



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE
MÉXICO**

**PROGRAMA DE MAESTRÍA Y DOCTORADO EN INGENIERÍA
CAMPO DEL CONOCIMIENTO: INGENIERÍA AMBIENTAL**

FACULTAD DE INGENIERÍA

**ESTIMACIÓN DEL POTENCIAL DE
BIODEGRADACIÓN INTRÍNSECA DE
HIDROCARBUROS MONOAROMÁTICOS (BTEXs)
EN EL SUBSUELO DEL GRAN CANAL DEL
DESAGÜE**

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE:

MAESTRA EN INGENIERÍA (AMBIENTAL)

P R E S E N T A :

DIANA GARCÍA AGUIRRE

DIRECTOR: DRA. SUSANA SAVAL BOHÓRQUEZ



**INSTITUTO
DE INGENIERÍA
UNAM**

MÉXICO, D. F. 2009



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

AGRADECIMIENTOS

A Dios

Por enseñarme el camino en los momentos más difíciles de la vida y permitirme disfrutar del presente logro en compañía de mis seres queridos

A la Dra. Susana Saval Bohórquez

Por su apoyo incondicional durante la realización del presente trabajo, no tengo palabras para agradecerle. Mil gracias

A mi jurado

Las doctoras Marisa Mazari, Georgina Fernández y los maestros Rolando Salvador García y Ana Elisa Silva por todos sus valiosos comentarios que enriquecieron el presente trabajo y por el tiempo dedicado a la revisión

A la Universidad Nacional Autónoma de México, a la Facultad de Ingeniería y al Instituto de Ingeniería por la beca otorgada y por el trabajo que nunca me ha faltado

DEDICATORIAS

A mis padres

Porque gracias a su ejemplo y apoyo incondicional he logrado llegar hasta aquí. Los quiero mucho

A Alex y Pau

Porque son el motor que mueve toda mi vida y son mi razón de ser. Los amo

A mis hermanos

Héctor, David y Luis por haber hecho mi vida feliz desde pequeños hasta ahora, también los quiero mucho

A todos los amigos y compañeros del Instituto de Ingeniería

Alma, Araceli, Daniel, Erika, Fernando, Ignacio, Imuris, Israel, Joaquín, Luis, Lorena y Raúl. Todos son parte importante de mi vida. Gracias por su apoyo

CONTENIDO

	Página
ÍNDICE DE TABLAS.....	iv
ÍNDICE DE FIGURAS.....	v
RESUMEN.....	vi
INTRODUCCION.....	vii
I. Marco Teórico.....	1
A. Contaminación potencial del agua subterránea por compuestos orgánicos en la Zona Metropolitana de la Ciudad de México.....	1
1. Tipos y características generales de los acuíferos.....	1
2. El acuífero de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México.....	2
3. Demanda de agua en la Zona Metropolitana de la Ciudad de México.....	4
4. Fuentes de Contaminación.....	5
a. Contaminación microbiana.....	5
b. Contaminación por hidrocarburos del petróleo.....	6
c. Contaminación por residuos sólidos domésticos y peligrosos.....	7
d. Contaminación por residuos líquidos peligrosos.....	9
5. Disposición de aguas residuales.....	9
B. Particularidades del suelo.....	11
1. Transporte de contaminantes.....	12
a. Procesos hidrodinámicos.....	12
b. Procesos abióticos.....	16
c. Procesos bióticos.....	19
2. Adaptación de los microorganismos.....	22
a. Papel de los plásmidos en la adaptación.....	23
C. Características físicas y químicas de los hidrocarburos aromáticos.....	25
1. Usos e importancia de BTEX.....	27
2. Oxidación bacteriana de hidrocarburos aromáticos.....	28
a. Benceno.....	28
b. Tolueno.....	30
c. Etilbenceno.....	32
d. Xilenos.....	32
II. Antecedentes.....	34
1. Contaminación del suelo y subsuelo por descarga de aguas residuales.....	34
2. Migración de contaminantes en sitios de canal en la zona metropolitana	

de la Ciudad de México.....	35
3. Movimientos de hidrocarburos en el subsuelo.....	36
a. Fracturas por actividades humanas.....	36
b. Fracturas naturales.....	36
4. Estudios microbiológicos del suelo.....	37
III. OBJETIVOS.....	37
IV. Metodología.....	38
A. Desarrollo experimental.....	38
1. Análisis de aguas superficiales.....	38
2. Obtención de núcleos de suelo.....	39
3. Determinación de BTEX.....	45
4. Análisis físicos y químicos.....	47
a. Determinación de humedad.....	48
b. Determinación de sólidos totales y volátiles.....	48
c. Determinación de pH.....	48
d. Determinación de materia orgánica.....	48
e. Determinación de fósforo.....	48
f. Determinación de nitratos y nitrógeno amoniacal.....	48
g. Determinación de porosidad.....	49
5. Análisis microbiológicos.....	49
V. Resultados y discusión.....	51
A. Caracterización de aguas residuales superficiales.....	51
B. Presencia de BTEX en el subsuelo.....	53
1. BTEX en agua intersticial.....	53
2. BTEX adsorbidos al suelo.....	54
C. Caracterización física y química del material geológico.....	56
1. Materia orgánica y sólidos totales volátiles.....	56
2. pH y humedad.....	59
3. Nutrientes.....	61
4. Porosidad.....	63
D. Caracterización microbiológica.....	64
1. Conteo de bacterias.....	64
2. Bacterias degradadoras de BTEX.....	66
3. Atenuación natural.....	68

VI. Conclusiones.....	71
VII. Recomendaciones.....	73
VIII. Bibliografía.....	74
ANEXO I.....	84
ANEXO II.....	93
ANEXO III.....	100
ANEXO IV.....	103

ÍNDICE DE TABLAS

Capítulo I

	Página
I.1 Intervalos de porosidades para materiales sedimentarios.....	14
I.2 Valores relativos de permeabilidad del suelo.....	15
I.3 Algunas características de los separados de un suelo sobre la base del diámetro de partículas esféricas y una densidad real de 2.65.....	16
I.4 Propiedades físicas de los BTEX.....	25
I.5 Producción industrial de hidrocarburos aromáticos.....	27
I.6 Usos principales de BTEX.....	28

Capítulo IV

IV.1 Muestras provenientes del punto gc1.....	44
IV.2 Muestras provenientes del punto gc2.....	44
IV.3 Muestras adicionales de las cuales se obtuvo el agua intersticial para su análisis de BTEX por cromatografía de gases.....	46

Capítulo V

V.1 Caracterización de muestras de aguas residuales superficiales del Gran Canal del Desagüe y del Río de los Remedios.....	51
V.2 Compuestos orgánicos detectados en muestras de agua residual superficial en el Gran Canal del Desagüe.....	52
V.3 Presencia de hidrocarburos monoaromáticos volátiles en agua intersticial extraída en muestras adicionales (gc3, gc3' y gc7) del subsuelo del Gran Canal del Desagüe.....	53
V.4 Presencia de hidrocarburos monoaromáticos volátiles adsorbidos en muestras adicionales gc3, gc3' y gc7 del subsuelo del Gran Canal del Desagüe.....	54
V.5 Presencia de hidrocarburos monoaromáticos volátiles adsorbidos en el punto gc1 del subsuelo del Gran Canal del Desagüe.....	55
V.6 Presencia de hidrocarburos monoaromáticos volátiles adsorbidos en el punto gc2, en el subsuelo del Gran Canal del Desagüe.....	55
V.7 Promedio del conteo de bacterias degradadoras en gc1.....	67
V.8 Intervalo de bacterias degradadoras propuesto para potencial de degradación en suelo....	70

ÍNDICE DE FIGURAS

Capítulo I

	Página
I.1 Mecanismos que rigen el movimiento de contaminantes.....	13
I.2 Vía metabólica de degradación de benceno, vía meta y vía orto.....	29
I.3 Integración de vías degradativas de algunos contaminantes.....	30
I.4 Vías de degradación de tolueno en <i>Pseudomonas putida</i> : vía meta (enzimas codificadas por el plásmido TOL), vía orto (enzimas codificadas en el cromosoma).....	31
I.5 Reacciones iniciales de biodegradación de m- y p-xileno y vía degradativa de o-xileno.....	33

Capítulo IV

IV.1 Vista del sitio de muestreo del Gran Canal del Desagüe.....	38
IV.2 Imagen de satélite del sitio de muestreo.....	39
IV.3 Ángulo de muestreo en Gran Canal del Desagüe, gc1 a 22° y gc2 a 34°.....	40
IV.4 Maquinaria utilizada en la perforación.....	41
IV.5 Vista del pistón interno del tubo de muestreo.....	41
IV.6 Corte en cuarto frío de los núcleos obtenidos en campo.....	42
IV.7 Submuestreo de núcleos en condiciones asépticas.....	43
IV.8 Estrategia de análisis de las muestras de agua intersticial y del material geológico.....	45
IV.9 Recuperación del agua intersticial de muestras de suelo.....	46
IV.10 Siembra en cajas petri para cuantificación de bacterias totales heterótrofas.....	50

Capítulo V

V.1 Perfil de parámetros físicos y químicos obtenidos en el punto gc1.....	57
V.2 Perfil de parámetros físicos y químicos obtenidos en el punto gc2.....	58
V.3 Perfil de bacterias totales por epifluorescencia (E), degradadoras de tolueno (DT) y heterótrofas (H) en el subsuelo del Gran Canal del Desagüe, en gc1.....	65
V.4 Perfil de bacterias totales por epifluorescencia (E), degradadoras de tolueno (DT) y heterótrofas (H) en el subsuelo del Gran Canal del Desagüe, en gc2.....	65
V.5 Vista al microscopio óptico de bacterias totales de suelo teñidas con naranja de acridina (100X).....	66
V.6 Conteo de bacterias potencialmente degradadoras de tolueno.....	67
V.7 Bacterias potencialmente degradadoras de BTEX en el punto gc1 del subsuelo de Gran Canal del Desagüe.....	68

INTRODUCCION

Las aguas residuales generadas en la zona metropolitana de la Ciudad de México (ZMCM), tanto de origen doméstico como industrial son vertidas a redes de canales y colectores semiprofundos que no cuentan con una frontera física para impedir la infiltración de sustancias tóxicas hacia el subsuelo. Se estima que más del 90% de los desechos líquidos industriales que se generan, se vierten directamente al sistema de drenaje sin tratamiento previo (Soto *et al.*, 2000). Además, la Ciudad de México genera más de 18,000 toneladas de desechos sólidos por día incluyendo desechos industriales y domésticos, de los cuales 47% está compuesto por residuos orgánicos y el 38% de residuos reciclables (Secretaría de Obras y Servicios, servicios urbanos), si consideramos a la zona conurbada del Estado de México, se generan 21,000 toneladas diarias de residuos que se depositan en los tiraderos municipales y rellenos sanitarios. El impacto de los líquidos liberados como resultado de la degradación de los desechos sólidos, conocidos como lixiviados, es significativo, dada su composición tan compleja y su alto contenido de materia orgánica e inorgánica.

Los hidrocarburos monoaromáticos: benceno, tolueno, etilbenceno y xilenos, comúnmente conocidos como BTEX, son compuestos indicadores de la presencia de combustibles y disolventes orgánicos, y son considerados residuos peligrosos; se sabe que el benceno es un agente carcinogénico (ATSDR, 1997). En zonas suburbanas las aguas residuales industriales que generalmente contienen residuos de estos compuestos, son descargadas en canales sin barrera física que impida su migración hacia zonas profundas. Es en este punto, donde el suelo juega un importante papel con su capacidad amortiguadora en términos de depuración, la cual está dada por la adsorción de contaminantes orgánicos a las partículas del suelo, además de la degradación de éstos por la actividad metabólica de los microorganismos heterótrofos presentes. La disminución de la concentración de los contaminantes por procesos naturales físicos, químicos y biológicos, se conoce como atenuación natural, en donde la biodegradación realizada por las bacterias autóctonas (biorremediación intrínseca) se convierte en el mecanismo más importante en la degradación de los contaminantes orgánicos en el suelo.

En este trabajo se realizó la caracterización física, química y microbiológica de muestras de subsuelo del Gran Canal del Desagüe, como una medida indirecta para evaluar el potencial de biorremediación intrínseca, utilizando a los BTEX como modelo de estudio, en base al número de bacterias potencialmente degradadoras cuantificadas en las muestras de suelo tomadas a diferentes profundidades por debajo del fondo del canal.

RESUMEN

Las aguas residuales de origen doméstico e industrial son descargadas en canales a cielo abierto sin tratamiento previo, esto se convierte en un riesgo potencial de contaminación para las aguas subterráneas, ya que los canales no cuentan con una barrera física que impida la infiltración de los contaminantes que son vertidos en la superficie. Los hidrocarburos monoaromáticos volátiles BTEX: benceno, tolueno, etilbenceno y xilenos, considerados peligrosos por su toxicidad, son parcialmente solubles en agua, y son considerados componente típicos de disolventes industriales y de combustibles ligeros, por lo que, bajo ciertas condiciones pueden ser degradados e incluso completamente mineralizados por vía microbiana. En el presente estudio se realizó la caracterización física, química y microbiológica de muestras de subsuelo provenientes del Gran Canal del Desagüe, ubicado al norte de la Ciudad de México, en el lugar donde desembocan canales de aguas residuales industriales, como una medida indirecta para evaluar el potencial de biorremediación intrínseca, tomando como modelo de estudio a los BTEX. Se obtuvieron muestras de subsuelo por debajo del canal considerando dos núcleos (gc1 y gc2) que alcanzaron profundidades de 13.36 m y 11.72 m respectivamente. Se detectó la presencia de BTEX en el agua intersticial de todas las muestras, lo que demuestra su migración en el subsuelo. A lo largo de los núcleos, la concentración de materia orgánica fue de 11.7% y de 18.6 % para gc1 y gc2 respectivamente. El pH promedio de 8.88 (gc1) y de 8.53 (gc2) y como era de esperarse, en ambos casos el suelo se encontró saturado por lo que los contenidos de agua del suelo fueron superiores al 80%. El nitrógeno amoniacal, nitratos y fosfatos presentaron valores altos en la zona cercana a la superficie, y a partir de 5 y 6 m, se observaron valores menores en ambos núcleos. La porosidad presentó valores promedio de 65.78% y de 68.02%, para gc1 y gc2, respectivamente. El contenido de bacterias tolerantes al benceno fue del orden de 10^7 UFC, al tolueno de 10^6 UFC, al etilbenceno de 10^5 UFC y a xilenos de 10^6 UFC en gc1. Se considera que la proporción de bacterias tolerantes al tolueno fue de más del 1%, en ambos puntos de muestreo, en relación al contenido de bacterias heterótrofas viables. En base a estos resultados, podemos decir, que todas las condiciones microambientales en su conjunto propician la sobrevivencia y desarrollo de bacterias autóctonas y con ello un importante potencial de biorremediación intrínseca o atenuación natural, situación que pone en evidencia el papel amortiguador del subsuelo.

I. Marco Teórico

A. Contaminación potencial del agua subterránea por compuestos orgánicos en la Zona Metropolitana de la Ciudad de México

El estudio del agua subterránea es importante, entre otras razones, para el desarrollo de obras de captación de dicha agua con fines de abastecimiento para satisfacer las necesidades del hombre. A continuación se explica los tipos y características de los acuíferos haciendo especial énfasis en el acuífero de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México y su susceptibilidad a diferentes tipos de contaminación que pueden afectarlo.

Un acuífero es una formación geológica en la que se acumula agua subterránea y que es capaz de cederla. Los acuíferos sirven como conductos de transmisión transportando el agua subterránea de las áreas de recarga hacia lagos, pantanos, manantiales, pozos y otras estructuras de captación. Como depósitos de almacenamiento, los acuíferos actúan suministrando aguas de sus reservas para ser utilizada cuando la extracción exceda a la recarga y, a la vez, almacenando agua durante los períodos en que la recarga resulta mayor que la extracción. Por lo tanto los acuíferos se caracterizan por ser permeables al agua, es decir, permiten el paso de ésta a través de ellos.

1. Tipos y características generales de los acuíferos

De acuerdo con el grado de confinamiento de las aguas que contienen, los acuíferos pueden clasificarse en cuatro tipos:

- a) Acuíferos libres, freáticos o no confinados
- b) Acuíferos confinados o artesianos
- c) Acuíferos semiconfinados
- d) Acuíferos semilibres

Los acuíferos **libres**, son aquellos en que el agua presenta una superficie libre, sujeta a la presión atmosférica, esta superficie libre se conoce como superficie estática y el nivel al que ella se eleva respecto a otro de referencia (generalmente el nivel del mar) se le conoce como nivel freático. En general está formado por un estrato permeable parcialmente saturado de agua que yace sobre otro estrato impermeable o relativamente impermeable. Casi siempre existe solamente un nivel estático, pero en algunos casos, se presentan **acuicierres o acuitardos** (material que permite la entrada de agua pero impide o limita su salida por retención molecular) de pequeñas dimensiones relativas, además, pueden existir acuíferos colgados con niveles estáticos adicionales y de menor profundidad. En algunos acuíferos libres compuestos de partículas finas, el drenaje por gravedad

de los poros puede no ser instantáneo y en ese caso, el acuífero entrega el agua cierto tiempo después de que el nivel freático baja en el mismo. A este tipo de acuífero se les denomina **libres con entrega retardada**.

