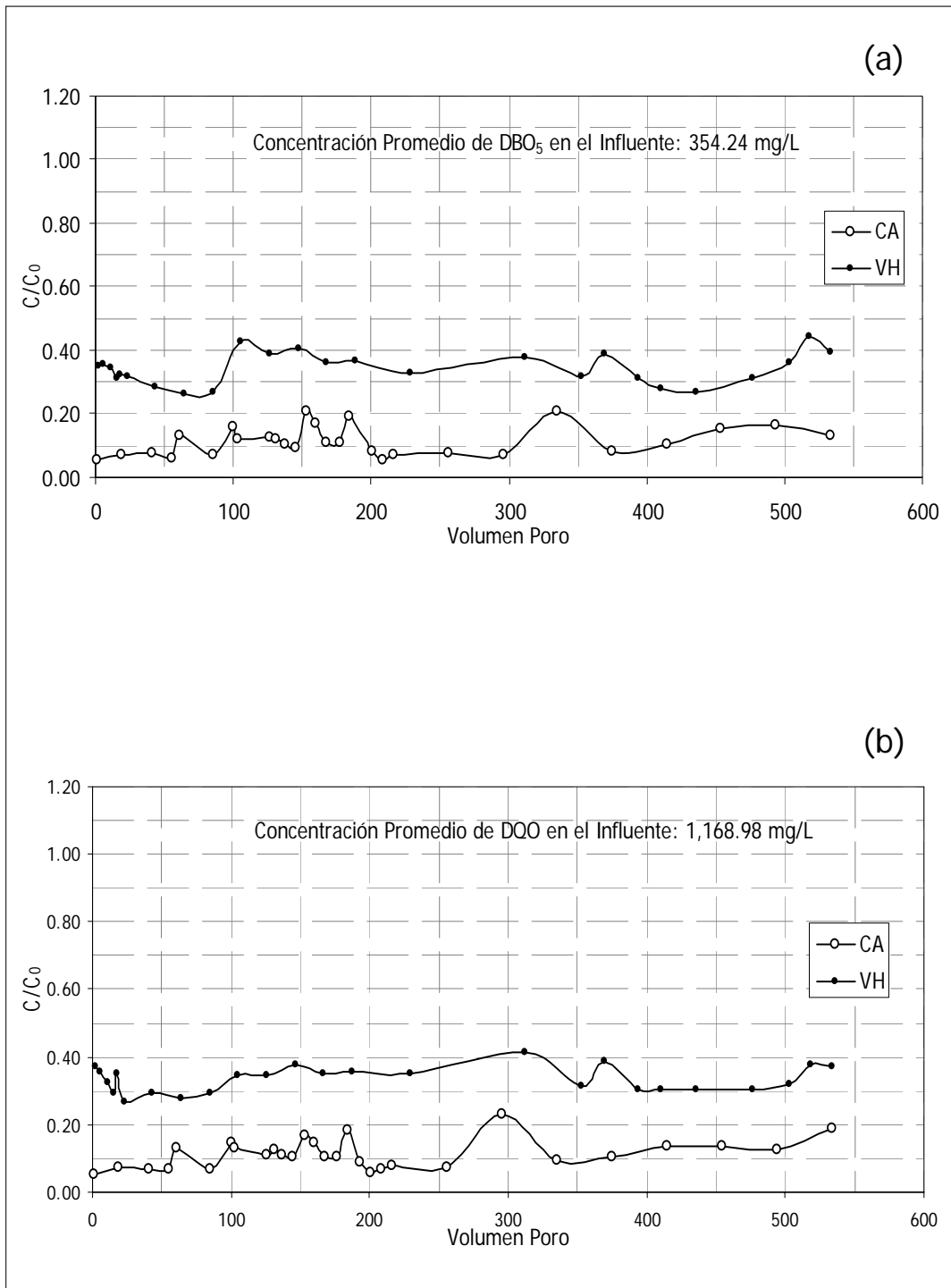
Referente a la columna de *VH*, la tasa máxima de reducción del color fue del 49.17 % (Tabla 7.6), mientras que para la turbidez fue del 36.36 % (Tabla 7.6). En la columna de *VH* se observaron tanto reducciones como incrementos de las concentraciones de estos parámetros (Figuras 7.4 (a) y 7.4 (b)), lo que probablemente se debe a que las *VH* confieren parte de su color a los lixiviados, caso contrario al del CA, que es un buen adsorbente del mismo. Además, las *VH* contienen gran cantidad de impurezas que pueden incrementar la turbidez de los lixiviados. En este entendido, los incrementos que se presentaron en la columna de *VH* presentan un rango de 10.34 % a 108.62 % para el color y de 4.36 % a 109.09 % para la turbidez (Tabla 7.6).



**Figura 7.4.** Distribución de la concentración relativa ( $C/C_0$ ) en función de los volúmenes poro en las pruebas columna, empleando como medio reactivo el CA y las VH: (a) color y (b) turbidez.

En términos de parámetros orgánicos, el comportamiento de las dos columnas fue similar, tanto para el análisis de la  $DBO_5$  como el análisis de la  $DQO$  (Figuras 7.5 (a) y 7.5 (b)), sin embargo, la columna de  $CA$  presenta tasas de reducción mayores a los de la columna de  $VH$  (Tablas 7.5 y 7.6). En este entendido, la reducción de  $DBO_5$  y  $DQO$ , en la columna de  $VH$  es siempre mayor al 55 % y 58 % respectivamente (Tablas 7.6), mientras que la columna de  $CA$  siempre presenta reducciones en las concentraciones de la  $DBO_5$  y la  $DQO$  mayores al 78 % y 77 % respectivamente (Tabla 7.5).

En las figuras 7.1, 7.2, 7.3 y 7.4 se observa que la columna compuesta por  $CA$  reduce las concentraciones de todos los parámetros analizados. Por su parte, la columna empacada con  $VH$  presentó disminución en casi todos los parámetros, a excepción del color y la turbidez, ya que estos superaron a la concentración promedio del influente, en varias ocasiones (Tabla 7.6). Como se mencionó en párrafos precedentes, el objetivo de este estudio no fue elaborar la curva de carga correspondiente a cada uno de los parámetros analizados, sin embargo, en las Figuras 7.1, 7.2 y 7.4 se observa que si se elaboraran la curva de carga no exhibiría la forma de “S” que caracteriza a una curva de carga idealizada. La curva de carga es idealizada debido a que se asume que la remoción del soluto es completa durante las etapas iniciales de operación. Además, el punto de ruptura se elige arbitrariamente en un valor bajo ( $C_b$ ) de la concentración del efluente ( $C$ ) y, además, se considera que el adsorbente alcanza su agotamiento ( $C_x$ ) en un valor muy cercano a la concentración inicial (Gupta *et al.*, 2000). En general, la variación de las concentraciones, de los 7 parámetros, de un punto a otro, probablemente se debe a la complejidad en la composición de los lixiviados, a las reacciones que se presentan cuando los lixiviados entran en contacto con el medio reactivo y a los procesos físicos que pueden ocurrir dentro de la columna. Asimismo, es posible que también se presenten reacciones de oxidación biológica que remuevan la materia orgánica (Gupta *et al.*, 2000). En parte esto también se relaciona con los resultados obtenidos en las pruebas Batch, en los que se citó que existe una competencia desigual de los diferentes iones que intervienen en el proceso de adsorción, lo que produce resultados con gran dispersión alejados del comportamiento teórico que podría esperarse.



**Figura 7.5.** Distribución de la concentración relativa ( $C/C_0$ ) en función de los volúmenes poro en las pruebas columna, empleando como medio reactivo el CA y las VH: (a)  $DBO_5$  y (b)  $DQO$ .



Cabe mencionar que no fue posible relacionar los resultados que se obtuvieron en las pruebas columna con los resultados de las pruebas Batch, debido a que: (1) Los resultados que se presentaron fueron muy complejos para las 2 etapas, (2) El comportamiento fue distinto ya que un proceso es dinámico y el otro no, y (3) El tiempo de contacto que se utilizó en ambas pruebas fue diferente, siendo mayor el empleado en las pruebas Batch.

Asimismo, se establece una capacidad más alta en la operación de la columna debido al continuo gradiente creciente de la concentración en la interfase de la zona de adsorción conforme pasa el lixiviado a través de la columna, mientras que el gradiente de concentración en las pruebas Batch disminuye con el tiempo (Gupta *et al.*, 2000).

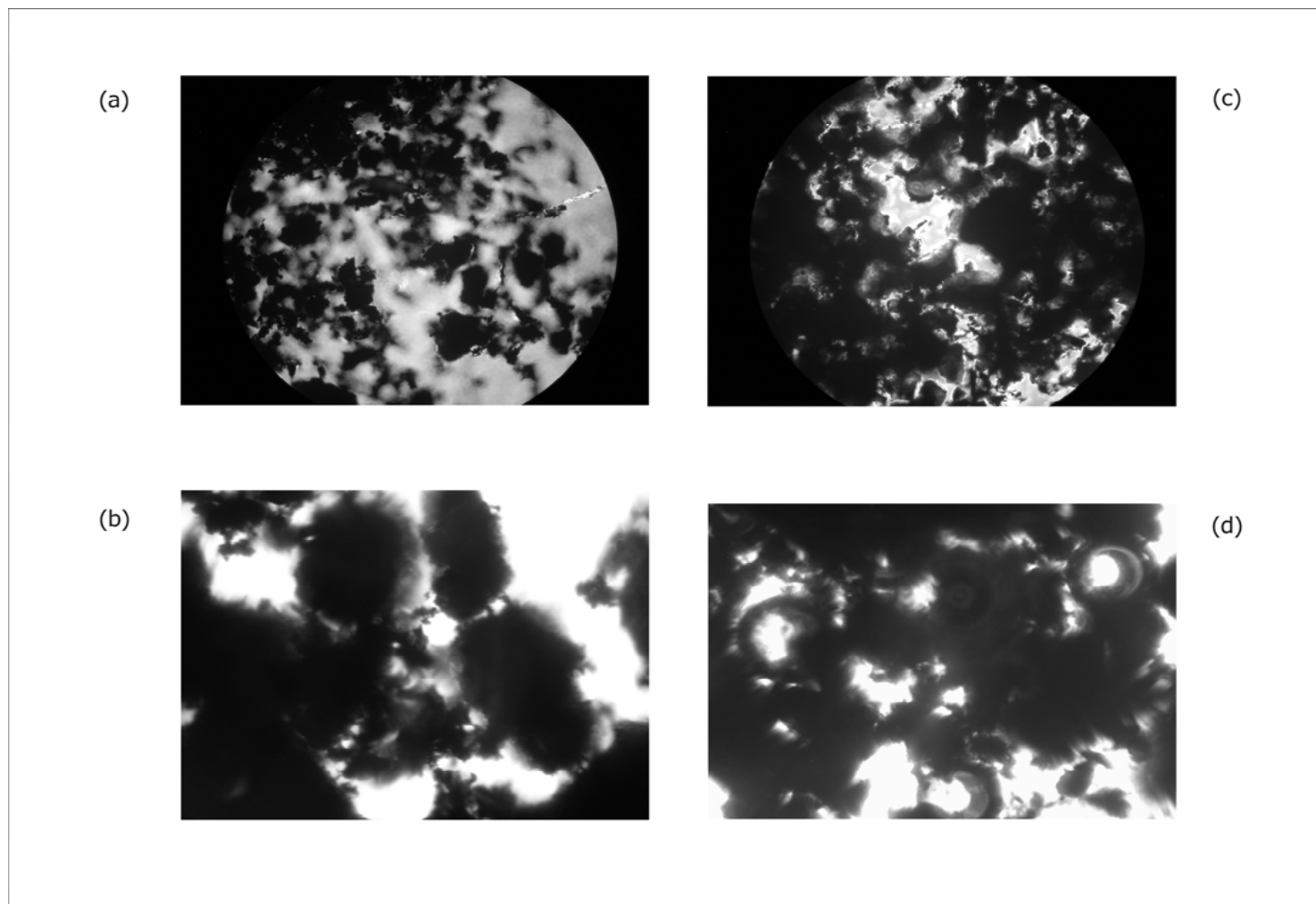
Con base en lo mencionado en el capítulo 3, los medios reactivos pueden propiciar la reducción de contaminantes de diversas formas, dependiendo del tipo de contaminante y del medio con que se trate. En la columna de *CA* se presenta, en mayor proporción, el fenómeno de adsorción mientras que en la columna de *VH* se presenta el fenómeno de oxidación – reducción. De acuerdo con Rivas *et al.* (2006), la adsorción de contaminantes de lixiviados con *CA* es una de las opciones más efectivas para remover moléculas complejas de gran peso molecular. En este entendido, cuando las *VH* entran en contacto con los lixiviados se originan reacciones que pueden modificar los estados de oxidación de los contaminantes y se generan productos que no son peligrosos, o lo son en menor grado. Asimismo, Powell *et al.* (1998) señalan que este medio reactivo alcanza rápidamente tasas de degradación más completas (ver Figura 7.2 (a)) y con menos productos reactivos que otros medios.