Los acuíferos **confinados o artesianos** son formaciones geológicas permeables completamente saturadas de agua, confinadas entre dos capas o estratos uno inferior y otro superior que son impermeables o prácticamente impermeables. En estos acuíferos el agua se encuentra sometida a una presión mayor que la atmosférica y al perforar un pozo, el agua se eleva por encima de la parte superior (techo) del acuífero hasta un nivel que se denomina **nivel piezométrico**. La superficie imaginaria que representa la carga piezométrica en los distintos puntos del acuífero se conoce como superficie piezométrica. En algunos casos la superficie piezométrica puede estar por encima del nivel del terreno natural, por lo que un pozo perforado en el lugar fluirá sólo como si fuera un manantial.

Los acuíferos **semiconfinados** son acuíferos completamente saturados sometidos a presión y están limitados en su parte superior por una capa semipermeable (acuitardo) y en su parte inferior por una capa impermeable (acuicierre o acuífugo) o también por otro acuitardo. En este tipo de acuífero la disminución de la carga piezométrica originada por el bombeo, inducirá un flujo vertical del agua contenida en el acuitardo, que actuará como recarga del acuífero. Los acuíferos **semilibres** representan una situación intermedia entre un acuífero libre y uno semiconfinado. En este caso la capa confinante superior es un estrato semipermeable o acuitardo de características tales que la componente horizontal del flujo es importante (Pérez *et al.*, 2002).

2. El acuífero de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México

La Zona Metropolitana de la Ciudad de México (ZMCM) obtiene el 75% de su agua potable de un sistema de acuífero que se encuentra debajo del área metropolitana. El suelo del valle de México está constituido por materiales volcánicos (lavas y piroclásticos) intercalados en aluviones y cubiertos en la parte central del valle por arcillas producidas como azolve de los lagos. La mayor parte de la ZMCM se encuentra asentada sobre sedimentos arcillosos de origen lacustre cuyo espesor varía de 20 a más de 60 metros. Estas arcillas presentan una permeabilidad reducida que las hace que funcionen como un acuitardo. El flujo de agua en el acuitardo de la Ciudad de México es muy reducido; tiene una permeabilidad del orden de 10^{-7} a 10^{-9} m/seg. La presencia de estas arcillas en el subsuelo limita el movimiento del agua y de sus contaminantes, los que circulan en forma muy lenta, retardando la contaminación del agua subterránea (Marsal y Mazari, 1990; Lesser, 1995).

En la parte plana de la ciudad de México, el nivel estático se encuentra a profundidades que van de 40 a 60 m. El nivel estático en el ex lago de Texcoco y el valle de Chalco se ubica a una profundidad entre 30 y 40 m. Hacia las lomas del poniente, el nivel alcanza entre 70 y 180 m. En el sur sobre la sierra de Chichinautzin varía entre 40 y 60 m y en los lomeríos al oriente de Texcoco entre 50 y 80 m (Lesser, 2002).

Para su cuantificación y explicación el acuífero ha sido dividido en los tres subsistemas siguientes: subsistema acuífero ciudad de México, subsistema acuífero Texcoco y subsistema acuífero Chalco. El subsistema acuífero ciudad de México es recargado por las infiltraciones de lluvia que se generan sobre las Sierras de las Cruces y Chichinautzin, el agua subterránea circula de las sierras hacia el centro de la ciudad, donde es extraída a través de pozos, la entrada por flujo subterráneo es de $8.09 \text{ m}^3/\text{s}$, y la extracción por bombeo de $12.68 \text{ m}^3/\text{s}$. El subsistema acuífero de Texcoco, es recargado a partir de las filtraciones de la lluvia sobre las sierras del oriente al sur, a partir de donde el agua subterránea circula hacia el centro del valle de Texcoco. En una franja norte-sur que pasa por los poblados de Texcoco y Chicoloapan, el acuífero se encuentra fuertemente explotado por pozos de uso agrícola y de agua potable. Hacia el poniente de esta zona se extiende la zona federal del ex lago de Texcoco, donde prácticamente no existe explotación acuífera, las entradas por flujo subterráneo son de $5.89 \text{ m}^3/\text{seg}$, las salidas por bombeo son de $9.19 \text{ m}^3/\text{s}$. En el subsistema acuífero Chalco, la recarga se produce sobre las Sierras de Santa Catarina, El Pino y Chichinautzin, en estos sitios el agua subterránea es infiltrada y circula hacia el centro del valle donde es extraída a través de pozos, la entrada por flujo subterráneo es de $4.4 \text{ m}^3/\text{s}$, la extracción por bombeo de $6.06 \text{ m}^3/\text{s}$. De esta manera el acuífero de la ciudad de México se encuentra sobre explotado en un 56.6%, el de Texcoco en un 65.1%, mientras que el acuífero de Chalco en un 36.3% (Lesser y González, 2005). El acuitardo que se encuentra cubriendo el acuífero del valle de México cede su agua al acuífero en forma de drenado vertical. Hacia la parte central del valle, el acuífero se encuentra semiconfinado, mientras que hacia la periferia principalmente en el poniente del valle, se comporta como acuífero libre (Lesser, 2002).

Por otro lado se considera que existe un grado importante de contaminación del agua, cuando un compuesto orgánico potencialmente tóxico alcanza concentraciones por arriba de los límites máximos permisibles establecidos en las normas. Muchos compuestos orgánicos comunes tienen una solubilidad parcial en agua y sólo pequeñas cantidades son necesarias para afectar la fuente de agua subterránea, con un potencial de formación de grandes plumas de contaminación a largo plazo por dilución, advección y dispersión (dichos fenómenos serán explicados en el siguiente capítulo).

3. Demanda de agua en la Zona Metropolitana de la Ciudad de México

El Valle de México ocupa 9600 km² y ha sido históricamente una de las áreas más densamente pobladas del mundo, sufrió cambios de un lago natural a un área altamente urbanizada sobre los sedimentos lacustres y se expandió alrededor de las montañas. Los cuerpos de agua tendieron a desaparecer y actualmente sólo existen pequeñas porciones reconstruidas del lago de Texcoco y Zumpango. Existen remanentes del lago de Xochimilco como canales de irrigación. Más de 3,000 km² de la parte sureste de la cuenca están ahora urbanizados, la cual se refieren a la Zona Metropolitana de la Ciudad de México (ZMCM) (Jiménez *et al.*, 2004).

El recurso del agua subterránea. Desde el punto de vista geotécnico, pueden distinguirse tres zonas en la cuenca de México: la lacustre, la de transición y la montañosa. El área montañosa es producto de la actividad volcánica, con basaltos fracturados, cenizas volcánicas y depósitos glaciales y fluviales. El área de montañas constituye la zona de recarga para dirigir la precipitación pluvial hacia la parte central de la cuenca, ya sea en corrientes superficiales o en flujos subterráneos a través de medios permeables en las áreas montañosas (Mazari, 1992). El límite entre el área lacustre y la montañosa se conoce como zona de transición, aquí los depósitos arcillosos alternan con suelos profundos de origen aluvial, los cuales reflejan el antiguo movimiento del sistema lacustre. En esta zona de transición existen lugares en los cuales la formación arcillosa superior no está presente, en otras áreas las arcillas se intercalan con estratos de sedimentos y arenas de origen aluvial y espesor variable. El medio superficial en la zona de transición tiene una permeabilidad relativamente alta comparada con la de las arcillas lacustres. Así la mayoría de la recarga de los acuíferos ocurre a través de la zona de transición, principalmente durante la temporada de lluvias.

La ZMCM continua creciendo a una velocidad acelerada, Jiménez, et al., 2004 reportaron requerimientos de agua de 72.5 m³/seg con una demanda en constante incremento. Aproximadamente 72% del total del agua utilizada en la ZMCM en promedio 45 m³/seg es extraída del acuífero debajo del área urbana, 18% son bombeados del sistema Cutzamala, 8% del sistema Lerma y el 2% de la presa Madín, manantiales y escurrimientos superficiales propios del valle (Foro mundial del agua, 2006).

Las arcillas que cubren la parte plana de la ciudad de México se encuentran saturadas y ceden su agua por goteo hacia el acuífero que se encuentra a mayor profundidad. La pérdida de volumen de las arcillas, debido a la sobreexplotación del acuífero, causa los hundimientos del terreno, estos son diferenciales, en ciertos sitios la velocidad de hundimiento es mayor que en otros. En 1985 el nivel del agua en Texcoco se encontraba a 5.0 m de profundidad, mientras que en el 2000 ya se encontraba a casi 40.0 m de profundidad. En el Aeropuerto Internacional de la Ciudad de

México, el nivel se encontraba a 20.0 m de profundidad en 1985 y a 45.0 m en el 2000. La evolución del nivel del agua subterránea para el periodo de 1985-2000, muestra evoluciones negativas o abatimientos de hasta 20.0 m en el área de Iztapalapa. En el Centro Histórico y Coapa los abatimientos han sido entre 10.0 y 15.0 m. El abatimiento hacia el área de Azcapotzalco para el mismo periodo disminuyó entre 3.0 y 8.0 m, debido a que durante algunos años se manifestó un ascenso en los niveles (Lesser, 1995).

El régimen hidrológico fue impactado significativamente por la explotación del agua a través del sistema de pozos de extracción de la Zona Metropolitana que inició operaciones en 1847 y se expandió significativamente en la década de los 40s. Actualmente los gradientes y el flujo en la parte superior de los depósitos de la cuenca, son generalmente descendentes, hacía zonas difíciles de bombear (Domínguez, 2002).

4. Fuentes de contaminación

Las principales fuentes de contaminación de agua subterránea en la ZMCM son la industria, los confinamientos de residuos sólidos, los depósitos de combustible, el drenaje primario, el drenaje profundo, las gasolineras, la zona urbanizada y los pozos de extracción. Estos últimos juegan un papel importante en el flujo local de agua subterránea, y en el caso de pozos cancelados y no sellados representan vías directas para la introducción de contaminantes al acuífero (Soto *et al.*, 2000).

a. Contaminación microbiana

La ZMCM, es el principal centro urbano e industrial de México, contiene el 25% de la población de toda la ciudad y más del 50% de la actividad industrial. En general, los contaminantes de interés inmediato y con un impacto más rápido son los microbianos, incluyendo bacterias y virus patógenos. Los estudios realizados reportan una marcada estacionalidad de enfermedades diarreicas que podrían estar o no relacionadas con la calidad del agua, por ejemplo, las originadas por las bacterias *Escherichia coli* y *Shigella* ocurren durante el verano, de abril a septiembre (López-Vidal *et al.*, 1990; Guerrero *et al.*, 1994) que coinciden con la época calurosa y de lluvias. En contraste, las enfermedades de origen viral como rotavirus, se detectan de octubre a febrero o sea en la época seca y fría (LeBaron *et al.*, 1990). En México, las infecciones gastrointestinales y enfermedades parasitarias ocupan el segundo lugar como causa de muerte, después de las infecciones respiratorias agudas especialmente en niños (Garrido *et al.*, 1990). Algunos de estos problemas se relacionan con la mala calidad del agua de consumo, debido en parte, a la contaminación cruzada que se da entre el agua potable y las aguas negras.

En lo que concierne a la calidad microbiológica del agua subterránea los resultados del estudio realizado por Mazari-Hiriart *et al.*, 2005, en la ZMCM indican la presencia de coliformes totales, coliformes fecales, estreptococos fecales y otras bacterias patógenas, algunas de ellas presentes a lo largo del año e incluso en algunos casos después de la desinfección, se identificaron 84 especies de microorganismos de 9 géneros que se pueden asociar con la contaminación fecal humana. Algunas de estas bacterias representan potenciales amenazas a la salud humana, incluyendo bacterias que causan la muerte por gastroenteritis aguda, infecciones de vías urinarias e infecciones nosocomiales. En particular se detectó la bacteria *Helicobacter pylori* en casi 20% de las muestras después de la cloración. En este estudio se reporta deficiencia en el sistema de desinfección con cloro lo que influye en el poco o nulo control de los microorganismos en el agua de uso y consumo humano. La mala calidad microbiológica del agua del subsuelo se explica por las fisuras del suelo, acentuadas por el hundimiento, las filtraciones del agua del drenaje hacia el acuífero y vertidos directos a éste de aguas residuales, en particular al poniente y al sur de la ciudad.

b. Contaminación por hidrocarburos del petróleo

Entre los diversos compuestos sintéticos encontrados en agua subterránea, los más comunes son los disolventes industriales y los hidrocarburos aromáticos derivados del petróleo. En las ciudades existen una gran cantidad de sitios con riesgo potencial de contaminación al suelo, los más comunes son los que derraman hidrocarburos de uso común, por lo tanto gasolineras, centrales de autobuses, patios de ferrocarriles, aeropuertos, centrales de almacenamiento y talleres mecánicos, así como las industrias, especialmente las antiguas son sitios de riesgo (Lesser, 1995).

Una fuente importante de contaminación del subsuelo por hidrocarburos son las 339 Estaciones de Servicio (gasolineras) de PEMEX en la ciudad de México, de estas 71% se encuentran en la zona centro de la ciudad, la delegación Cuauhtémoc cuenta con el mayor número de ellas (50), le sigue Benito Juárez con 31 y Miguel Hidalgo con 26. A partir de 1990 se inició el monitoreo de gasolineras detectándose fugas en la mitad de las estas. En la mayoría de estos sitios se utiliza gran variedad de aceites y disolventes para el mantenimiento y limpieza de los automóviles, parte de los cuales se derraman al suelo y descargan al drenaje (Soto *et al.*, 2000).

Otro ejemplo de riesgo potencial de contaminación por hidrocarburos en la ciudad de México es la refinería 18 de marzo, operada por PEMEX en el área de Azcapotzalco desde 1948 hasta 1991. Las fugas de gasolina y otros productos del petróleo crean un potencial de contaminación de suelos y aguas subterráneas. Aunque la refinería de la ciudad de México fue cerrada en 1991, es utilizada como almacén y puede tener importantes derrames durante estas operaciones, además

los residuos superficiales, tanques profundos de almacenamiento o las pipas pueden tener compuestos orgánicos residuales que pueden ser liberados eventualmente. Además de este sitio, PEMEX cuenta con otros dos grandes sitios de depósito de combustibles en el Distrito Federal (ubicados en Iztacalco y Álvaro Obregón), y uno en el Estado de México en el municipio de Tlalnepantla. (Soto *et al.*, 2000).

El transporte de productos del petróleo en el país se realiza por una enorme red de ductos (70%) que recorre gran parte del territorio nacional, conectando las diferentes estaciones y subestaciones de distribución y venta con las refinerías y plantas petroquímicas del país. Adicionalmente se utiliza la red de carreteras nacionales (30%) para el transporte de gasolina, diesel y algunos otros derivados del petróleo, lo cual implica un riesgo latente durante el traslado de estas sustancias ya sea por fallar mecánicas o por fallas humanas durante las diferentes etapas del proceso de transporte: carga, descarga y recorrido, durante el cual se producen accidentes que conllevan a derrame de hidrocarburos que al estar presentes en lugares como suelo o agua representan una afectación significativa, que aunque suele ser local y puntual, puede llegar a tener impactos negativos en ecosistemas enteros. (Flores *et al.*, 2004)

En relación con la calidad del agua contaminada por hidrocarburos, recibe especial atención el benceno, debido a que el Departamento de Salud y Servicios Humanos (DHHS) determinó que el benceno es un reconocido cancerígeno en seres humanos (ATSDR, 1997). La exposición de larga duración a altos niveles de benceno en el aire puede producir leucemia, un cáncer de los tejidos que fabrican las células de la sangre, tal como lo demostraron Paustenbach *et al.*, 1993 quienes basaron sus cálculos de riesgo en 7 estudios epidemiológicos en trabajadores del caucho, lo cual les proporcionó las mejores estimaciones de causas potenciales de cáncer con datos de muerte por exposición. El benceno tiene una solubilidad en agua de 1.8 g/L a 25°C, y por lo tanto el potencial de exposición del humano a través del consumo de agua es limitada ya que su volatilidad y biodegradación ocasionan que se encuentren bajas concentraciones de benceno en aguas superficiales, sin embargo, el benceno puede ser un contaminante en agua subterránea debido a la fuga en tanques de almacenamiento. Bajo los estándares de agua potable de la EPA, la concentración de benceno para agua de consumo no debe exceder los 0.005 mg/L, dicho estándar fue promulgado en 1987 en Estados Unidos. En el caso de México el límite permisible de benceno en agua potable es de 0.01 mg/L (NOM-127-SSA1-1994).

c. Contaminación por residuos sólidos domésticos y peligrosos

Se estima que en la ZMCM, que incluye las 16 delegaciones del Distrito Federal y 17 municipios del estado de México, se producen más de 18 000 ton/día de residuos sólidos municipales. La Secretaría de Obras y Servicios Urbanos calcula que el Distrito Federal genera 12 000 ton/día de

residuos, de estas el 47% corresponden a residuos orgánicos (restos de alimentos y residuos de jardinería) y el 38% están constituidos por desechos de envases, embalajes y materiales de relleno. La mitad de los residuos que se generan en el Distrito Federal provienen de los hogares, por lo que es fundamental reducir los residuos desde la fuente generadora, la casa. Lo que ayudaría a elevar la conciencia ambiental de los capitalinos en el manejo de éstos (IMAC, 2005).

Una vez recolectados los desechos son trasladados a trece estaciones de transferencia encargadas de su transporte a plantas de selección o al sitio de disposición final. El Distrito Federal cuenta con tres plantas de selección de residuos urbanos mezclados que se ubican en Bordo Poniente, San Juan de Aragón y Santa Catalina, en estas instalaciones se recuperan más de 20 materiales reciclables; el material no recuperado o rechazado se transporta al sitio de disposición final Bordo Poniente. La planta de composta está ubicada en el sitio Bordo Poniente IV etapa, cuya capacidad instalada de 200 ton/día es mucho menor a la cantidad de residuos orgánicos generados diariamente en la ciudad de México de alrededor de 4,800 ton/día (Secretaría de Obras y Servicios).

La disposición de los residuos sólidos de origen industrial también es un problema ya que su ciclo que comienza con su generación y acumulación temporal, continuando con su recolección, transporte y transferencia, termina como la acumulación final de los mismos y los basureros se convierten en focos permanentes de contaminación. Existen varias formas de acumulación, una es la de los tiraderos a cielo abierto, zonas donde se acumulan los desechos sin recibir ningún tratamiento, otro medio de apilamiento final es el enterramiento controlado que consiste en disponer de la basura en algún área relativamente pequeña, extender la basura, comprimirla y cuando llegue a una altura de dos metros se cubre con tierra. El fenómeno que causa problemas ambientales es la mezcla de los residuos industriales con la basura en general. Se calcula que de las 12 000 ton/día de residuos producidos en el Distrito Federal casi la mitad (48%) son de origen industrial, mientras que el 52% corresponde a residuos domésticos, y la mayor parte de los residuos industriales incluyendo de los pequeños talleres se entregan a los servicios municipales de recolección donde son mezclados sin ninguna precaución con la basura doméstica y son transportados a tiraderos a cielo abierto (Paredes *et al.*, 1999).

Cinco de los seis rellenos sanitarios en la ZMCM fueron diseñados para residuos municipales y no son adecuados para recibir residuos peligrosos, sin embargo, todos reciben mezclas de residuos domésticos e industriales. Originalmente se encontraban localizados en áreas fuera de la zona urbana, pero la ciudad se ha expandido a su alrededor. Aunado a esto algunas industrias almacenan parte de sus residuos sólidos dentro de su propiedad (Paredes *et al.*, 1999).

d. Contaminación por residuos líquidos peligrosos

En la ZMCM se localizan 23,803 industrias que utilizan compuestos orgánicos en alguno de sus procesos que se distribuyen principalmente en las delegaciones del noreste del Distrito Federal: Cuauhtémoc, Iztapalapa y Gustavo A. Madero, aquí se ubican grandes industrias que producen sustancias químicas, maquinaria y equipo. El drenaje de la ZMCM transporta el agua residual de zonas habitacionales, de servicios e industriales, por lo que se mezcla gran variedad de contaminantes. Se estima que la ZMCM produce 44 m³ de aguas residuales por segundo y que más del 90% de los desechos líquidos industriales son descargados al drenaje sin previo tratamiento. Aunado a lo anterior Soto *et al.*, 2000, determinaron que el centro de la ZMCM presenta la mayor concentración de fuentes de contaminación, mientras que la mayor propensión a la contaminación para el sistema de acuíferos se encontró hacia el sur-poniente y norte de la ZMCM.

Es en esta zona del norte de la ciudad de México donde se concentra nuestra atención, ya que el cauce del Río de los Remedios cuya longitud total de 15.7 km, de los cuales 4.1 km se encuentran en el Distrito Federal y el resto en el Estado de México, atraviesa zonas densamente pobladas de la delegación Gustavo A. Madero, los municipios de Tlalnepantla, Ecatepec y Nezahualcóyotl, fluye a través de una gran diversidad de industrias establecidas que vierten sus aguas residuales al cauce, inicia en el Vaso del Cristo y recoge las aportaciones de los ríos Tlalnepantla y San Javier para descargar en el Gran Canal del Desagüe a la altura del km 9 (CONAGUA). Además estos canales de drenaje no cuentan con revestimiento, lo cual se considera como una ruta potencial de contaminación para el agua subterránea del valle de México (Mazari, 2007)

5. Disposición de aguas residuales

El sistema de drenaje de aguas residuales de la ZMCM es un esquema combinado, llevando agua de lluvia y aguas residuales, incluye tres canales principales: Drenaje Profundo (50 km), Emisor Poniente (16.2 km) y Gran Canal del Desagüe (53 km), 64 grandes cauces, 124 km de grandes canales a cielo abierto y 8 ríos entubados, alcantarillas, lagunas y vasos reguladores, estaciones de bombeo, presas de regulación para control de avenidas y presas para almacenamiento de agua potable y riego (Jiménez, 2004; Foro mundial del agua, 2006).

En 1967 se inició la construcción del sistema de Drenaje Profundo para captar las aguas de tormenta durante la estación de lluvias y con esto evitar la ocurrencia de inundaciones. El sistema está compuesto de más de 80 km de interceptores, además de los 50 km del Emisor Profundo (de 3 a 5 m de diámetro) construidos a profundidades de 30 a 50 m, operando por gravedad. En la

parte central de la ZMCM, este sistema se construyó principalmente en las arcillas lacustres, algunas partes requirieron excavación en la zona del acuífero. La lógica del funcionamiento del sistema para el control de las inundaciones es el siguiente: los principales aportes al valle de México son los ríos que bajan de las sierras del poniente, los más importantes son los ríos Magdalena, Mixcoac, Tacubaya y Hondo que drenan hacia el sistema de presas del poniente que los intercepta, descargando en el Interceptor del Poniente. Este conduce las avenidas hacia el norte y las descarga por la parte baja del río Hondo en el vaso del Cristo, donde pueden ser reguladas y descargadas en el Emisor del Poniente hacia el norte, o en el río de Los Remedios, hacia el oriente (Domínguez, 2002).

Al norte del Vaso del Cristo, el Emisor del Poniente recibe las descargas de los ríos Tlalnepantla, San Javier, Cuautitlán y Hondo de Tepotzotlán, los cuales son regulados previamente por las presas Madín, San Juan, las Ruinas, Guadalupe y La Concepción. El Emisor descarga las avenidas fuera del valle por el Tajo de Nochistongo.

Actualmente el río Churubusco constituye la infraestructura para el drenaje de las cuencas de la zona situada al sur de su trayectoria y descarga las crecientes en los nuevos lagos de Texcoco (el río Churubusco y el de Regulación Horaria), que las regulan antes de descargarlas en el Dren General del valle. Los ríos Mixcoac, La Piedad y Consulado son interceptados por el Sistema de Drenaje Profundo y después por el Gran Canal del Desagüe (Domínguez, 2002).

El Gran Canal del Desagüe tenía una capacidad de desfogue hacia mediados del siglo XX, de 90 m³/s, sin embargo como consecuencia de la extracción de agua del subsuelo, la ciudad alcanzó en un solo siglo un hundimiento en su parte central de casi 9 m. El Gran Canal que recibía escurrimientos por gravedad, ahora se encuentra 4 m arriba del nivel medio de la ciudad y aun conservando su área hidráulica ha perdido su pendiente original en sus primeros 18 km, en el tramo que corre por la zona urbana del área metropolitana; en septiembre del 2002 tenía una capacidad de conducción inferior a 7 m³/s, complicando la operación de los sistemas de drenaje y desagüe de la ciudad colocando a ésta en riesgo de inundación. De esta forma fue necesario operar el menos durante los últimos 12 años, descargando en diversas lumbreras del Sistema de Drenaje Profundo aquellos caudales que no podían fluir por las otras descargas saturándolo. La planta de bombeo Gran Canal ubicada en el kilómetro 18.5 del Gran Canal del Desagüe, en el municipio de Ecatepec, Estado de México, ha sido construida para ampliar la capacidad de desalojo de este conducto de menos de 7 a 42 m³/s., y recuperar parcialmente la capacidad disminuida por la pérdida de pendiente (Secretaría de Obras y Servicios).

La mayoría de las aguas residuales generadas por la ZMCM se disponen al sistema de drenaje sin previo tratamiento, en promedio de producen 45 m³/s. de los cuales se trata alrededor de 6.5 m³/s.

que se reúsan dentro del valle con ayuda de 27 plantas de tratamiento operadas por el Gobierno del Distrito Federal más 44 pertenecientes a particulares o dependencias federales (Comisión del Lago de Texcoco, Comisión Federal de Electricidad y Sedena). Del total depurado por el Gobierno del Distrito Federal ($4.8 \text{ m}^3/\text{s}$), 54% se emplea para rellenar lagos recreativos y canales, 13% para regar 6,500 ha agrícolas y áreas verdes, 20% se infiltra en el subsuelo por medio de lagunas, 8% se reúsa en el sector industrial y 5% en el sector comercial. Los $40 \text{ m}^3/\text{seg}$ restantes de aguas negras que salen del valle sin tratar, se emplean para el riego del valle de Tula (Mezquital), Chiconautla y Zumpanco, así como para alimentar la Presa Endhó ($1.6 \text{ m}^3/\text{s}$) cuya agua se emplea también para riego (Jímenez *et al.*, 2004).

El 90% de las aguas residuales municipales que permanecen sin tratar fluyen hacia el norte, al exterior de la cuenca del Valle de México a través del sistema general de drenaje, esta agua residual sin tratar es empleada para irrigar 85,000.00 hectáreas de sembradíos en el Valle del Mezquital en el Estado de Hidalgo. La corriente que regresa del riego fluye hacia el Golfo de México a través del sistema de ríos Tula – Moctezuma – Pánuco (Abastecimiento, distribución y aguas de desecho, 1995).

B. Particularidades del suelo

A diferencia de lo que ocurre en un sistema acuoso (aguas residuales), la principal limitación que se presenta en un sistema sólido (suelo), es su heterogeneidad física. Un suelo puede ser considerado como un conjunto de partículas de diferente tamaño, parcialmente rodeadas de una fase fluida (aire o líquido), y por lo general, es en esta fase donde se encuentra presente la materia orgánica y se lleva a cabo la mayor actividad microbológica. Si el fluido predominante es agua, se podría pensar en un microsistema acuoso pero con una limitada transferencia de nutrimentos y una mayor dependencia de las condiciones climáticas. A la heterogeneidad física también debe agregarse la heterogeneidad química. No obstante que muchas fuentes de aguas residuales industriales son soluciones de varios compuestos, el número de sustancias presentes en un suelo puede ser mayor. Dependiendo de las características del producto contaminante, se podrán presentar diferentes interacciones entre éste y las partículas sólidas del suelo; si la sustancia contaminante es líquida se distribuirá a través de los poros del suelo desplazando el aire presente incluso puede absorberse en la fase sólida. Sí es una sustancia disuelta en el agua, la que va a ocupar el espacio de la fase fluida es el agua, pero el material contaminante disuelto podrá adsorberse en las partículas sólidas, difundirse a través de esa fase acuosa de zonas de mayor a menor concentración, ser arrastrado por el agua hacia capas inferiores del suelo e inclusive llegar hasta el agua subterránea.

Zona saturada y zona no saturada.- (Carga hidráulica). La presencia de agua en el suelo se divide en dos grandes zonas: la saturada y la no saturada. En la **zona saturada** todos los intersticios están llenos de agua, el nivel freático constituye la frontera superior y el límite inferior es un estrato impermeable como roca o lecho arcilloso. La saturación se extiende ligeramente sobre el nivel freático debido a las fuerzas de capilaridad, pero el agua se mantiene a una presión menor que la atmosférica. En la zona saturada, la porosidad es una medida del contenido de agua por unidad de volumen, y el potencial gravitacional es la fuerza que afecta de manera predominante el movimiento del agua.

En la zona **no saturada**, los intersticios están ocupados con agua y aire. Por lo general, esta zona descansa sobre otra saturada y se extiende hasta la superficie del suelo. Además, se subdivide en tres zonas: una de suelo con agua, una intermedia y una capilar, el agua de ésta zona se denomina agua vadosa, a diferencia del agua subterránea que se ubica en la zona saturada. El agua vadosa se encuentra sujeta a presión negativa o succión y el gradiente de esta succión constituye la fuerza de movimiento en dirección hacia donde la succión es mayor. Dicha presión es la succión mátrica ya que se ocasiona por la afinidad del agua con la matriz del suelo, la cual está constituida por las partículas y los poros capilares, también la succión osmótica va a tener un efecto significativo en el movimiento del agua a través de esta zona (Boulding *et al.*, 2004).

1. Transporte de contaminantes

Aún se desconoce mucho acerca del movimiento de los contaminantes en el subsuelo. En la zona saturada, el transporte se lleva a cabo principalmente por advección o difusión molecular, sin embargo, en la zona no saturada, la complejidad de este movimiento se incrementa por la interrelación de los diversos procesos que intervienen en él, así como por las propias condiciones del terreno y el tipo de contaminantes. El movimiento de los contaminantes, tanto en la zona saturada como en la no saturada, depende de procesos hidrodinámicos, abióticos y bióticos (Figura I.1).

a. Procesos hidrodinámicos

Advección y difusión molecular. Los procesos importantes de transporte en el medio poroso son la advección y la difusión molecular. La advección es el proceso por el cual los solutos son transportados por el movimiento del flujo del agua en las fracturas del suelo o las aberturas producidas por raíces, éste se da a una velocidad y dirección equivalente a la del agua subterránea en movimiento. La difusión molecular es el proceso causado por un gradiente de concentración en la matriz del suelo entre los poros, se refiere al flujo del contaminante de un punto de mayor concentración a un punto de menor concentración como resultado de la variación

de la permeabilidad del acuífero, la mezcla del fluido (dispersión mecánica dada por la velocidad) y la difusión molecular (cuando la velocidad es muy lenta). Esta difusión provoca una dilución de la concentración del soluto (Iturbe *et al.*, 1992).

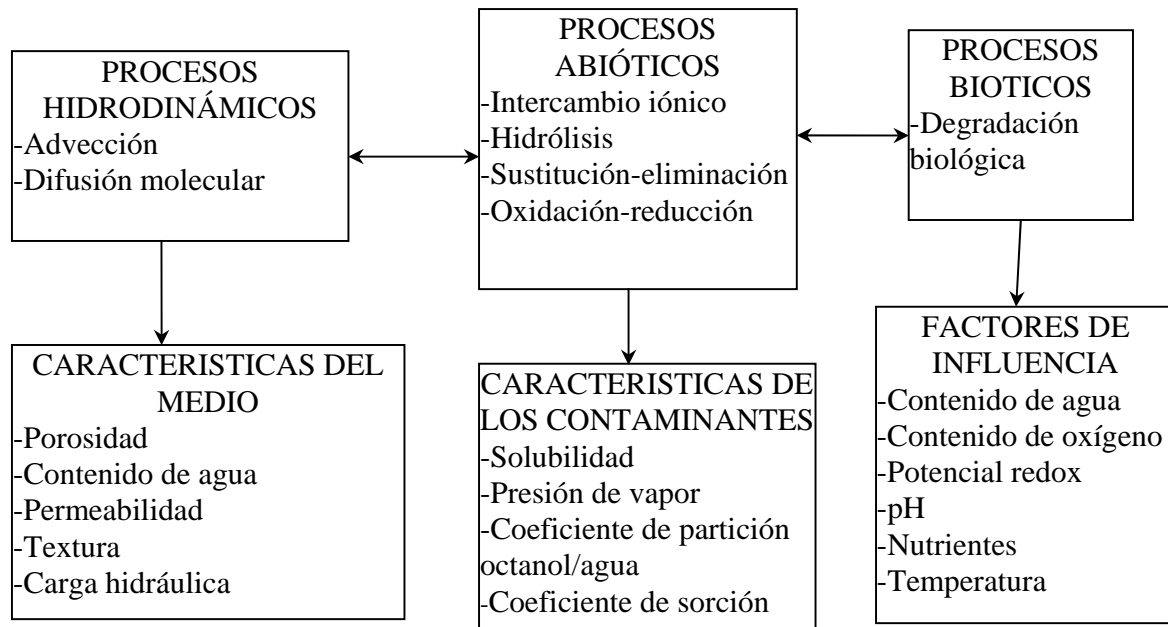


Figura I.1 Mecanismos que rigen el movimiento de contaminantes (modificado de Iturbe y Silva, 1992).