En términos de costos las *VH* son la mejor opción, ya que es posible utilizar, como en este caso, desperdicios de trabajos de talleres mecánicos, lo que lo convierte en un medio reactivo muy económico, caso contrario al del *CA*. De acuerdo con la USEPA (1995) y Kurniawan *et al.* (2006), el uso de *CA* eleva los costos debido a que no es un medio reactivo económico y, además, requiere de ser regenerado con mayor frecuencia (Kurniawan *et al.*, 2006). En este entendido, en algunos casos, sobre todo cuando se

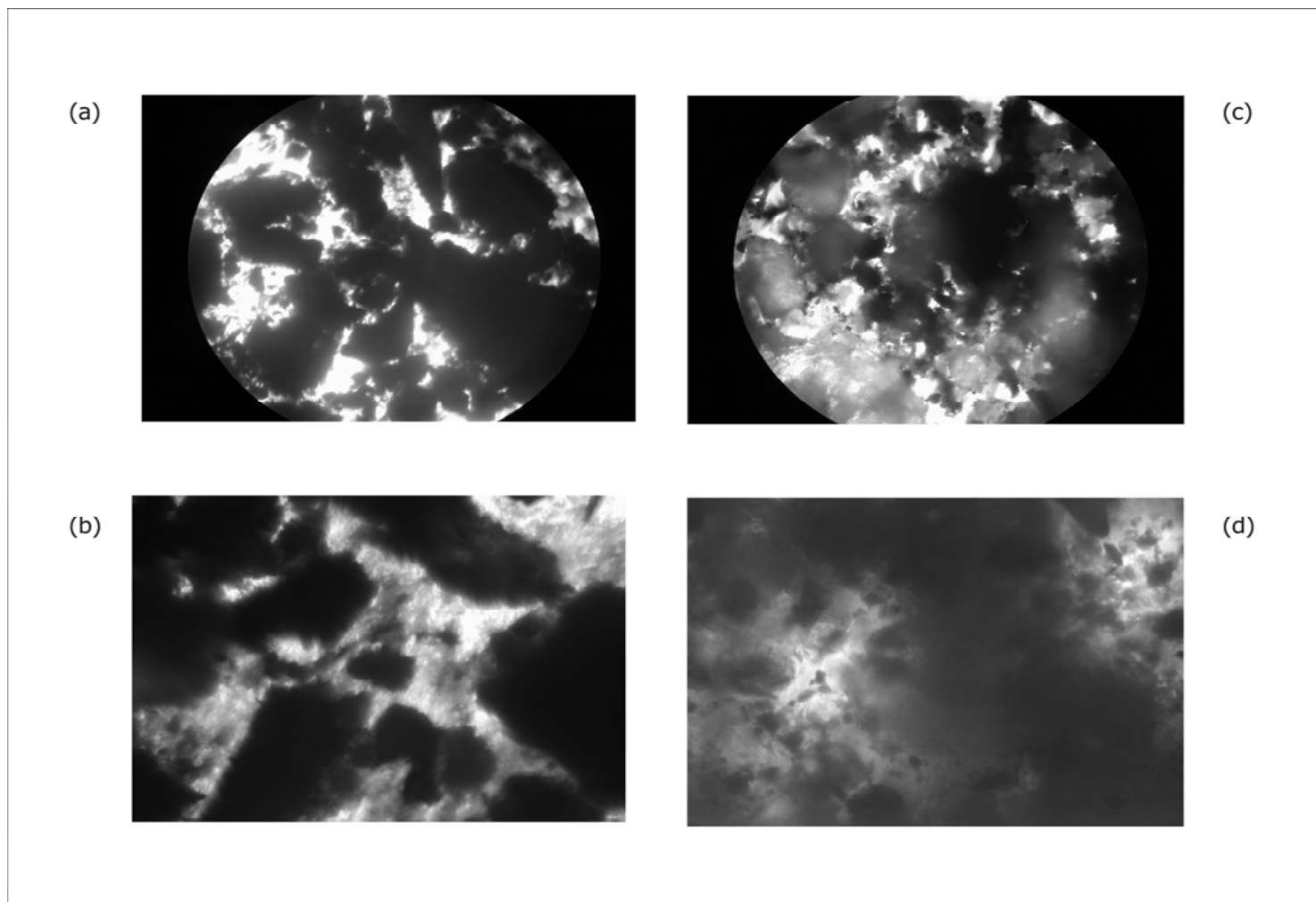
cuenta con el presupuesto requerido, es preferible emplear un medio reactivo más eficiente que uno más económico.

### **7.3 Análisis Visual de los Medios Reactivos**

Cuando los lixiviados se desplazan a través del medio reactivo, se presentan procesos físicos y/o químicos, tales como la precipitación de compuestos y partículas que se adhieren al medio. Esto puede afectar la porosidad del mismo, lo que a largo plazo disminuiría su eficiencia. En el desarrollo de la tesis no se consideró la realización de un estudio para evaluar el comportamiento del medio reactivo a largo plazo, sin embargo, como una herramienta visual, se presentan fotografías del medio reactivo al inicio y al final de las pruebas columna (Figuras 7.6 y 7.7). En éstas se observa que las formas de las partículas difieren unas de otras, al igual que los espacios existentes entre las mismas.



**Figura 7.6.** Análisis visual en el microscopio que muestra los cambios en la estructura de los medios reactivos al inicio y al final de las pruebas columna: (a) CA inicial, (b) CA inicial con aceite de inmersión, (c) CA final y (d) CA final con aceite de inmersión.



**Figura 7.7.** Análisis visual en el microscopio que muestra los cambios en la estructura de los medios reactivos al inicio y al final de las pruebas columna: (a) VH inicial, (b) VH inicial con aceite de inmersión, (c) VH final y (d) VH final con aceite de inmersión.