Porosidad. Los espacios no ocupados por material sólido pueden llenarse con agua y aire o únicamente con agua si el suelo está saturado. Estos espacios se conocen como intersticios o poros y a través de ellos fluye el agua subterránea. La porosidad (η) de un suelo es el porcentaje de intersticios que éste contiene y se expresa como la relación del volumen de los vacíos V_v , entre el volumen total V_t :

$$\eta = \frac{V_v \times 100}{V_t}$$

La porosidad depende del arreglo y forma de las partículas del suelo, así como de su distribución por tamaño y grado de compactación. De acuerdo con dichas características, los intervalos de porosidad varían entre 0 y 60 por ciento para los depósitos sedimentarios según se muestra en la Tabla I.1.

Para calcular la porosidad se determina la densidad real y la densidad aparente. La densidad real se expresa como la relación de la masa total de las partículas sólidas con respecto a su volumen total excluyendo los espacios porosos. La densidad aparente es la relación que existe entre la masa y el volumen de las partículas del suelo incluyendo los espacios porosos.

Tabla I.1 Intervalos de porosidades para materiales sedimentarios (Iturbe *et al.*, 1992).

MATERIALES	POROSIDAD (en porcentaje)
Arcilla	45-55
Limo	40-50
Arena media	35-40
Arena uniforme	30-40
Arena fina a media	30-35
Grava	30-40
Grava y arena	20-35
Arenisca	10-20
Pizarra	1-10
Caliza	1-10

La definición de porosidad es:

$$\eta = \frac{\rho_s - \rho_a}{\rho_s}$$

donde ρ_s densidad real del suelo (mL^{-3})
 ρ_a densidad aparente del suelo (mL^{-3}).

Contenido de agua y grado de saturación. El contenido de agua de un suelo se define como la cantidad de agua que ocupan los intersticios o poros del suelo. Tal contenido puede expresarse con base en la masa del agua o en su volumen.

$$W = \frac{W_w}{W_s} \times 100$$

donde W contenido de agua en porcentaje
 W_w masa del agua contenida en los espacios vacíos del suelo (m)
 W_s masa de los sólidos (m)

Cuando los poros están parcialmente llenos de agua, el suelo contiene un grado de saturación S , que se define como la relación entre el volumen de agua V_w , y el volumen de vacíos V_v :

$$S = \frac{V_w}{V_v} = \frac{V_w}{V_a + V_w} \times 100$$

De acuerdo con lo anterior:

Si $S = 1$ los poros están llenos de agua, se tiene condición de saturación y existen dos fases: suelo y agua.

Si $0 < S < 1$ los poros están parcialmente saturados, hay agua y aire en ellos y existen tres fases: suelo, agua y aire.

Si $S = 0$ los poros sólo contienen aire y existe un sistema con dos fases: suelo y aire.

Permeabilidad.- Es la propiedad de un material poroso que permite el paso o infiltración de un fluido, como agua o aceite, a través de espacios vacíos (poros) interconectados. La Tabla I.2 presenta algunos coeficientes de permeabilidad para suelos de diferentes texturas.

Tabla I.2 Valores relativos de permeabilidad del suelo (Iturbe *et al.*, 1992).

GRADO DE PERMEABILIDAD	INTERVALO DEL COEFICIENTE DE PERMEABILIDAD K, cm/s	TEXTURA APROXIMADA DEL SUELO
Alto	$>10^{-1}$	Gravas media y gruesa
Medio	10^{-1} a 10^{-3}	Grava fina, arena y duna
Bajo	10^{-3} a 10^{-5}	Arena muy fina, limo arenoso, limo suelto
Muy bajo	10^{-5} a 10^{-7}	Limo denso, arcilla-limosa, arcilla
Impermeable	$<10^{-7}$	Arcilla homogénea

En un suelo conformado por varios estratos, la permeabilidad de cada uno de estos generalmente es diferente debido a las características distintas de cada capa; además, la permeabilidad perpendicular a la estratificación de las capas es distinta de la paralela. Se requiere entonces, determinar un coeficiente de permeabilidad equivalente que represente a todas las capas del suelo (Iturbe *et al.*, 1992).

Textura.- La textura del suelo es la proporción de partículas por tamaños, considerando arena, limo y arcilla. Su conocimiento es importante porque da una idea general aproximada de las propiedades físicas y de algunas propiedades químicas del suelo, ya que la textura determina el medio en el cual ocurren las reacciones.

Las partículas de arena exponen una superficie pequeña comparada con la superficie expuesta por un peso igual de partículas de arcilla o de limo. Por la pequeña superficie de las arenas, la función que éstas tienen en las actividades físicas y químicas de un suelo es insignificante. Como la arena es relativamente grande, pero baja en área superficial, su principal función en el suelo es servir como una estructura alrededor de la cual está asociada la parte más activa del mismo. A menos que estén presentes en una proporción muy pequeña, las arenas aumentan el tamaño de los espacios de los poros entre las partículas, facilitando de esta manera el movimiento del aire y del agua de drenaje. La arena y el limo están formados por partículas que resultan de la descomposición de rocas y minerales, difieren principalmente en tamaño. Entonces, el limo tiene un área superficial mayor por gramo (Tabla I.3), una velocidad de intemperización más rápida y una liberación de nutrientes solubles para el crecimiento vegetal mayor que la arena, sus partículas se sienten suaves, semejantes a polvo con poca tendencia a adherirse a otras partículas.

Los suelos con una capacidad mayor para retener agua contra la fuerza de gravedad se caracterizan por tener alto contenido de arcilla. Los suelos limosos tienen gran capacidad para retener el agua disponible para el crecimiento vegetal (Aguilera, 1989).

Tabla I.3 Algunas características de los separados de un suelo sobre la base del diámetro de partículas esféricas y una densidad real de 2.65 (Aguilera, 1989).

SEPARADO	DIAMETRO (mm)	DIÁMETRO (mm)	NUMERO DE PARTÍCULAS POR GRAMO	AREA SUPERFICIAL (cm ² /g)
Arena muy gruesa	2.00 - 1.00	2.00	90	11
Arena gruesa	1.00 - 0.50	2.00 – 0.20	720	23
Arena media	0.50 - 0.25	0.20	5700	45
Arena fina	0.25 - 0.10	0.20 – 0.02	46000	91
Arena muy fina	0.10 - 0.05	0.02	722000	227
Limo	0.05 - 0.002	0.02 – 0.002	5776000	454
Arcilla	menor de 0.002	menor de 0.002	90260853000	8000000

La mayor área superficial por gramo de arcilla, comparada con la del limo y la arena muy fina, sugiere que la diferencia entre el limo, la arena y la arcilla no se pueda tomar en cuenta fijando como base sólo el tamaño. La intemperización química en la superficie de las rocas, de la arena y de las partículas de limo, produce una solución de iones que se agrupan o se combinan para formar partículas de tamaño fino, más o menos como las de arcilla. La fracción de arcilla en la mayoría de los suelos, está compuesta de minerales que difieren en composición y propiedades en comparación con la arena y el limo. Los datos para los separados de arcilla en la Tabla I.3 corresponden a una arcilla con partículas extraordinariamente finas y con una gran área superficial (Aguilera, 1989)

b. Procesos abióticos

Intercambio iónico. Las partículas del suelo están formadas de componentes orgánicos e inorgánicos. Los componentes inorgánicos están formados por compuestos químicos escasamente solubles conocidos como minerales. Estas partículas pueden contener especies cargadas, altamente reactivas que juegan un importante papel en la inmovilización de los compuestos orgánicos. Cierta tipo de arcillas tienen gran cantidad de cargas negativas, esto define la llamada alta capacidad de intercambio catiónico. Las arcillas también pueden contener superficies cargadas positivamente y actuar como un medio de intercambio aniónico para el caso de las sustancias negativas. La materia orgánica del suelo también tiene muchas superficies altamente reactivas con carga, lo cual puede ayudar a retener los constituyentes orgánicos del suelo. El término humus se refiere a la proporción relativamente estable de la materia orgánica del suelo

que permanece después de que plantas y animales son descompuestos. Las sustancias hidrofóbicas pueden separarse del agua del suelo en la materia orgánica y así ser menos móviles. La inmovilización de las sustancias orgánicas puede significar un mayor tiempo para que se lleve a cabo la biodegradación, y reducir la biodisponibilidad a los microorganismos (Burden *et al.*, 1999).

Las interacciones químicas de los sólidos orgánicos del suelo pueden ser muy complejas. Los aspectos específicos de la estructura química que afecta la sorción de las sustancias en la superficie del suelo han sido resumidas por Dragun 1988, entre las cuales destacan las siguientes: 1) tamaño de la molécula, 2) hidrofobicidad, 3) compuestos con grupos funcionales (pKa y punto isoeléctrico de cada sustancia), 4) enlaces de hidrógeno, 5) hidrólisis, 6) sustitución y eliminación, 7) oxidación y 8) reducción.

La aplicación de estos principios generales a problemas medioambientales es complejo, ya que los compuestos pueden sufrir transformaciones abióticas por varias vías, además, la vida media de los compuestos en el ambiente es mucho mayor que la vida media cuando son degradados biológicamente, sobre todo en aquellas reacciones que pueden ser catalizadas por enzimas, llevándose a cabo más rápidamente, por ejemplo la deshidrohalogenación (abiótica) ocurre a un quinto de la velocidad de la hidrólisis (biótica) a 40°C, regulada por enzimas y coenzimas (Vogel *et al.*, 1987)

Sorción y retardo de los contaminantes orgánicos. El proceso abiótico de mayor influencia en el transporte de contaminantes orgánicos sintéticos es el proceso de **sorción**. Se refiere a la retención de un soluto en la fase sólida por medio de una partición entre la fase sólida y la acuosa. Estos procesos de transferencia de fases contemplan interacciones ya sea de moléculas de vapor o moléculas disueltas con las fases sólidas adyacentes. El soluto es adsorbido fuertemente en la superficie del material, de tal forma que retarda su movimiento a través de las zonas no saturada y saturada. Esto depende también de las características físicas y químicas tanto del adsorbente (superficie adsorbente) como del adsorbato (soluto) que influyen en la magnitud de la adsorción (Iturbe *et al.*, 1992; Schwarzenbach *et al.*, 1981).

La sorción o distribución de los compuestos orgánicos hidrofóbicos en suelo o sedimento es fuertemente dependiente del contenido de materia orgánica (f_{mo}), o alternativamente del contenido del carbono orgánico (f_{co}) del suelo o sedimento, siempre y cuando f_{co} sea del orden de 0.1% o más, ya que se ha encontrado que para suelos o sedimentos conteniendo menos de este porcentaje de carbono orgánico presentan coeficientes de distribución pequeños (Schwarzenbach *et al.*, 1981). Cuando la sorción es dominada por f_{co} el coeficiente de distribución (K_d , cm^3/g), llamado también coeficiente de partición, puede ser calculado por la ecuación siguiente:

Coefficiente de distribución $K_d = f_{co}K_{co}$

Donde: K_{co} es el coeficiente de sorción de carbono orgánico (cm^3/g)

f_{co} es una fracción menor de uno y se obtiene midiendo el carbono orgánico, usualmente la materia orgánica está formada por la mitad de carbono, así f_{mo} es aproximadamente igual a $2 \times f_{co}$ (Schwarzenbach *et al.*, 1981, 1993).

A mayor contenido de carbono orgánico en el suelo o sedimento corresponde mayor valor de K_d ; por lo tanto, existe una proporción lineal con el grado de hidrofobicidad del soluto que se mide por el coeficiente de partición octanol/agua K_{oa} , siempre que el contenido de carbono orgánico sea mayor de 0.1 %.

Sí la sorción es lineal, reversible e instantánea, la velocidad promedio de un soluto adsorbido movido por advección o difusión a través del medio poroso, puede ser menor que la velocidad de un soluto no adsorbido por un factor constante llamado el factor de retardo R , que puede ser calculado como sigue:

$$R = 1 + \rho_b / (\theta) (K_d)$$

Donde: ρ_b = la densidad aparente del material geológico

θ = es la porosidad del material geológico y K_d tiene unidades de cm^3/g

El factor de retardo se encuentra afectado por el coeficiente de distribución, K_d , cuyo valor se determina con base en las interacciones soluto-suelo, por lo que a mayor afinidad del soluto con la fase del suelo, el soluto será adsorbido en mayor grado y el valor de K_d será mayor. Los solutos que se adsorben más son aquellos que presentan un comportamiento hidrofóbico acentuado. Sin embargo la determinación de K_d para una combinación de compuestos orgánicos y sólidos en el medio ambiente resulta difícil ya que pueden encontrarse juntos muchos tipos de compuestos en cada fase; la solución puede contener compuestos neutros y cargados, de esta forma el coeficiente de distribución deberá contemplar: la concentración del sorbato asociado con la materia orgánica, la fracción de materia orgánica del suelo o sedimento, la concentración del sorbato asociado a la superficie mineral, el área de la superficie mineral por masa del suelo (sorbente), la concentración del sorbato ionizado en posición cercana correspondiente a la carga opuesta sobre la superficie del sólido, la concentración neta de sitios cargados convenientemente en la superficie del suelo, la concentración del sorbato unido a una reacción reversible al suelo, la concentración de sitios reactivos sobre la superficie del suelo o sedimento, la concentración del compuesto en solución no cargado y la concentración del compuestos con carga en solución. Vale la pena destacar que la influencia de cada mecanismo de sorción sobre el K_d total es de gran importancia para la disponibilidad del sorbente en el suelo. De esta forma se pueden desarrollar

versiones de K_d complejas que tomen en cuenta la estructura del compuesto de interés (Schwarzenbach *et al.*, 1993; Toul *et al.*, 2003).

c. Procesos bióticos

La degradación biológica ocurre en la zona no saturada, así como en la saturada, y es realizada por microorganismos aerobios y anaerobios. Los compuestos químicos orgánicos e inorgánicos que penetran en las aguas subterráneas pueden transformarse por los procesos biológicos, durante su paso a través del suelo. Los microorganismos no fotosintéticos obtienen su energía de la oxidación de los compuestos orgánicos o de los inorgánicos reducidos como hierro, nitrógeno o azufre. Para ese proceso de oxidación se requieren aceptores de electrones; los microorganismos utilizan oxígeno en condiciones aerobias y nitratos, sulfatos y dióxido de carbono en condiciones anaerobias. Estas reacciones de óxido-reducción de la materia orgánica constituyen la principal ruta para la biodegradación de contaminantes orgánicos en el suelo (Burden *et al.*, 1999).

Factores microbianos que afectan la biodegradación.- Las capas superiores del suelo contienen gran cantidad y diversidad de microorganismos. La biodegradación de las sustancias orgánicas es realizada por enzimas producidas por los microorganismos, y cuando estas enzimas no son producidas por las células microbianas, las sustancias deben ser degradadas o transportadas al interior de las células. Las enzimas son específicas para cada sustancia, por eso muchos tipos de enzimas pueden ser requeridas para degradar completamente las sustancias orgánicas. La producción de las enzimas se encuentra genéticamente controlada, las mutaciones y adaptaciones de las poblaciones microbianas naturales del suelo, pueden mejorar la capacidad global para degradar sustancias orgánicas. Los ecosistemas microbianos tienen identificados intervalos de condiciones ambientales críticas que afectan la actividad de los microorganismos del suelo. Muchas de estas condiciones son controladas y pueden mejorarse para favorecer la biodegradación de las sustancias orgánicas (Burden *et al.*, 1999).

Contenido de agua. El agua es necesaria para la vida microbiana ya que el agua del suelo sirve como el medio de transporte a través del cual muchos nutrientes y sustancias orgánicas difunden a las células microbianas, y a través del cual, los productos de desechos metabólicos son removidos. El agua del suelo también afecta el estado de aeración del suelo, la naturaleza y cantidad de materiales solubles, la presión osmótica de agua del suelo y el pH de la solución del suelo. Comúnmente el agua en el suelo se divide de tres maneras: a) gravitacional, b) capilar y c) higroscópica. El agua gravitacional es la que drena a través del suelo, ésta escurre después de la irrigación o una fuerte lluvia. El agua capilar es cuando los poros están llenos de agua que es disponible para el crecimiento de las plantas y microorganismos, el potencial mátrico de esta agua es de -0.01 a -0.03 MPa, esta agua es liberada del suelo por evaporación o transpiración. El

agua higroscópica es la absorbida por un suelo seco de una atmósfera con una humedad relativamente alta, es la que permanece en el suelo después de secar al aire, es la adquirida por un suelo cuando está en equilibrio con una humedad relativa específica y temperatura, usualmente a 98% de humedad relativa y 25° C (Hartel, 1999)

La combinación de componentes mátricos y osmóticos del agua del suelo determinan el estrés contra el cual un organismo debe trabajar para obtener agua. Generalmente la actividad microbiana en un suelo es óptima a -0.01 MPa y disminuye mientras el suelo tiene un potencial de carga menor (Paul y Clarck, 1989).

Contenido de oxígeno. La respiración microbiana, la respiración de las raíces de las plantas y la respiración de otros organismos remueven el oxígeno de la atmósfera del suelo, y la enriquecen con dióxido de carbono. Los gases difunden dentro del suelo del aire que se encuentra sobre éste, y los gases de la atmósfera del suelo difunden en el aire. Pero la concentración de oxígeno en un suelo puede ser mucho menor que en el aire, mientras que las concentraciones de dióxido de carbono pueden ser muchas veces mayores que en el aire. Así mismo, una gran fracción de poblaciones microbianas del suelo depende del oxígeno como el aceptor final de electrones en su metabolismo. Cuando los poros del suelo se encuentran llenos de agua, la difusión de los gases a través del suelo se restringe. El oxígeno puede ser consumido más rápidamente de lo que es reemplazado por difusión de la atmósfera, y el suelo puede ser anaerobio (Burden *et al.*, 1999).