## 7.4 Análisis Global de las Pruebas Columna

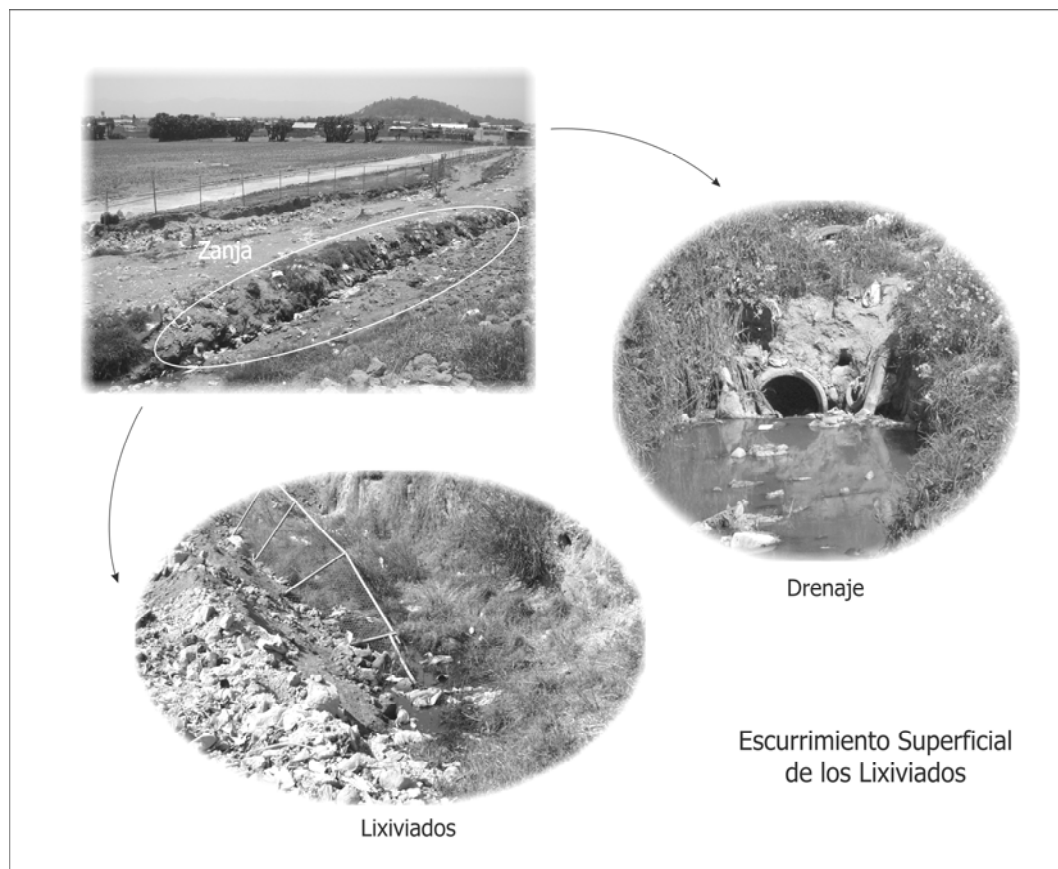
Los procesos que ocurren cuando los lixiviados entran en contacto con el medio reactivo son diferentes para los 2 medios evaluados, no obstante ambos presentan un buen desempeño en la reducción de la concentración de los 7 parámetros analizados. Cuando se va a elegir un medio reactivo para implementarse en campo, debe de presentar, de preferencia, las siguientes características: (a) Que sea efectivo en la remoción de los contaminantes que se desean tratar, (b) Que la disponibilidad del medio se sencilla, (c) Que el medio permanezca activo durante largos periodos de tiempo, (d) Que no produzca reacciones geoquímicas adversas o subproductos, (e) Que sea compatible con el subsuelo y (f) Que presente bajos costos de instalación y mantenimiento, entre otras.

En este entendido, las *VH* representan una alternativa viable para el tratamiento de los lixiviados porque, además de que presentaron excelentes tasas de reducción para el  $N-NH_3$ , la  $DBO_5$  y la  $DQO$  (Tabla 7.6), es un medio reactivo de fácil disposición y muy económico, lo que representa ventajas sobre el *CA*, pues requiere de ser regenerado con mayor frecuencia y es más costoso. Asimismo, las *VH* disminuyeron en cantidades aceptables la conductividad, el color, la turbidez y los  $SO_4^{2-}$  (Tabla 7.6). Sin embargo, la elección del medio reactivo a utilizar se debe tomar considerando las condiciones del sitio y el presupuesto disponible, tanto para la instalación de la técnica como para el mantenimiento requerido.

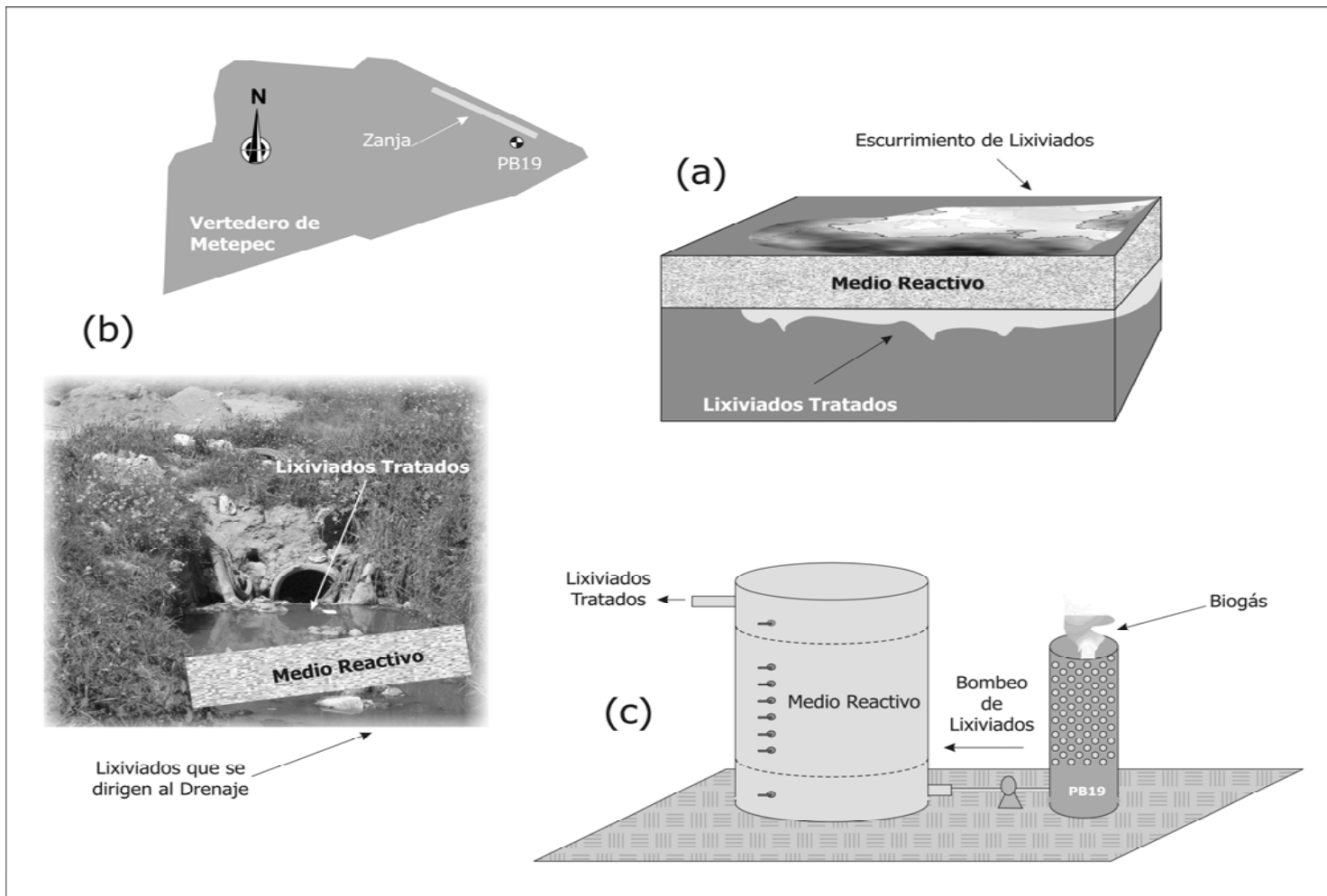
En capítulos precedentes se ha mencionado el impacto que el vertedero de Metepec ocasiona en el ambiente, sobre todo por la producción de lixiviados que se presenta dentro del mismo. Sin embargo, las autoridades competentes no han implementado, a la fecha, una técnica para el tratamiento de los mismos. En este entendido, y como una alternativa parcial de remediación, se propone proporcionar un tratamiento a los lixiviados del vertedero, en dos puntos específicos del mismo.

El primero de ellos es una zanja que se localiza en la región norte del vertedero por donde circula un escurrimiento superficial de los lixiviados, en particular en época de

lluvias (Figura 7.8). Asimismo, en esta región se localiza el pozo de biogás *PBI9* del cual pueden recolectarse. Como se mencionó en el capítulo 3, las pantallas reactivas permeables pueden tomar diversas configuraciones, y no únicamente la de pantallas continuas. Por consiguiente, es posible que la zanja se limpie y rellene con *CA* o *VH* para que se le proporcione un tratamiento a los lixiviados antes de su infiltración (Figura 7.9 (a)). También se puede construir una pantalla que intercepte a los lixiviados, de manera subsuperficial, antes de que tengan acceso al drenaje, para que cuando esto suceda contengan concentraciones menos nocivas (Figura 7.9 (b)). Además, si se recolectaran los lixiviados del pozo de biogás *PBI9* se les podría dar tratamiento en un reactor superficial que contenga cualquiera de los 2 medios reactivos mencionados (Figura 7.9 (c)).



**Figura 7.8.** Esquema en el que se presenta una sección de la zanja en la que escurren de forma superficial los lixiviados, sobre todo en época de lluvias, y que posteriormente desembocan en el drenaje.



**Figura 7.9.** Esquema simplificado de las alternativas parciales que se proponen para el tratamiento de los lixiviados del vertedero de Metepec en: (a) la zanja, (b) previo al drenaje y (c) en el pozo de biogás PB19, empleando cualquiera de los 2 medios reactivos analizados en este capítulo (CA o VH).

Cabe mencionar que las alternativas mencionadas son únicamente una propuesta, por lo que se recomienda realizar un estudio técnico – económico para evaluar su factibilidad y la forma de su implementación.



### Conclusiones y Recomendaciones

La variabilidad en la composición de los residuos sólidos se refleja en la diferencia de concentraciones de diversos parámetros, a pesar de que los puntos analizados estén próximos unos de otros. Los lixiviados analizados presentan un *pH* alcalino y bajas concentraciones de metales trazas, por lo que corresponden a lixiviados de un vertedero con una edad mayor a los 20 años. El vertedero de Metepec aún no está en su etapa final dado que todavía existe gran cantidad de compuestos orgánicos que pueden ser biodegradados (*DBO<sub>5</sub>/DQO* de 0.0775 a 0.6958). Además, el lixiviado se encuentra en la fase final de la etapa de acetogénesis y empezando la etapa de metanogénesis, que se caracteriza por la producción de *CO<sub>2</sub>*, *CH<sub>4</sub>*, *H<sub>2</sub>O* y desprendimiento de calor.

La condición anaerobia existente en el vertedero produce valores negativos de *Eh*, altas concentraciones de *N-NH<sub>3</sub>* y bajas concentraciones de *NO<sub>3</sub><sup>-</sup>*. Las elevadas concentraciones de *Cl<sup>-</sup>*, *SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>*, *HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>*, *Na<sup>+</sup>* y *K<sup>+</sup>* producen altos valores de conductividad en los lixiviados. En este entendido, la presencia de coliformes totales demuestra que los lixiviados son un foco de infección microbiológico de gran peligro.

Por su parte, la ausencia de *BTEX* y los valores altos de *DQO* confirman la existencia de otros compuestos orgánicos persistentes.

Al exterior del vertedero, los lixiviados presentan características similares a las encontradas en el interior, sobre todo en los  $Cl^-$  (contaminantes conservativos) y la conductividad. En otros parámetros se presentaron disminuciones, las que se asocian con mecanismos de atenuación natural, tal es el caso del  $N-NH_3$  que pudo experimentar un proceso de intercambio iónico y/o nitrificación. El piezómetro *PZ9* (muestreado a 36.75 m, con el nivel freático a 52 m) presentó altas concentraciones de  $Cl^-$ ,  $NO_3^-$ ,  $N-NH_3$ ,  $DBO_5$  y *DQO*, por lo que se afirma que los lixiviados representan una amenaza potencial para la calidad de las aguas subterráneas, además posiblemente los lixiviados ya rebasaron este punto.

El agua del acuífero que subyace al vertedero es de tipo Bicarbonatada Magnésica – Cálcida. De los 5 pozos de agua analizados los que presentan más contaminación son los pozos *PA* y *PB*, localizados sobre la línea de flujo de las aguas subterráneas afectadas, pues se encontraron elevadas concentraciones de conductividad,  $SO_4^{2-}$  y  $NO_3^-$ . Estos parámetros también se asocian con el terreno agrícola en el que están ubicados los pozos, donde se practica esta actividad desde hace varios años.