El contenido de arcillas en el suelo y la presencia de materia orgánica también pueden afectar el contenido de oxígeno en el suelo. Los suelos arcillosos tienden a retener un alto contenido de humedad, con una difusión restringida de oxígeno, mientras que la materia orgánica puede aumentar la actividad microbiana y eliminar el oxígeno disponible. La disminución del oxígeno como el aceptor de electrones metabólico induce a cambios en la actividad o composición de las poblaciones microbianas del suelo, entonces las poblaciones dominantes de microorganismos serán anaerobios facultativos, y organismos anaerobios obligados que pueden utilizar oxígeno cuando está presente o pueden encender su aceptor de electrones alternativo tales como nitratos o sulfatos en ausencia de oxígeno, el cual constituye un ambiente anóxico (Burden *et al.*, 1999).

Potencial redox. Otro parámetro del suelo que describe el efecto del medio ambiente del suelo sobre los procesos metabólicos, es el potencial redox del suelo. La energía biológica es obtenida de la oxidación y reducción de los materiales. Los electrones son removidos de los sustratos orgánicos e inorgánicos para capturar la energía que se encuentra disponible durante los procesos oxidativos. Los electrones de los compuestos reducidos son movidos a lo largo de la cadena transportadora de electrones formada por una serie de compuestos. En un proceso aerobio, el oxígeno actúa como el aceptor final de electrones. En algunos casos donde el oxígeno no se

encuentra disponible, los nitratos (NO_3^-), el hierro (Fe^{3+}), el manganeso (Mn^{2+}) y los sulfatos (SO_4^{2-}) pueden actuar como aceptores de electrones si los organismos tienen el sistema enzimático apropiado. Una medición del potencial de óxido-reducción (potencial redox) de un suelo, confiere una medida de la densidad electrónica del sistema. En un sistema reducido, el oxígeno es eliminado y otros sustratos son utilizados como aceptores finales de electrones. Este incremento que corresponde a la densidad electrónica, da como resultado un potencial negativo incrementado. El potencial redox es medido en Eh, expresado en milivolts, o como P_E , el cual es igual al $-\log(e^-)$, donde (e^-) es la concentración de electrones cargados negativamente (Burden *et al.*, 1999).

pH. El pH del suelo también puede afectar la actividad de los microorganismos del suelo. Los hongos son generalmente más tolerantes a las condiciones ácidas del suelo que las bacterias. La solubilidad del fósforo, un importante nutrimento en sistemas biológicos, es mejorada a un valor de pH de 6.5. Un sistema específico de suelo contaminado puede requerir el manejo del pH, para adquirir niveles que optimicen la actividad microbiana, por lo que el control del pH para mejorar la actividad microbiana puede también ayudar a la inmovilización de metales peligrosos en el suelo (un pH 6 y mayor es recomendado para minimizar el transporte de metales). Por otra parte los suelos ácidos son más comunes en lugares lluviosos y en lugares con escasez de lluvia los suelos usualmente son alcalinos. La mayoría de las plantas y microorganismos del suelo prefieren intervalos de pH de 6 a 7 ya que la disponibilidad de los nutrientes es mejor en este intervalo (Hartel, 1999).

Nutrimientos. El metabolismo y crecimiento microbiano depende de la adecuada adición de macro y micronutrientes esenciales. Los nutrimentos requeridos deben encontrarse presentes y disponibles a los microorganismos en: 1) Una forma utilizable, 2) Concentraciones apropiadas y 3) Proporción adecuada. Si los desechos presentes en un lugar tienen mucho material carbonáceo y poco nitrógeno y fósforo, el suelo puede carecer de las formas disponibles de ambos nutrimentos, requeridos para la biodegradación de sustancias orgánicas. La fertilización puede ser requerida en algún sitio contaminado como una forma de manejo para mejorar la degradación microbiana.

Temperatura. La biodegradación de sustancias orgánicas se reduce con la disminución de la temperatura del suelo debido a la reducción de la actividad metabólica y del crecimiento microbiano. La biodegradación es detenida a una temperatura de 0°C . El suelo tiene una variación de la temperatura en las capas superficiales, tanto durante el día como en las estaciones del año. Los cambios durante el día disminuyen con la profundidad del perfil del suelo. Debido al alto calor específico del agua del suelo, los suelos húmedos están menos sujetos a grandes cambios diarios que los suelos secos. Los factores que afectan la temperatura del suelo son la

dirección de la pendiente, la altura de la pendiente, el grado de sombras, el color del suelo y la superficie cubierta (Sims, 1993).

Diversidad metabólica de las bacterias del suelo. Las bacterias son los microorganismos dominantes en el suelo y son los responsables de muchos de los cambios bioquímicos que ocurren. Las bacterias más comunes del suelo son *Arthrobacter*, *Bacillus*, *Pseudomonas*, *Agrobacterium*, *Alcaligenes*, *Flavobacter*, *Streptomyces* y *Nocardia*. La mayoría de estas bacterias son aerobias o anaerobias facultativas; otras que son anaerobias obligadas como *Clostridium* y *Desulfovibrio* también se encuentran en el suelo. Las anaerobias generalmente habitan suelos inundados, lo cual da un ambiente anaerobio, el aire en el suelo es desplazado por el agua, a través de la cual el oxígeno difunde lentamente (Jim, 1998).

Las bacterias del suelo son especialmente notables por su diversidad metabólica, una diversidad necesaria porque los nutrientes orgánicos en el suelo varían. *Pseudomonas cepacia* por ejemplo, puede utilizar más de 100 diferentes tipos de carbohidratos como fuentes de carbono y energía, *Arthrobacter* también es nutricionalmente diversa y puede degradar varios herbicidas y plaguicidas, cafeína, nicotina y fenol, *Bacillus* solamente puede utilizar sustratos como almidón, celulosa y gelatina.

El suelo generalmente proporciona un habitat favorable para el crecimiento y proliferación de microorganismos heterótrofos que pueden usar la materia orgánica que se encuentra cerca de la superficie del suelo. El número de microorganismos en el suelo varía dependiendo del tipo y condiciones del suelo. Generalmente se presentan altos números de microorganismos en suelos con gran cantidad de raíces de plantas y menos en suelos desprovistos de raíces (Jim, 1998).

2. Adaptación de los microorganismos

La preexposición de una comunidad microbiana a hidrocarburos resulta en un incremento en el potencial de oxidación de éstos, lo que se conoce como adaptación. Existen tres mecanismos interrelacionados por los cuales la adaptación puede ocurrir:

- 1) Inducción y/o depresión de enzimas específicas,
- 2) Cambios genéticos, que resultan en nuevas capacidades metabólicas, o
- 3) Enriquecimiento selectivo de organismos capaces de transformar compuestos orgánicos de interés. El enriquecimiento selectivo ha sido ampliamente documentado en estudios de degradación de hidrocarburos y de petróleo en el medio ambiente (Spain *et al.*, 1983, Liu *et al.*, 1993, Chaineau *et al.*, 1999, Daubaras *et al.*, 1992).

Los tres mecanismos genéticos principales por los que una población microbiana se adapta son 1) el enriquecimiento selectivo, 2) la transferencia de genes y 3) la mutación de los genes involucrados en el metabolismo de los contaminantes químicos. El monitoreo directo de estos procesos, con respecto a la adaptación a hidrocarburos ha sido posible por el desarrollo de las pruebas específicas de ADN para los genes que codifican las vías catabólicas de los hidrocarburos. El uso de estos métodos, permite detectar la presencia y medir la frecuencia de los genes involucrados en la degradación de hidrocarburos, en una comunidad microbiana. Esto permite evaluar el grado relativo de adaptación de la comunidad, así como realizar un análisis más detallado de las dinámicas de amplificación genética asociada con la adaptación (Leahy *et al.*, 1990; Milcic-Terzic *et al.*, 2000).

a. Papel de los plásmidos en la adaptación

La capacidad de un microorganismo para degradar un compuesto orgánico es el resultado final de su constitución genética, las reacciones químicas involucradas en el metabolismo son reguladas por enzimas, estas moléculas están compuestas por proteínas y funcionan como catalizador biológico incrementando la velocidad de las reacciones químicas en la célula. El tipo de enzimas que tiene una bacteria refleja la información genética específica en esta célula y es almacenada en forma de DNA. Esta información puede encontrarse físicamente presente en la célula bacteriana en forma cromosomal y en los plásmidos. El cromosoma bacteriano es simple, circular, altamente plegado y una gran cantidad de bacterias también tienen DNA extracromosomal en forma de plásmidos (Baker *et al.*, 1994).

Los plásmidos representan una forma altamente móvil de ADN el cual puede ser transferido vía conjugación o transformación, y puede dar fenotipos nuevos a los microorganismos receptores, incluyendo la capacidad de oxidar hidrocarburos. Las vías para el metabolismo de naftaleno, silicato, canfor, octano, xileno y tolueno son codificados en un plásmido en *Pseudomonas* spp. La exposición de poblaciones microbianas naturales al petróleo u otros hidrocarburos puede dar una ventaja selectiva a los extractos que poseen plásmidos que codifican enzimas para el catabolismo de hidrocarburos, esto incrementa la frecuencia del plásmido en la comunidad. Se ha demostrado una mayor frecuencia de plásmidos, en medios ambientes contaminados con hidrocarburos, que en comunidades aisladas de sitios no contaminados (Leahy *et al.*, 1990).

Las células bacterianas contienen en su DNA toda la información para la síntesis de proteínas, para que esta información codificada en el DNA pueda ser utilizada primero debe ser transcrita en RNA, la cual entonces es trasladada a proteínas. De esta transferencia de información de DNA a RNA (transcripción) y de RNA a proteínas (traducción) sólo una porción del genoma puede ser expresada. Algunas proteínas representan a las llamadas **enzimas constitutivas** que son

constantemente sintetizadas por la célula, las enzimas involucradas en el catabolismo de glucosa, por ejemplo, perteneces a esta clase, estas enzimas se sintetizan siempre, aunque la glucosa no esté presente; en el caso de otras fuentes potenciales de energía y carbono su uso está determinado a nivel de transcripción vía la acción de operones. Los operones son regiones de DNA formados por genes que codifican para enzimas y controlan regiones que determinan si estos genes pueden ser transcritos (Baker *et al.*, 1994).

Varios factores ambientales como la presencia de sustancias naturales o producidas sintéticamente, la concentración de las mismas, la temperatura, el pH, la presencia de oxígeno y los nutrientes entre otros, activan o reprimen los genes de expresión que regulan las actividades microbianas. En fechas recientes se ha hecho énfasis en utilizar microorganismos autóctonos, en vez de los manipulados genéticamente, debido a varias restricciones sobre la liberación al ambiente de microorganismos manipulados por ingeniería genética. Las mezclas de cultivos naturales también degradan contaminantes, incluyendo petróleo crudo, aunque a bajas velocidades (Daubaras *et al.*, 1992; Leahy *et al.*, 1990). La adquisición de genes en la naturaleza es facilitada por la transmisión de plásmidos a otros microorganismos naturales para permitirle la degradación de compuestos afines.

Ridgway *et al.*, 1990 aislaron aproximadamente 300 bacterias degradadoras de hidrocarburos en aguas de un pozo y material de un acuífero costero, contaminados con gasolina, obtuvieron 244 aislados correspondientes a cuatro géneros identificados como: *Pseudomonas*, *Alcaligenes*, *Nocardia* y *Micrococcus*, constituyendo las *Pseudomonas* el 86.9% de las bacterias identificadas. De los 15 hidrocarburos de la gasolina probados por separado, en condiciones aerobias, los sustratos más utilizados fueron tolueno, etilbenceno y 1,2,4-trimetilbenceno. Casi el 75% de los aislados utilizó el tolueno como única fuente de carbono y energía. Así mismo Williams *et al.*, 1976, demostraron que la degradación de tolueno, de m- y de p-xileno esta codificada principalmente por plásmidos tipo TOL, llegando a las siguientes conclusiones: 1) todos los extractos de microorganismos autóctonos de las muestras de suelo analizadas pueden utiliza tolueno, m-xileno y p-xileno como única fuente de energía y carbono, 2) dichos cultivos pueden perder espontáneamente su capacidad de degradar hidrocarburos en presencia de otro sustrato como benzoato ya que utilizarían la vía de degradación alternativa orto o β -keto adipato y 3) ocho de los trece extractos fueron capaces de transferir los plásmidos TOL a su propio cultivo.

C. Características físicas y químicas de los hidrocarburos aromáticos

Las sustancias químicas hechas por el hombre, y que utiliza como refrigerantes, extinguidores, pinturas, disolventes y plaguicidas, causan considerable contaminación al ambiente y problemas

a la salud como resultado de su persistencia, toxicidad y transformación en metabolitos peligrosos.

Las sustancias orgánicas líquidas insolubles en agua detectadas con mayor frecuencia en aguas subterráneas, se dividen en dos clases según su densidad: los DNAPLs que son más densos que el agua, (Dense Non-Aqueous-Phase Liquids, por sus siglas en inglés), y los LNAPLs (Low Non-Aqueous-Phase-Liquids, por sus siglas en inglés) que son hidrocarburos del petróleo menos densos que el agua. No acuosos se refiere al hecho de que son inmiscibles en agua, tienen bajas solubilidades. Cuando se presentan como líquidos orgánicos inmiscibles en agua, se comportan diferente que los solutos disueltos en el subsuelo. La combinación de baja solubilidad, baja densidad y baja viscosidad característicos de éstos compuestos cuando se liberan en la superficie, hacen que penetren al subsuelo y se muevan en forma descendente hacia la zona vadosa (no saturada) y zona saturada como una fase separada no acuosa. El potencial de migración de los NAPLs puede ser influenciado por el volumen liberado, el área afectada por la infiltración y la duración del derrame, las propiedades de los compuestos únicos o mezclas de compuestos, las propiedades del medio y las condiciones de flujo subterráneo (Boulding *et al.*, 2004).

En general los LNAPLs se encuentran presentes en acuíferos, subsuelo, sedimentos, suelo y sobre de la columna de agua del mar, estuarios y aguas dulces. Son ampliamente conocidos por los derrames o fugas de los tanques de almacenamiento, superficiales y subterráneos. La gasolina, productos del petróleo y disolventes industriales han contaminado acuíferos y agua subterránea en numerosos lugares, debido a la falta de mantenimiento o en su caso de inspección en los que se podrían detectar problemas de corrosión y mal estado en general. Los LNAPLs están formados por moléculas que tienen bajas solubilidades en el agua y por tanto su concentración en fase acuosa es baja, en la tabla I.4 se presentan algunas de las propiedades específicas de BTEX.

Tabla I.4 Propiedades físicas de los BTEX (RBCA, 1998; Saval, 2000).

Compuesto	Peso molecular (g/mol)	Solubilidad (mg/L)	Constante Ley de Henry (adimensional)	Coeficiente distribución octanol/agua (log Kow adim)	Presión de vapor (mm/Hg)	Coeficiente de sorción (cm ³ /g)	Coeficiente de dispersión (cm ² /s)	
							Agua	Aire
Benceno	78.1	1 750	0.2290	1.77	95.2	59	0.0000098	0.088
Tolueno	92.4	515	0.2600	2.13	30.0	180	0.0000094	0.085
Etilbenceno	106.2	169	0.3250	2.56	10.0	360	0.0000078	0.075
Xilenos	106.2	198	0.2900	2.38	7.0	240	0.0000085	0.072

La mayoría de las investigaciones sobre fisiología y metabolismo microbiano de compuestos orgánicos se enfocan a moléculas que están en solución acuosa, y se supone que la porción de compuestos que no están disueltos en agua no están realmente disponibles para su utilización. El

compuesto hace contacto con la superficie de la célula hasta que entra al organismo y es atacado por enzimas intracelulares, por lo que si un contaminante se encuentra presente en fase libre, no ocurre una rápida captación de la fase acuosa por la célula, debido a que poca cantidad se encuentra presente en el agua, hasta que exista un mecanismo especial para su captación y asimilación por la célula conteniendo las enzimas degradadoras (Alexander, 1994).

Los hidrocarburos del petróleo se dividen en cuatro clases. Los saturados, los aromáticos, los asfaltanos (fenoles, ácidos grasos, cetonas, ésteres, porfirinas) y las resinas (piridinas, quinolinas, carbazoles, sulfoxidas y amidas). Los hidrocarburos difieren en su susceptibilidad al ataque microbiano con el siguiente orden decreciente: n-alcános > alcanos ramificados > aromáticos de bajo peso molecular > cicloalcános. Las velocidades de degradación son altas para los saturados, seguido de los aromáticos ligeros y aromáticos de alto peso molecular (Leahy *et al.*, 1990).