Los resultados obtenidos en las pruebas Batch presentaron gran dispersión debido a la complejidad en la composición de los lixiviados y a la complejidad de las reacciones que se presentan cuando éstos entran en contacto con los medios reactivos. Del análisis de las tasas de reducción en las pruebas Batch, se eligieron el *CA* y las *VH* para ser analizados en las pruebas columna debido a que el *CA* es un excelente reductor del *COD* y *CID*, mientras que las *VH* presentaron altas tasas de reducción de la conductividad y tasas aceptables para el *COD* y el *CID*.

De las 14 isotermas construidas 8 se adaptaron al modelo de Freundlich, lo cuál únicamente aplica para las condiciones en que se realizaron los experimentos y para las características específicas de los medios reactivos y los lixiviados. En este entendido, de

los 7 medios reactivos analizados tienen la capacidad de adsorber compuestos orgánicos (*COD*) e inorgánicos (conductividad), no obstante algunos medios confieren parte de su composición a los lixiviados por lo que en ciertas ocasiones se presentaron incrementos en vez de disminuciones.

Con base en los resultados obtenidos en las pruebas columna, se determinó que las *VH* representan una alternativa viable para el tratamiento de los lixiviados por presentar excelentes tasas de reducción para el *N-NH<sub>3</sub>*, la *DBO<sub>5</sub>*, la *DQO* y porque son un medio reactivo de fácil disposición y muy económico. De igual forma, las *VH* presentaron tasas de reducción aceptables para la turbidez, el color, la conductividad y los *SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>*. Por su parte, el *CA* presentó excelentes tasas de reducción para el color, la turbidez, la *DBO<sub>5</sub>* y la *DQO*. También se obtuvieron tasas aceptables para la reducción de los *SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>* y el *N-NH<sub>3</sub>*. Sin embargo, el *CA* es un medio más costoso y requiere de ser regenerado con mayor frecuencia. Por lo tanto, las *VH* podrían ser la mejor opción. En este entendido, la elección del medio reactivo a utilizar se debe tomar considerando las condiciones del sitio y el presupuesto disponible, tanto para la instalación de la técnica como para el mantenimiento requerido. Cabe mencionar que en algunas ocasiones es preferible implementar una técnica costosa pero efectiva que una técnica económica y medianamente efectiva.

Dado que los lixiviados del vertedero de Metepec están ocasionando efectos nocivos sobre el ambiente, se propone, como alternativa parcial, proporcionar un tratamiento a los mismos, en 3 sitios distintos del vertedero, utilizando cualquiera de los dos medios reactivos analizados (*CA* y *VH*). Por lo que se recomienda realizar un estudio técnico – económico para evaluar su factibilidad y la forma de su implementación.

Además de lo citado en el párrafo precedente, se recomienda hacer un análisis de la calidad del agua de los pozos (*PA*, *PC*, *PD* y *PE*) para corroborar si existe contaminación por *Hg* y, de ser así, determinar su origen para proponer una técnica de remediación. Asimismo, se podrían realizar experimentos en los que los lixiviados reciban un pretratamiento, para disminuir el *pH*, antes de ser alimentados a las

columnas, con la finalidad de evaluar su comportamiento en términos de las tasas de remoción y hacer una comparación con los resultados obtenidos en este estudio. También es posible desarrollar en el laboratorio pruebas columna para evaluar el comportamiento de los lixiviados al entrar en contacto con mezclas reactivas de forma dinámica.

# Bibliografía

Aa, L. T. J. v. d., V. S. Achari, L. C. Rietveld, W. G. Siegers y J. C. van Dijk (2004). Proceedings of the 2004 Water Institute of Southern Africa (WISA) Biennial Conference. Modelling Biological Activated Carbon Filtration: Determination Adsorption Isotherms of Organic Compounds, Cape Town, South Africa: 1143-1153.

Ahn, J. S., C. M. Chon, H. S. Moon y K. W. Kim (2003). "Arsenic Removal Using Steel Manufacturing Byproducts as Permeable Reactive Materials in Mine Tailing Containment Systems." Water Research **37**: 2478-2488.

Aluko, O., M. Sridhar y P. A. Oluwande (2003). "Characterization of Leachates from a Municipal Solid Waste Landfill Site in Ibadan, Nigeria." Journal of Environmental Health Research **2**(1): 32-37.

Baker, M. J., D. W. Blowes y C. J. Ptacek (1998). "Laboratory Development of Permeable Reactive Mixtures for the Removal of Phosphorus from Onsite Wastewater Disposal Systems." Environ. Sci. Technol. **32**(15): 2308-2316.

Bernal Villa, A. (2005). Cuantificación del Volumen y Variaciones Temporales del Lixiviado Generado en el Vertedero del Municipio de Metepec, Estado de México. Protocolo de Maestría. CIRA - Facultad de Ingeniería. Toluca, México, Universidad Autónoma del Estado de México: 22 pp.

Christensen, J. B., D. L. Jensen y T. H. Christensen (1996). "Effect of Dissolved Organic Carbon on the Mobility of Cadmium, Nickel and Zinc in Leachate Polluted Groundwater." Water Research **30**(12): 3037-3049.

Christensen, J. B., D. L. Jensen, C. Gron, Z. Filip y T. H. Christensen (1997). "Characterization of the Dissolved Organic Carbon in Landfill Leachate-Polluted Groundwater." Water Research **32**(1): 125-135.

Christensen, T. H., P. Kjeldsen, P. L. Bjerg, D. L. Jensen, J. B. Christensen, A. Baun, H. J. Albrechtsen y G. Heron (2001). "Biochemistry of Landfill Leachate Plumes." Applied Geochemistry **16**: 659-718.

Diamadopoulos, E. (1994). "Characterization and Treatment of Recirculation-Stabilized Leachate." Water Research **28**(12): 2439-2445.

El Norte (2006). Dejan basura al aire. Sección Nacional. El Norte. Monterrey, Nuevo León: 8-9.

El-Gendy, A. (2003). Leachate Treatment Using Natural Systems. Ph.D. Thesis. Civil and Environmental Engineering. Windsor, Ontario, Canada, University of Windsor: 198.

Espinosa, A. (2006). Para Metepec Rehabilitación. Sección Estado. Grupo Reforma. México, D.F.:9-11.

Esteller, M. V. y L. Espinoza (2006). Nitratos en el Acuífero del Valle de Toluca (México): Estudio de su Posible Origen por Contaminación Urbana. VIII Congreso Latinoamericano de Hidrología Subterránea, Asunción, Paraguay.

Farquhar, G. J. (1989). "Leachate: Production and Characterization." Canada Journal Civil Engineering **16**: 317-325.

Fatta, D., A. Papadopoulos y M. Loizidou (1999). "A Study on the Landfill Leachate and Its Impact on the Groundwater Quality of the Greater Area." Environmental Geochemistry and Health **21**: 175-190.

Freeze, R. A. y J. A. Cherry (1979). Groundwater. Prentice Hall. Englewood Cliffs NJ: 604 pp.

Fryar, A. E. y F. W. Schwartz (1994). "Modeling the Removal of Metals from Groundwater by a Reactive Barrier: Experimental Results." Water Resources Research **30**(12): 3455-3469.

García, G., A. Espinosa y I. Vargas (2004). Revienta Basura al Estado de México. Grupo Reforma. México, D.F.

Gavaskar, A. R. (1999). "Design and Construction Techniques for Permeable Reactive Barriers." Journal of Hazardous Materials **68**: 41-71.

Gómez Huitrón, B. G. (2003). Remoción de Color de las Aguas Residuales de la Industria de la Fermentación por Coagulación-Floculación y Adsorción Química. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ingeniería. Toluca, Estado de México, Universidad Autónoma del Estado de México: 153 pp.

Guerin, T. F., S. Horner T. McGovern y B. Davey (2002). "An Application of Permeable Reactive Barrier Technology to Petroleum Hydrocarbon Contaminated Groundwater." Water Research **36**: 15-24.

Gupta, V. K., S. K. Srivastava y R. Tyagi (2000). "Design Parameters for the Treatment of Phenolic Wastes by Carbon Columns (Obtained from Fertilizer Waste Material)." Water Research **34**(5): 1543-1550.

Howard, K. W. F., N. Eyles y S. Livingstone (1996). "Municipal Landfilling Practice and Its Impact on Groundwater Resources in and Around Urban Toronto, Canada." Hydrogeology Journal **4**(1): 64-79.

Hubble, D. W. (2003). Verification and Monitoring of Deep Granular Iron Permeable Reactive Barriers Emplaced by Vertical Hydraulic Fracturing and Injection for Groundwater Remediation. Doctor of Philosophy. Earth Sciences. Waterloo, Ontario,

Canada, University of Waterloo: 179 pp.

INEGI (1996). Anuario Estadístico del Estado de México. Toluca, México, Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática.

INEGI (2004). Anuario Estadístico del Estado de México. Toluca, Estado de México, Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática.

Iturbe, R. y A. E. Silva (1989). "Revisión Bibliográfica sobre Contaminación de Suelos y Acuíferos." Ingeniería Hidráulica en México: 51-56.

Johansen, O. J. y D. A. Carlson (1976). "Characterization of Sanitary Landfill Leachates." Water Research **10**: 1129-1134.

Kao, C. M., S. C. Chen, J. Y. Wang, Y. L. Chen y S. Z. Lee (2003). "Enhanced PCE dechlorination by biobarrier systems under different redox conditions." Water Research **37**: 4885-4894.

Kehew, A. E. (2001). Applied Chemical Hydrogeology. Prentice Hall. New Jersey, USA: 368 pp.

Kennedy, L. G. (1998). Iron and Sulfur Microbial Processes Applied to the Biodegradation of Organic Contaminants in Groundwater. Doctor of Philosophy. Norman, Oklahoma. University of Oklahoma: 268 pp.

Kjeldsen, P. (1993). "Groundwater Pollution Source Characterization of an Old Landfill." Journal of Hydrology **142**: 349-371.

Kurniawan, T. A., W.-h. Lo y G. Y. S. Chan (2006). "Physico-chemical Treatments for Removal of Recalcitrant Contaminants from Landfill Leachate." Journal of Hazardous Materials **B129**: 80-100.

Lee, J. Y., J. Y. Cheon, H. P. Kwon, H. S. Yoon, S. S. Lee, J. H. Kim y J. K. Park (2006). "Attenuation of Landfill Leachate at Two Uncontrolled Landfills." Environ. Geol. **51**: 581-593.

Looser, M. O., A. Parriaux y M. Bensimon (1999). "Landfill Underground Pollution Detection and Characterization Using Inorganic Traces." Water Research **33**(17): 3609-3616.

Marcó, L., R. Azario C. Metzler y M. C. García (2004). "La Turbidez como Indicador Básico de Calidad de Aguas Potabilizadas a partir de Fuentes Superficiales. Propuestas a Propósito del Estudio del Sistema de Potabilización y Distribución en la Ciudad de Concepción del Uruguay (Entre Ríos, Argentina)." Higiene y Sanidad Ambiental **4**: 72-82.

Martí Mata, M. (2001). Congreso de Investigación, Gestión y Recuperación de

Acuíferos Contaminados. La Tecnología de Pantallas Reactivas Permeables, Alicante, España, Protección Ambiental de Suelos, Geotecnia y Cimientos, S.A.

Martínez, D. E., H. E. Massone, A. Ferrante, G. Bernava y M. Yedaide (2004). "Impacto del Lixiviado de Rellenos Sanitarios en la Cuenca del Arroyo Lobería: I. Caracterización de la Carga Contaminante." Revista Latino-Americana de Hidrogeología **4**: 57-65.

McCarty, C. N. Sawyer y G. F. Parkin (2001). Química para Ingeniería Ambiental, McGraw Hill. Buenos Aires: 587 pp.

Méndez Novelo, R. I., E. Castillo Borges, M. R. Sauri Riancho, C. Quintal Franco, G. Giacomán Vallejos y B. Jiménez Mejía (2002). "Tratamiento de Lixiviados con Carbón Activado." Ingeniería Revista Académica **6**(3): 19-27.

Méndez Novelo, R. I., M. R. Sauri Riancho y E. R. Castillo Borges (2002 (b)). "Influencia del Material de Cubierta en la Composición de los Lixiviados de un Relleno Sanitario." Ingeniería Revista Académica **6**(2): 7-12.

Morales Reyes, G. P. (2003). Determinación de los Mecanismos Preferenciales de Atenuación Natural de una Pluma de Lixiviados generada en el Basurero Municipal de Metepec, Estado de México. Protocolo de Tesis de Doctorado. CIRA - Facultad de Ingeniería. Toluca, México, Universidad Autónoma del Estado de México: 51 pp.