Los hidrocarburos aromáticos por sus bajas solubilidades en agua son degradados por los microorganismos del suelo y sedimentos (Tabla I.4). La concentración de varios de estos compuestos aromáticos en agua es tan baja que se encuentra un amplio crecimiento bacteriano, y una pérdida química o mineralización, lo que indica que el compuesto químico que no está en fase acuosa también se utiliza (Alexander, 1994).

Las propiedades físicas de los hidrocarburos aromáticos de bajo peso molecular, indican que pueden localizarse en la atmósfera, su detección en muestras de suelo se debe a su capacidad de adsorción a la materia orgánica del mismo (Tabla I.4). Los compuestos son constantemente reciclados a dióxido de carbono por las actividades metabólicas de varios microorganismos, y generalmente, todos los productos biosintéticos están sujetos a una degradación microbiana. Muchos de los hidrocarburos aromáticos en el medio ambiente han estado en contacto con organismos vivos, a través de su evolución por eso, no es sorprendente encontrar que dichos microorganismos puedan degradar ciertos hidrocarburos aromáticos.

La gasolina es un producto refinado del petróleo, constituye una mezcla compleja de más de 200 hidrocarburos con formas estereoisoméricas diferentes en su volatilidad, solubilidad, sorción y transporte. La baja solubilidad de muchos constituyentes de la gasolina, aunada a una tendencia de los hidrocarburos de adsorberse fuertemente a los materiales de acuíferos, favorece la persistencia de los constituyentes de la gasolina en ambientes subterráneos. La gasolina es uno de los productos del petróleo que se encuentra con mucha frecuencia contaminando el suelo y las aguas subterráneas, sus componentes principales son los monoaromáticos volátiles conocidos como BTEX (Benceno, Tolueno, Etilbenceno y Xilenos), lo que representan una fuente de contaminación a largo plazo, a pesar de la baja disolución y permanecen en el acuífero en forma de LNAPLs (Wilson, 1997).

1. Usos e importancia de BTEX

Los hidrocarburos aromáticos se caracterizan por tener una gran energía de resonancia (negativa), esto es estabilidad termodinámica, estas propiedades químicas se refieren a la aromaticidad. Con el surgimiento de nuevas y mejoradas técnicas analíticas, tales como cromatografía de gases acoplada a espectrometría de masas así como otros métodos de extracción y separación de ciertos hidrocarburos, se ha favorecido el análisis de muestras de sedimento que pueden contener cientos de compuestos aromáticos. Pequeñas moléculas de benceno, tolueno, etilbenceno, p-xileno, m-xileno, o-xileno y naftaleno han sido detectadas en varios tipos de suelos y sedimentos. En vista de las grandes cantidades de estos productos del petróleo que son sintetizadas anualmente (Tabla I.5), no es raro que el suelo, sedimentos y agua subterránea sean frecuentemente contaminados con productos del petróleo debido a técnicas impropias de disposición y derrames inadvertidos (Gibson *et al.*, 1984). De los muchos constituyentes del petróleo, los compuestos aromáticos homocíclicos no oxigenados (incluyendo BTEX) son de particular interés, ya que son considerados como uno de los principales contaminantes en el ambiente y se sospecha o sabe que son carcinogénicos aún a muy bajas concentraciones (ATSDR, 1997)). Estos compuestos son relativamente solubles en agua comparados con otros compuestos del petróleo, y frecuentemente migran a través de los sistemas de aguas subterráneas, contaminando las fuentes de abastecimiento de agua potable (Edwards *et al.*, 1994).

Tabla I.5 Producción industrial de hidrocarburos aromáticos (Gibson, 1984).

HIDROCARBURO	Producción (billones de galones)		
	1980	1979	1978
Benceno	1.56 ¹	1.67 ¹	1.49 ¹
Tolueno	ND	1.01 ¹	1.05 ¹
Etilbenceno	7.61	8.45	8.39
Estireno	6.90	7.48	7.19
p-xileno	3.83	4.65	3.52
o-xileno	0.99	10.8	1.01

¹billones de galones; ND=no disponible

Sin embargo, la razón por la cual estos compuestos son producidos en tales cantidades, es que son ampliamente utilizados en muchos de los procesos de fabricación de sustancias y objetos que todos utilizamos diariamente como lo muestra la Tabla I.6.

Tabla I.6 Usos principales de BTEX

(ASTDR, 1997; Textos Científicos, 2000; Guía de protección ambiental, 1995).

Compuesto	Usos
Benceno	Fabricación de compuestos químicos, nylon 66 y poliamidas, tintes, plaguicidas, estireno, plásticos y gomas, detergentes, explosivos y fármacos.
Tolueno	Disolvente en pinturas, barnices, gomas, resinas, poliestireno, alcohol polivinílico y aceites. En la fabricación de benceno, ácido benzóico, fenol, benzaldehído, explosivos (TNT), tintes, fármacos, adhesivos, detergentes, sabores y perfumes. Constituyente del combustible de aviación de alto octano.
Etilbenceno	Producción de estireno y goma sintética. Disolvente o diluyente. Componente de combustibles de aviación y automotivos. Fabricación de acetato de celulosa. Componente del xileno comercial (25%).
Xilenos	Disolvente para gomas, plásticos, aceites y resinas epóxicas. Intermediario en la fabricación de químicos orgánicos: xilidenos, ácido benzóico, anhídrido ftálico, ácidos isoftálico y tereftálico. Fabricación de plásticos, textiles sintéticos, pinturas, tintes, resinas, formaldehído-xileno, fármacos, insecticidas, perfumes, vitaminas, peróxido de hidrógeno y osciladores de cristales de cuarzo. Preparación de tejidos para propósitos histológicos, como medio de aceite de inmersión y agente limpiador en microscopía. Se usa como agente mezclador de octano de alta calidad en combustibles de aviación.

2. Oxidación bacteriana de hidrocarburos aromáticos

a. Benceno

La biodegradación de los hidrocarburos monoaromáticos ha sido ampliamente estudiada por los investigadores y en general se sabe que el anillo aromático (benceno) es degradado por las enzimas oxigenasas presentes en los microorganismos, que introducen el oxígeno molecular al sustrato, en donde se forma el intermediario **catecol**, que contiene dos grupos hidroxilos en dos átomos adyacentes de carbono (Figura I.2).

El catecol es un intermediario central de la degradación de compuestos aromáticos y lo utilizan un gran número de bacterias sobre todo las del género *Pseudomonas*. El catecol puede ser atacado por acción de dos enzimas diferentes: catecol 1,2-dioxigenasa cuando se lleva a cabo la vía de degradación orto o del β -ceto adipato, o bien por acción de catecol 2,3-dioxigenasa que es la enzima clave en la vía de degradación meta. Cuando se sigue la vía orto, el oxígeno molecular se introduce entre los dos átomos de carbono adyacentes que llevan grupos hidroxilo donde se forma el peróxido cíclico, se rompe el enlace C-C y se forma ácido cis-mucónico que se transforma a través de la cetona en ácido β -ceto adipato. La degradación por vía meta ocurre

mediante la acción de la catecol 2,3-dioxigenasa formando semialdehído 2-hidroximucónico, que se degrada posteriormente hasta **piruvato** y **acetaldehído** (Smith, 1994). En *P. putida* se ha confirmado que el catecol es degradado llegando a la formación de β -cetoadipato, y éste es convertido en **succinato**, con esto se incorpora al ciclo de los ácidos tricarbóxicos (o ciclo de Krebs) y la β -oxidación ó metabolismo oxidativo, como se muestra en la figura I.3 de integración de vías degradativas de BTEX y algunos compuestos poliaromáticos (Saval, 2000).

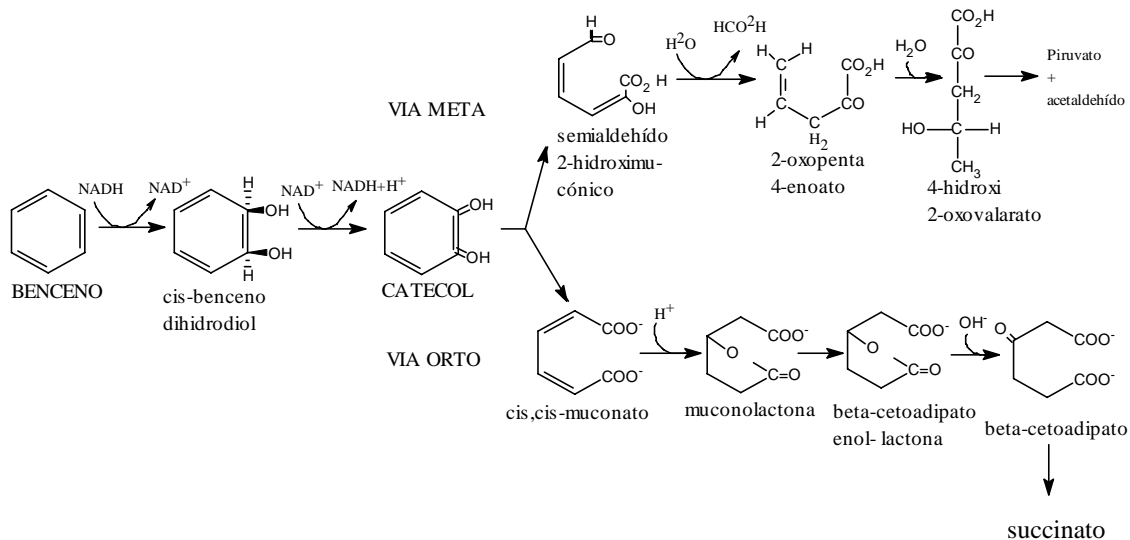


Figura I.2 Vía metabólica de degradación de benceno, vía meta y vía orto (Smith, 1994).

b. Tolueno

La biodegradación de tolueno comienza por la hidroxilación del grupo metilo del tolueno y posteriormente se rompe el anillo aromático. En las vías metabólicas del tolueno en *Pseudomonas putida* (Figura I.4), por acción de la enzima tolueno oxigenasa, el grupo metil del tolueno se oxida a su alcohol correspondiente, éste a través del aldehído se oxida hasta ácido carboxílico. El ácido benzoico así formado es atacado por la enzima benzoato oxigenasa formando el intermediario catecol, el cual puede ser atacado por acción de la catecol 1, 2 o bien, catecol 2, 3-dioxigenasa (Smith, 1990).

Las enzimas involucradas en la vía meta de degradación de tolueno están codificadas por genes ubicados en el plásmido TOL que lleva las enzimas necesarias para que la cepa utilice tolueno, m- y p-xileno para su crecimiento a través de la vía meta, donde se oxida hasta piruvato y acetaldehído que después serán degradados hasta CO_2 .

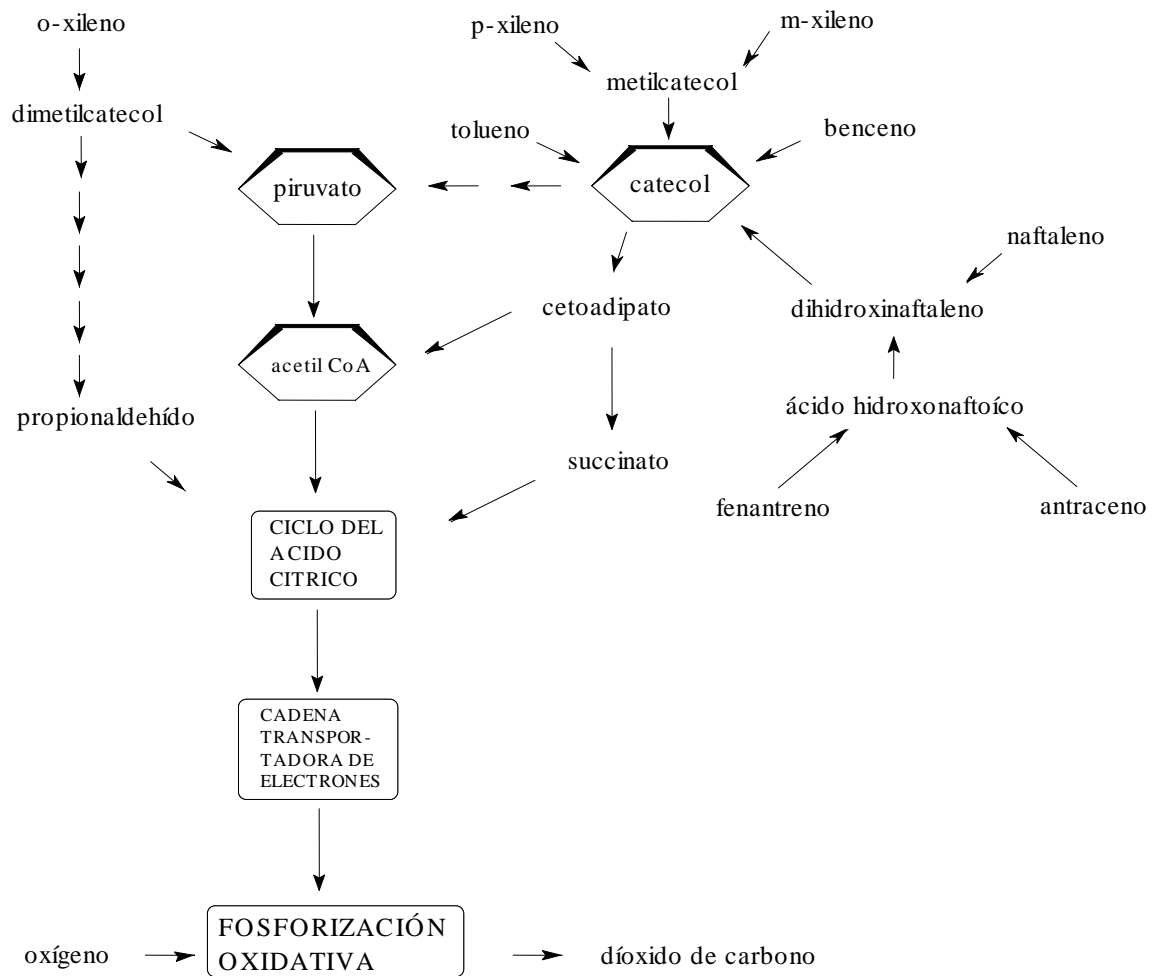


Figura I.3 Integración de vías degradativas de algunos contaminantes (Saval, 2000).

La vía orto se caracteriza por el rompimiento del anillo aromático en la posición orto por la catecol 1,2-dioxigenasa formando cis, cis-meconato, que pasa por la forma de mucolactona y se convierte a β -cetoadipato. Por la enzima transferasa y la CoA se forma succinato a acetil CoA que posteriormente entran al ciclo de Krebs. Los genes estructurales que codifican las enzimas incluidas en esta vía se localizan en el ADN cromosomal (Smith, 1990).

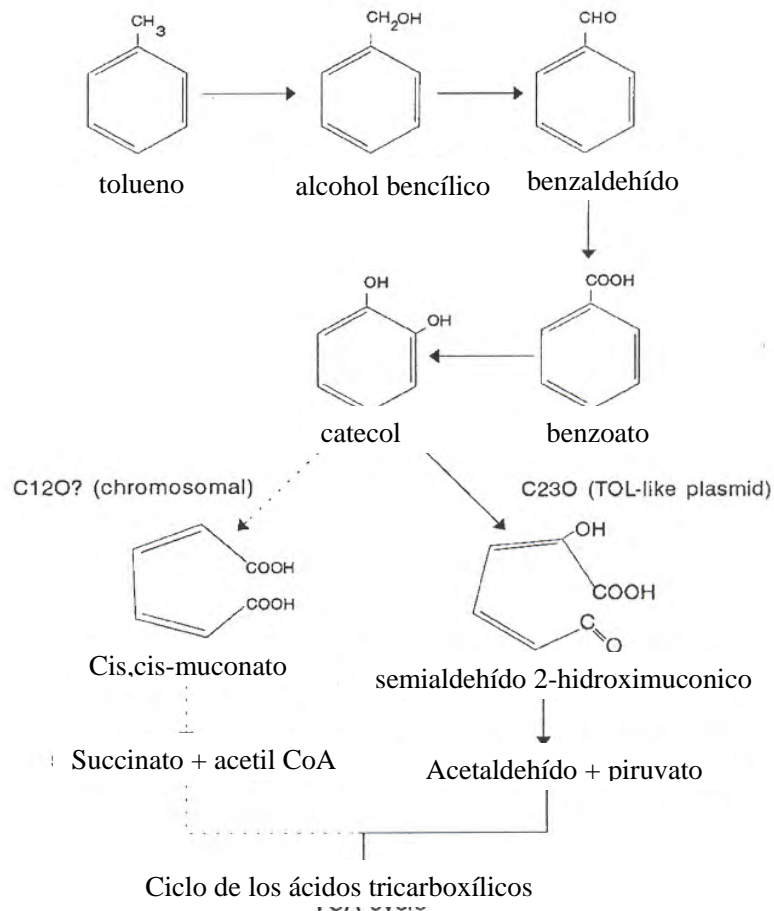


Figura I.4 Vías de degradación de tolueno en *Pseudomonas putida*: vía meta (enzimas codificadas por el plásmido TOL), vía orto (enzimas codificadas en el cromosoma) (Leddy *et al.*, 1995).

c. Etilbenceno

El etilbenceno es oxidado también a cis-dihidrodiol por *Pseudomona putida*, el producto principal fue identificado como (+)-cis-1(s), 2(R)-dihidroxi-3-etilciclohexa-3,5-dieno, el aislamiento de pequeñas cantidades de (+)-cis-1, 2-dihidroxi-3-(1'-hidroxietil)ciclohexa-3,5-dieno indican que puede ocurrir oxidación nuclear y en ambos lados de la cadena (Gibson *et al.*, 1984).

d. Xilenos

Los meta y para xilenos pueden ser degradados por ciertas especies de *Pseudomonas* que llevan el plásmido TOL, primeramente se oxida uno de los dos grupos metilos en su correspondiente alcohol formando alcohol metil bencílico (Figura I.5), el cual se oxida al ácido toluico a través del aldehído toluico hasta la formación de metil catecol (Smith, 1994). Otra forma alterna de degradación ocurre cuando la dioxigenasa ataca directamente al anillo formando cis-dihidrodiol, el cual por acción de dehidrogenasa pasa a catecol sustituido (3,6-dimetilcatecol en caso de p-xileno; 3,5-dimetilcatecol en caso de m-xileno). Los dimetilcatecoles no pueden ser degradados más, lo que representa un ejemplo de biotransformación y no de biodegradación (Smith, 1990).

Baggi *et al.*, 1987; Schraa *et al.*, 1987 reportaron por primera vez la biodegradación completa de o-xilenos llevada a cabo por la bacteria *Pseudomona stutzeri* aislada de lodos activados de aguas residuales. El o-xileno primero se degrada hasta 3,4-dimetilcatecol y posteriormente continua la degradación por la vía meta (Figura I.5).

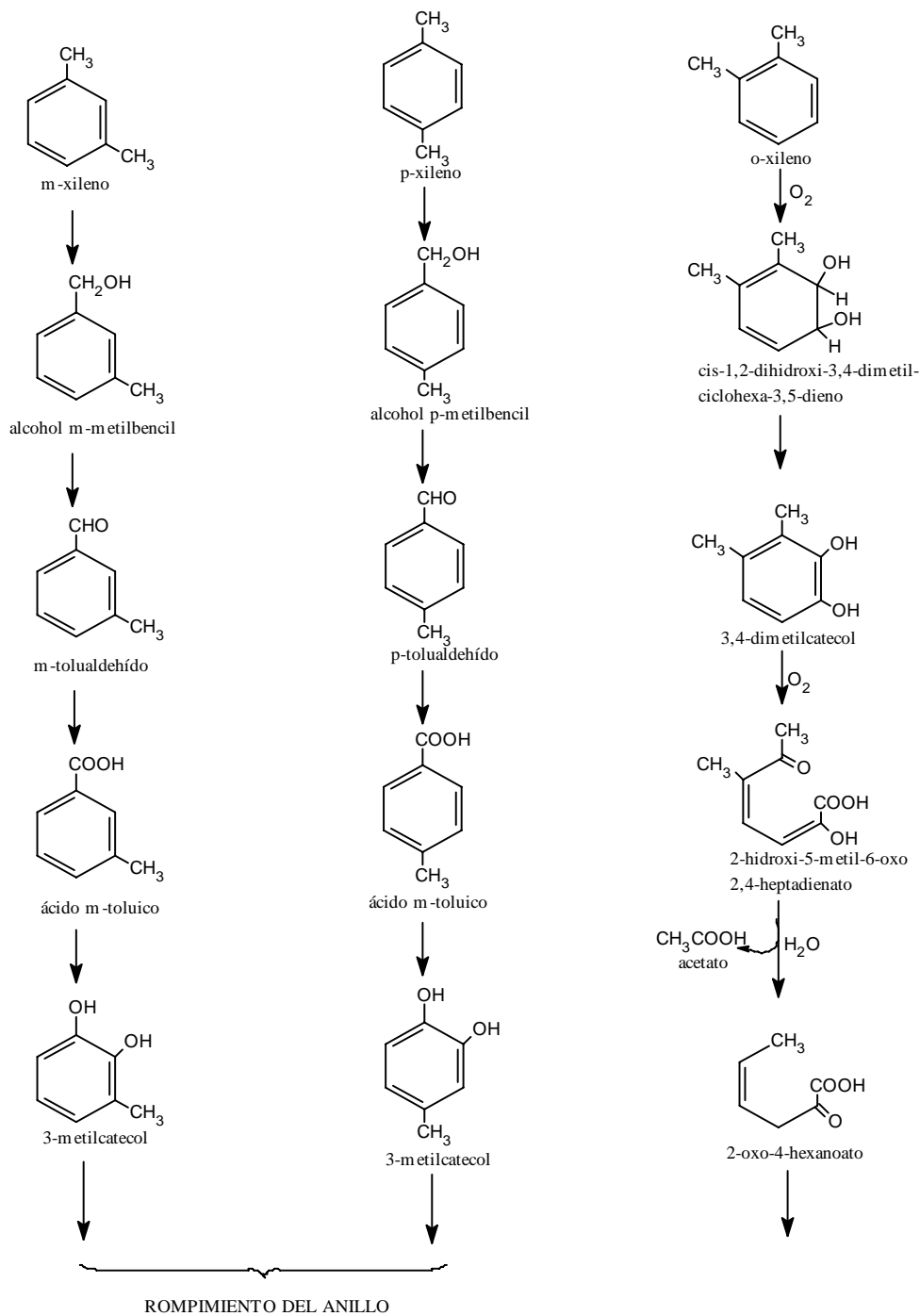


Figura I.5 Reacciones iniciales de biodegradación de m- y p-xilenos (Smith, 1990) y vía degradativa de o-xileno (Schraa, *et al.*, 1987; Baggi *et al.*, 1987).

II. Antecedentes

1. Contaminación del suelo y subsuelo por descarga de aguas residuales

La mayor parte de las sustancias contaminantes generadas en la ZMCM se depositan sobre el acuitardo lacustre, y son transportadas con la ayuda de las precipitaciones pluviales hasta los sedimentos lacustres arcillosos, los cuales representan la única barrera entre los contaminantes y el acuífero. Conocer el comportamiento de dichos contaminantes en el acuitardo lacustre, es de vital importancia para el futuro de los recursos hídricos del valle de México.

La mayor parte de los desechos líquidos industriales y domésticos en la ZMCM, son depositados en el drenaje sin un tratamiento previo, y es de suponer que estos desechos contienen sustancias tóxicas de las cuales no se tiene ningún control para impedir que lleguen hasta el acuífero.

Estas aguas residuales son vertidas en redes de canales y colectores semiprofundos que cruzan la ciudad de México. Este sistema incluye tres sistemas que son Gran Canal de Desagüe, el Río de los Remedios y el Canal Nacional, éstos no cuentan con un revestimiento debajo de ellos para evitar la infiltración de sustancias tóxicas hacia el subsuelo, además de que en la mayor parte de su recorrido se encuentran a cielo abierto.

El Gran Canal de Desagüe conducía el agua de la Ciudad de México por gravedad, debido al crecimiento demográfico se necesita estaciones de bombeo que dirigen el flujo hacia el canal. El Río de los Remedios originalmente un río natural que cruza la parte norte de la Ciudad de México, por muchas décadas ha servido para acarrear aguas residuales domésticas e industriales.

Las aguas residuales no tratadas fluyen hacia el norte donde existen tres presas que reciben aguas residuales (Requena Taxhimay y Endhó) de las cuales se toma agua para la irrigación de 85,000 hectáreas agrícolas de la zona del Mezquital en el valle de Tula, al sur del estado de Hidalgo, aproximadamente a 100 km al norte de la Ciudad de México. Sin embargo el empleo de aguas residuales para riego y el transporte de las mismas a lo largo de canales sin revestir han resultado en la recarga del acuífero local e incluso la formación de nuevos depósitos de extensiones mucho mayores a la original. La recarga incidental ha ocurrido en tal magnitud y por tanto tiempo que los niveles piezométricos del agua del subsuelo se han elevado considerablemente de tal manera que hoy en día en sitios donde el agua subterránea se encontraba a 50 m de profundidad afloran manantiales con gastos de 40 a 600 L/s. Estas fuentes de agua se han constituido en el único suministro para todas las actividades de la región. El exceso de agua en la región se refleja también en los cuerpos superficiales, por ejemplo, el caudal base del río Tula incrementó en casi

ocho veces su valor original (de $1.6 \text{ m}^3/\text{s}$ a $13 \text{ m}^3/\text{s}$) en 50 años (de 1945 a 1995). Finalmente las aguas residuales se vierten en el Golfo de México a través del sistema de ríos Tula-Moctezuma-Pánuco (Dominguez, 2002; Jiménez *et al.*, 2004).

2. Migración de contaminantes en sitios de canal en la zona metropolitana de la Ciudad de México

Mazari-Hiriart, (1992) reporto surfactantes aniónicos y ciertos compuestos orgánicos volátiles como 1, 1-Dicloroetileno, 1, 1, 1-Tricloroetano, Percloroetileno (PCE) o Tricloroetileno (TCE) en las zonas de influencia de canales de drenaje no revestidos. La autora indicó que aunque las concentraciones fueron bajas y los compuestos habían penetrado una distancia corta (6.5 m), los resultados demostraron que los compuestos han migrado a una distancia mayor a la que es posible predecir en una formación arcillosa homogénea.

En otro estudio, de caracterización de sitios de canal en la zona industrial de la subcuenca de Chalco Mazari-Hiriart *et al.*, 1996, encontraron la presencia de Tolueno en aguas superficiales en concentraciones de hasta $1000 \mu\text{g}/\text{L}$ entre otros hidrocarburos, y la migración de los disolventes industriales Percloroetileno (PCE) y tricloroetileno (TCE) hasta 5.5 m de profundidad, representando esto una amenaza para la calidad de agua del acuífero. Esto es de especial interés en la parte norte del valle de México, donde los canales atraviesan la zona de transición. El potencial de contaminación subterráneo a través de canales no revestidos también existe en el área lacustre, ya que hay un gradiente hidráulico descendente el cual probablemente se incrementa con el tiempo.

El principal efecto por la alta demanda de agua en la ciudad es la sobreexplotación del acuífero, la cual se estima en $15 \text{ m}^3/\text{s}$, es decir el 40% de la recarga natural, como consecuencia los gradientes hidráulicos ahora son descendentes a través de las arcillas y en ciertas zonas de la Ciudad de México existe el potencial para la migración descendente del agua de las fuentes superficiales a través de las arcillas hacia el agua subterránea. Cuando las fuentes de agua son contaminadas, por ejemplo en alcantarillas y canales, entonces existe la posibilidad para que los contaminantes sean transportados hacia el acuífero (Mazari-Hiriart, 1992).

Autores como Pitre y Rudolph (1991) y Pitre (1992), evaluaron registros históricos y recientes del área de Texcoco en la cuenca de México, y determinaron que los gradientes hidráulicos a través de las arcillas en el área de estudio han cambiado en los últimos 30 años de verticales ascendentes a verticales descendentes. Calcularon que este gradiente descendente y consecuente potencial de migración de contaminantes en las arcillas, es importante desde la década de los 70s.

3. Movimientos de hidrocarburos en el suelo

La capa arcillosa lacustre o acuitardo que cubre el acuífero en la cuenca de México, ha sido considerada una barrera que restringe la migración descendente del agua y contaminantes superficiales hacía el acuífero. La confianza en las arcillas lacustres que actúan como una barrera eficiente a los contaminantes, se basa en gran parte en que se considera que actúan hidrogeológicamente como una unidad relativamente homogénea. Sin embargo, existen dos posibilidades por las cuales las arcillas en la ZMCM pueden tener fracturas: por actividades humanas y por fracturas naturales, las cuales se describen a continuación (Domínguez, 2002).

a. Fracturas por actividades humanas

A través de los años ha habido una amplia variedad de actividades en la cuenca, que han ocasionado la penetración de toda o una parte de las arcillas lacustres, por ejemplo, construcciones, excavaciones, hincado de pilotes, etc. La penetración completa más común de las arcillas ocurre cuando un pozo es instalado hasta el acuífero (Lesser, 2002). Otra consecuencia importante es la migración descendente del agua y contaminantes a lo largo de pozos instalados sin los procedimientos actuales, para prevenir estos problemas. Un aspecto más importante de los pozos antiguos, es que ya no se usan y que en sus secciones interiores no fueron sellados adecuadamente. En la ZMCM se instaló un sistema de drenaje profundo y un sistema semiprofundo, ambos necesitaron de excavaciones en las arcillas para su construcción.

b. Fracturas naturales

Otras investigaciones realizadas en la confluencia del Gran Canal del Desagüe y el Río de los Remedios parecen confirmar la infiltración del agua contaminada, tritio y varios contaminantes orgánicos (disolventes halogenados y surfactantes), los cuales han sido detectados en bajas concentraciones a profundidades donde la migración es dominada por el flujo de fracturas, indicando que las fracturas han sido observadas en núcleos del lugar a 15 m de profundidad. Pitre, (1992), reportó una densidad de fracturas en Gran Canal del Desagüe de 20/m a 100/m, pero estas fracturas no se encuentran homogéneamente distribuidas y no todas son hidráulicamente activas.

Estudios recientes de Vargas *et al.*, (2004), sugieren que existen fallas y fracturas en las arcillas en varias partes de la cuenca, por ejemplo en el lago de Texcoco, a lo largo del río Churubusco y en el valle de Chalco. Se conoce que las fallas superficiales surgen del proceso de hundimiento y las fracturas en la formación arcillosa superior pueden, bajo algunas circunstancias, desarrollarse como resultado del encharcamiento de las primeras lluvias seguido de la estación de secas. Por lo que no es seguro que en muchas áreas los depósitos arcillosos, los cuales fueron vistos durante

mucho tiempo como una protección del acuífero, estén dando una protección completa (Mazari-Hiriart, 1992).

4. Estudios microbiológicos del suelo

Debido a la necesidad de aplicar técnicas adecuadas de limpieza y saneamiento en sitios con problemas de contaminación, es importante un mayor entendimiento de las condiciones ambientales que afectan la acción de los microorganismos y distribución de los contaminantes. Por ello, se debe evaluar la distribución y abundancia de los microorganismos en suelo y subsuelo, ya que muchos de éstos son capaces de degradar compuestos orgánicos como los hidrocarburos aromáticos (Chaíneau, 1999). Su versatilidad hace que se encuentren en casi todos los ambientes y para saber si existe capacidad de atenuación natural primero se debe caracterizar el lugar para entender el comportamiento de los contaminantes en el sitio y conocer la influencia de las variables físicas y químicas sobre la actividad microbiana, dado lo anterior los objetivos del presente trabajo son los siguientes:

III. OBJETIVOS

Objetivo General: Evaluar el potencial de biodegradación de hidrocarburos monoaromáticos (BTEX) en muestras de suelo tomadas a diferentes profundidades por debajo del fondo del Gran Canal del Desagüe, a través de la cuantificación de bacterias degradadoras.

Objetivos Particulares:

- 1) Definir el tipo de agua residual que corre por el Gran Canal del Desagüe, considerando sus propiedades fisicoquímicas.
- 2) Realizar la caracterización física, química y microbiológica de muestras de suelo obtenidas por debajo del fondo del Gran Canal del Desagüe.
- 3) Medir la población microbiana potencialmente degradadora de BTEXs en muestras de suelo obtenidas a diferentes profundidades por debajo del fondo del Gran Canal del Desagüe.
- 4) Definir el potencial de biodegradación natural de BTEXs (benceno, tolueno, etilbenceno y xilenos) en muestras de suelo obtenidas a diferentes profundidades por debajo del fondo del Gran Canal del Desagüe.

IV. Metodología

A. Desarrollo experimental

1. Análisis de aguas superficiales

Se realizó la caracterización de las aguas residuales que son vertidas a los canales, tanto en “Río de los Remedios” como al “Gran Canal del Desagüe”. Para ello, se tomaron muestras de agua superficial de ambos canales con un muestreador de acero inoxidable y se realizaron las siguientes determinaciones: pH, DBO₅, nitrógeno total, nitrógeno amoniacal, conductividad eléctrica, alcalinidad, sólidos totales, sólidos suspendidos y sólidos disueltos, contenido de ácido acético, ácido propiónico y ácido butírico según los Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (1989). La determinación de los compuestos orgánicos semivolátiles se realizó por el método EPA 8270A y la determinación de compuestos orgánicos volátiles por el método EPA 8260 el cual emplea a la cromatografía de gases con detector de espectrometría de masas, estos análisis fueron realizados por un laboratorio acreditado ante la Entidad Mexicana de Acreditación (EMA). En la figura IV.1 se muestra una vista del sitio en Gran Canal del Desagüe donde se realizaron las perforaciones para la obtención de los núcleos, procedimiento que se menciona a continuación.



Figura IV.1 Vista del sitio de muestreo del Gran Canal del Desagüe.