Moreno Portillo, A. (2003). Determinación de los Coeficientes de Dispersión para Cloruros en Relación con la Contaminación de Lixiviado Procedente de un Relleno Sanitario, Caso de Estudio: El Basurero Municipal de Metepec, Estado de México. Protocolo de Tesis de Doctorado. CIRA - Facultad de Ingeniería. Toluca, México, Universidad Autónoma del Estado de México: 29 pp.

Nanny, M. A. y N. Ratasuk (2002). "Characterization and Comparison of Hydrophobic Neutral and Hydrophobic Acid Dissolved Organic Carbon Isolated from three Municipal Landfill Leachates." Water Research **36**: 1572-1584.

NMX-AA-026-SCFI-2001. Análisis de Agua. Determinación de Nitrógeno Total Kjeldahl en Aguas Naturales, Residuales y Residuales Tratadas. Método de Prueba.

NMX-AA-028-SCFI-2001. Análisis de Agua. Determinación de la Demanda Bioquímica de Oxígeno en Aguas Naturales, Residuales (DBO<sub>5</sub>) y Residuales Tratadas. Método de Prueba.

NMX-AA-030-SCFI-2001. Análisis de Agua. Determinación de la Demanda Química de Oxígeno en Aguas Naturales, Residuales y Residuales Tratadas. Método de Prueba.

NMX-AA-074-1981. Análisis de Agua. Determinación del Ión Sulfato.

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.

NRC (1994). Alternatives for Ground Water Cleanup. Washington, D.C., National Research Council: 315 pp.

NRC (2000). Natural Attenuation for Groundwater Remediation. Washington, D.C., National Research Council: 274 pp.

Oygard, J. K., A. Mage y E. Gjengedal (2004). "Estimation of the Mass-Balance of Selected Metals in four Sanitary Landfills in Western Norway, with Emphasis on the Heavy Metal Content of the Deposited Waste and the Leachate." Water Research **38**: 2851-2858.

Powell, R. M., D. W. Blowes, R. W. Gillham, D. Schultz, T. Sivavec, R. W. Puls, J. L. Vogan, P. D. Powell y R. Landis (1998). Permeable Reactive Barrier Technologies for Contaminant Remediation. Washington D. C., United States Environmental Protection Agency: 102 pp.

Rivas, F. J., F. Beltrán, O. Gimeno, B. Acedo y F. Carvalho (2003). "Stabilized Leachates: Ozone-Activated Carbon Treatment and Kinetics." Water Research **37**: 4823-4834.

Rivas, F. J., F. J. Beltrán, O. Gimeno, J. Frabes y F. Carvalho (2006). "Adsorption of Landfill Leachates onto Activated Carbon Equilibrium and Kinetics." Journal of Hazardous Materials **B131**: 170-178.

Sancho, G. y J. Rosiles (2000). Situación Actual del Manejo Integral de los Residuos Sólidos en México. México, D.F., SEDESOL: 24 pp.

SE (1999). Análisis del Mercado de los Residuos Sólidos Municipales Reciclables y Evaluación de su Potencial de Desarrollo. México, Secretaría de Ecología. Deutsche Gesellschaft Für Technische Zusammenarbeit GmbH: 283 pp.

SEMARNAT (2003). Informe de la Situación del Medio Ambiente en México, 2002. Compendio de Estadísticas Ambientales. Tlalpan, México D.F., Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales: 272 pp.

SEMARNAT (2005). Informe de la Situación del Medio Ambiente en México. Compendio de Estadísticas. México, D.F., Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales: 375 pp.

Sracek, O. (2006). Conferencia. Pantallas Reactivas Permeables. Hidrogeoquímica de Contaminantes en Aguas Subterráneas. Toluca, México.

Timur, H. y I. Öztürk (1999). "Anaerobic Sequencing Batch Reactor Treatment of Landfill Leachate." Water Research **33**(15): 3225-3230.

Travis, C. C. y E. L. Etnier (1981). "A Survey of Sorption Relationships for Reactive Solutes in Soil." J. Environ. Qual. **10**(1): 8-17.

USEPA (1995). Groundwater and Leachate Treatment Systems. Cincinnati, Ohio, USA, United States Environmental Protection Agency: 119 pp.

USEPA (2002). Field Applications of In Situ Remediation Technologies: Permeable Reactive Barriers. Washington, DC, United States Environmental Protection Agency: 30 pp.

Vargas, I. (2004). Llegan a Tlalne los Desechos de tres Municipios. Sección Estado. Grupo Reforma. México, D.F.: 10-11.

VIGUE (2001). Proyecto de Reordenamiento, Operación y Clausura del Sitio de Disposición de Residuos del Municipio de Metepec, Estado de México. Toluca, México, VIGUE - Relleno Sanitario, S.A. de C.V.: 340 pp.

Vogan, J. L., R. M. Focht, D. K. Clark y S. L. Graham (1999). "Performance Evaluation of a Permeable Reactive Barrier for Remediation of Dissolved Chlorinated Solvents in Groundwater." Journal of Hazardous Materials **68**: 97-108.

Wang, F., D. W. Smith y M. Gamal El-Din (2006). "Aged Raw Landfill Leachate: Membrane Fractionation, O<sub>3</sub> only and O<sub>3</sub>/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> Oxidation, and Molecular Size Distribution Analysis." Water Research **40**: 463-474.

Warith, M. A. y R. Sharma (1998). "Technical Review of Methods to Enhance Biological Degradation in Sanitary Landfills." Water Quality Research Journal **33**(3): 417-437.

Waybrant, K. R., D. W. Blowes, S. G. Benner y C. J. Ptacek (1997). A Geochemical and Mineralogical Investigation of Porous Reactive Walls for the Prevention of Acid Mine Drainage. Fourth International Conference on Acid Rock Drainage.

Weisener, C. G., D. J. A. Smyth y D. W. Blowes (2003). Sudbury '03-Mining and the Environment III Conference. Remediation of Hg in Groundwater Using Zero-Valent Iron: Field Column Test, Ontario: 1643-1658.

Yagüe Sánchez, C. (2001). Eliminación de Color en Aguas de Industrias de Acabado de Piel Mediante Tecnologías de Oxidación. Tesis de Doctorado. Ingeniería Química. Alicante, España, Universidad de Alicante: 179 pp.

Zhou, M. L., G. Martin, S. Taha y F. Santanna (1996). "Comparaison de Modeles et Modelisation D'Isotherme en Phase Liquide D'Adsorption Sur Charbon Actif." Water Research **32**(4): 1109-1118.