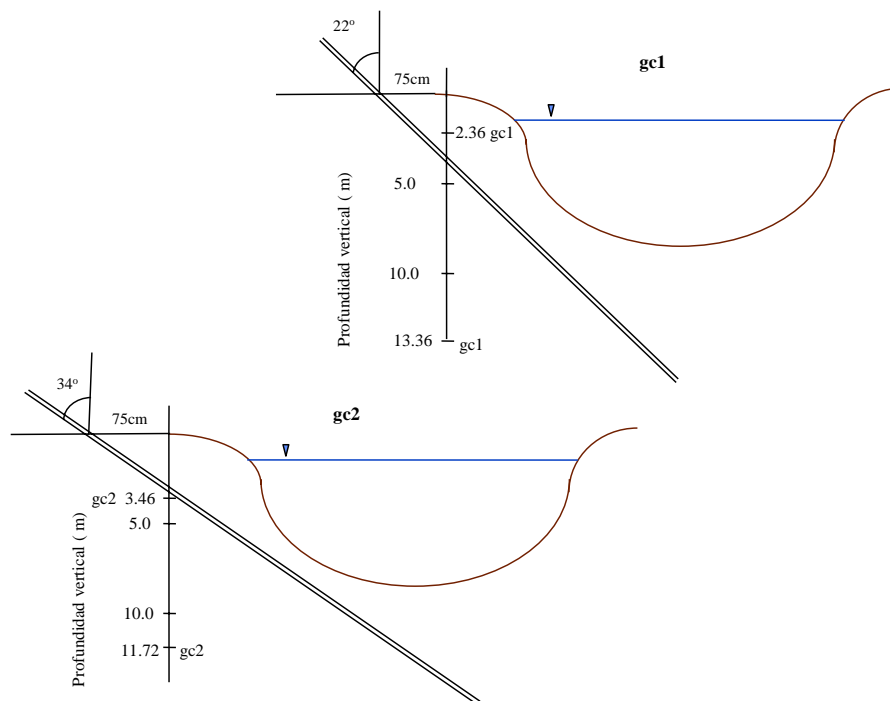
2. Obtención de núcleos de suelo

Para conocer la influencia de las aguas residuales que fluyen por el Gran Canal del Desagüe, hacia el subsuelo, se obtuvo material del subsuelo mediante dos perforaciones en ángulo a partir de la orilla del canal y hacia el centro por debajo de éste, en un lugar donde se tuviera un fácil acceso para acomodar la perforadora y que además fueran puntos representativos del canal.

Las perforaciones se identificaron como gc1 y gc2 y se obtuvieron justo después de la unión de las corrientes de aguas residuales de la zona industrial de Xalostoc, estado de México, que corren por el Río de los Remedios. El sitio de muestreo se localiza en el estado de México después del entubamiento del Gran Canal, sus coordenadas UTM son $X=492,082.12832$ y $Y=2'157,020.46087$ aproximadamente a 200 m al norte de la vía del tren (Figura IV.2). Los núcleos fueron tomados en ángulo de 22° para gc1 y 34° para gc2, respecto a la horizontal adyacente al canal, con el objeto de captar la influencia de los contaminantes infiltrados en el subsuelo por debajo del fondo del canal, como se muestra en la figura IV.3. La toma de muestras se realizó mediante la técnica desarrollada en la Universidad de Waterloo por Starr e Ingleton, 1992 y Rudolph *et al.*, 1991.



Figura IV.2 Imagen de satélite del sitio de muestreo (Google Earth, 2006).

**Figura****IV.3**

Ángulo de muestreo en Gran Canal del Desagüe, gc1 a 22° y para gc2 a 34°.

El ángulo de muestreo se determinó mediante el conocimiento del perfil del fondo del canal, tomando mediciones de la profundidad en la orilla a 0.25, 0.5, 1, 1.5 y 2 m de distancia hacia el centro del canal. Tomando el ancho del canal, se consideró que la máxima profundidad se encontraba en el centro del canal. Esto con el objetivo de que la perforación pasara justo debajo del fondo del canal sin penetrar en el cauce. La profundidad vertical a la que se llegó fue de 13.36 m para gc1 y de 11.72 m para gc2.

Es necesario mencionar, que antes de llevarse a cabo la perforación de los núcleos para realizar la caracterización, se extrajeron núcleos adicionales, con la finalidad de optimizar las perforaciones y obtener el máximo de recuperación del material geológico, ya que se tuvieron algunos problemas de sellado del pistón interno que tenía la función de hacer vacío. Así pues, hubo muestras adicionales que se emplearon para determinar los BTEX disueltos en agua intersticial los cuales son adsorbidos en el subsuelo, a las que se les denominaron gc3, gc3' y gc7.

Para la extracción de los núcleos se utilizaron tubos de aluminio de 5 cm de diámetro interno, previamente lavados, los cuales se introdujeron en secciones de 1.0 a 1.5 m de longitud a profundidades sucesivas, para ello se utilizó una maquinaria perforadora Joy 12B con un motor de gasolina, que permitió dar la inclinación de los tubos en el ángulo requerido (Figura IV.4).

Los tubos llevaban un pistón en el interior a la hora de introducirlos (Figura IV.5) y cuando llegaban a la profundidad, se introducía (hincaba) únicamente el tubo sin el pistón, para así obtener una muestra inalterada, este pistón ayudó en la retención de la muestra dentro del tubo de aluminio debido al vacío generado.



Figura IV.4 Maquinaria utilizada en la perforación



Figura

interno del tubo de muestreo

IV.5 Vista del pistón

Con ayuda de un ademe, se sostenía el tubo de aluminio, se hacía girar en el sentido de las manecillas del reloj para cortar la muestra a la profundidad alcanzada y se extrajeron con ayuda de un gancho acoplado a una polea que jalaba los tubos. Para las muestras siguientes, el tubo se

introdujo hasta donde había llegado en la muestra anterior, el proceso se repitió sucesivamente para las siguientes muestras Tabla IV. 1 y Tabla IV.2.

Una vez fuera, cada tubo se cortó justo hasta donde la muestra era recuperada, inmediatamente se sellaron con tapas de plástico, se etiquetaron y se pusieron en hielo, para ser transportados posteriormente a un cuarto frío para su corte (Figura IV.6).



Figura IV.6 Corte en cuarto frío de los núcleos obtenidos en campo.

Los núcleos se dividieron en secciones de diferente longitud (entre 5 y 15 cm) para efectuar los análisis, los cuales se llevaron a cabo en un cuarto frío a 4°C, sellando inmediatamente ambos extremos de cada sección. A cada sección se le tomaron dos sub-núcleos con un nucleador de acero inoxidable en condiciones asépticas (Figura IV.7), un sub-núcleo fue transferido de inmediato a pequeños frascos de vidrio previamente esterilizados y fue utilizado para las determinaciones microbiológicas, y el otro sub-núcleo se utilizó para extraer los BTEX adsorbidos en el material. El material restante de cada sección se utilizó para los análisis físicos y químicos.

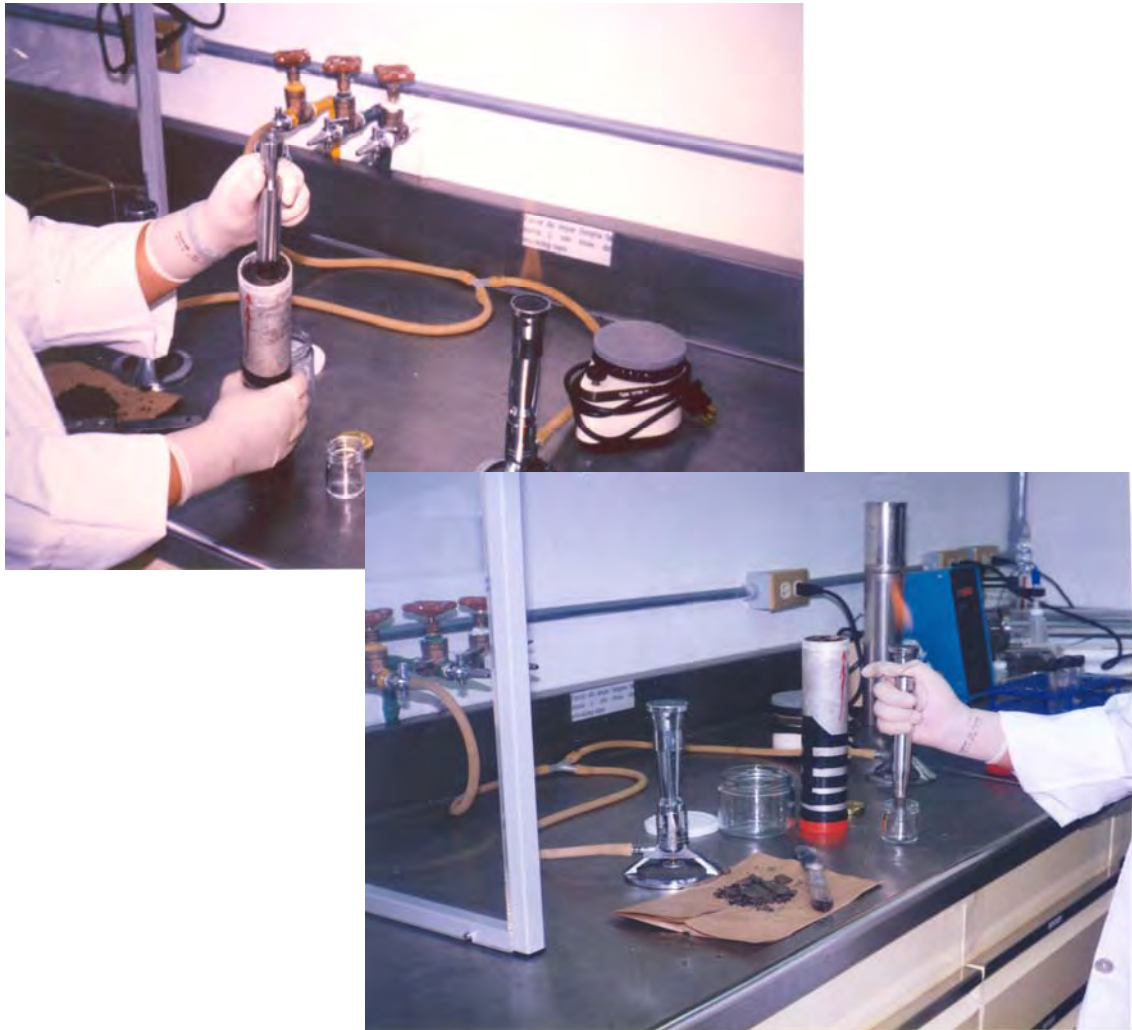


Figura IV.7 Submuestreo de núcleos en condiciones asépticas.

Tabla IV.1 Muestras provenientes del punto gc1.

MUESTRA	PROFUNDIDAD VERTICAL APARTIR DEL NIVEL DEL TERRENO (m)	PROFUNDIDAD VERTICAL PROMEDIO A PARTIR DEL NIVEL DEL TERRENO (m)	LONGITUD DE LA SECCIÓN (cm)	VOLUMEN DE LA MUESTRA (cm³)
M1	2.34 – 2.39	2.36	5	98.17
M6	3.89 – 3.94	3.91	5	98.17
M10	4.39 – 4.44	4.41	5	98.17
M14	4.76 – 4.81	4.78	5	98.17
M18	6.04 – 6.09	6.06	5	98.17
M23	6.46 – 6.50	6.48	4	78.54
M27	7.30 – 7.35	7.32	5	98.17
M32	7.72 – 7.76	7.74	4	78.54
M36	8.20 – 8.25	8.22	5	98.17
M42	8.76 – 8.80	8.78	4	78.54
M48	9.31 – 9.36	9.33	5	98.17
M52	10.32 – 10.37	10.34	5	98.17
M57	10.74 – 10.79	10.76	5	98.17
M61	12.17 – 12.22	12.19	5	98.17
M66	12.95 – 12.99	12.97	4	78.54
M70	13.32 – 13.36	13.34	4	78.54

Tabla IV.2 Muestras provenientes del punto gc2.

MUESTRA	PROFUNDIDAD VERTICAL APARTIR DEL NIVEL DEL TERRENO (m)	PROFUNDIDAD VERTICAL PROMEDIO A PARTIR DEL NIVEL DEL TERRENO (m)	LONGITUD DE LA SECCIÓN (cm)	VOLUMEN DE LA MUESTRA (cm³)
M74	3.44 – 3.49	3.46	5	98.17
S78	3.78 – 3.81	3.79	3	58.90
M79	4.44 – 4.48	4.46	4	78.54
M83	5.82 – 5.86	5.84	4	78.54
M87	6.47 – 6.51	6.49	4	78.54
M91	6.80 – 6.84	6.82	4	78.54
M95	8.00 – 8.04	8.02	4	78.54
M99	8.34 – 8.38	8.36	4	78.54
S101	8.42 – 8.48	8.45	6	117.81
M104	9.02 – 9.06	9.04	4	78.54
M108	10.00 – 10.04	10.02	4	78.54
M112	10.33 – 10.37	10.35	4	78.54
M116	11.27 – 11.31	11.29	4	78.54
M121	11.68 – 11.72	11.70	4	78.54

Se realizó la caracterización física, química y microbiológica de las muestras de suelo provenientes de las diferentes profundidades como se muestra en la Figura IV.8:

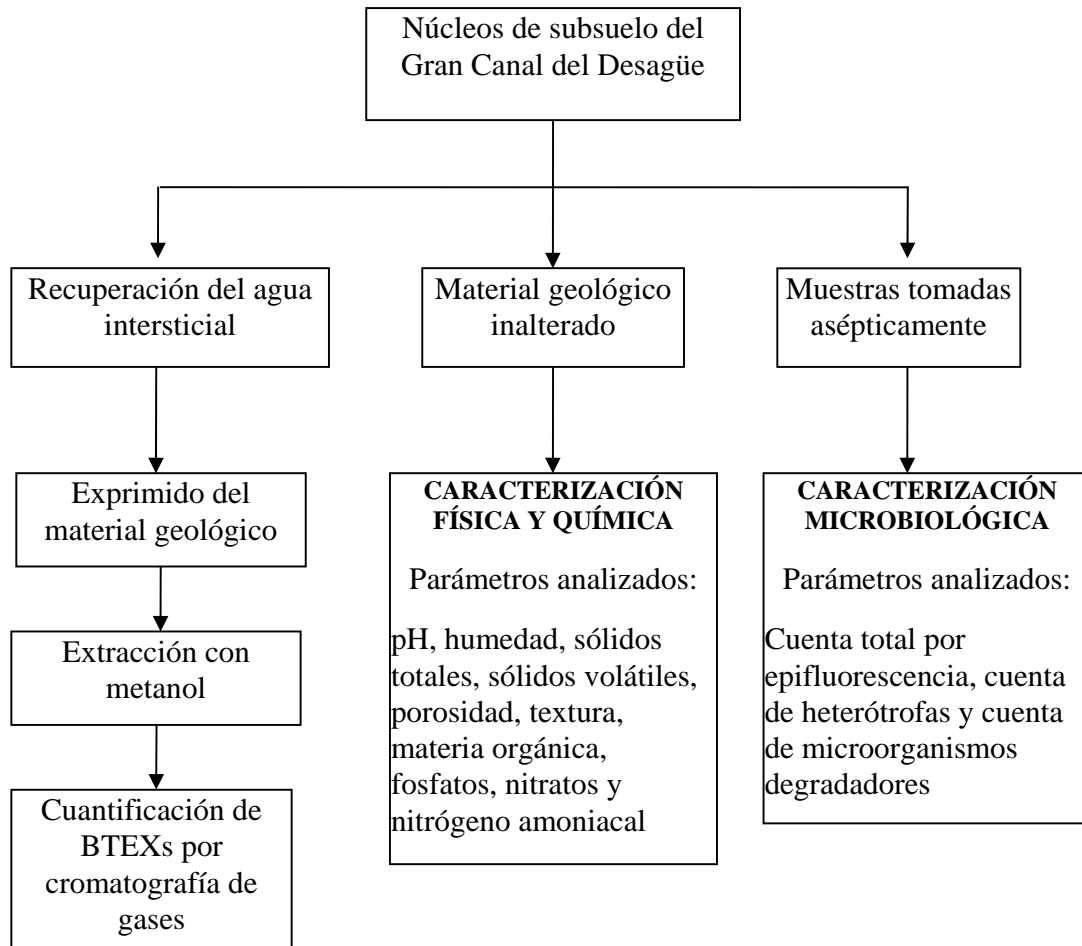


Figura IV.8 Estrategia de análisis de las muestras de agua intersticial y del material geológico.

3. Determinación de BTEX

Se extrajo el agua intersticial de secciones adicionales de material diferentes a las utilizadas para los análisis físicos, químicos y microbiológicos (Tabla IV.3), exprimiendo el material con una prensa de acero inoxidable que tiene en la parte inferior dos filtros (Whatman No. 2 entre las rejillas de acero inoxidable) y una salida donde se colecta la muestra en una jeringa de vidrio, para evitar la volatilización de los compuestos según la técnica de Patterson *et al.*, 1978 (Figura IV.9). La jeringa de vidrio permite tomar la muestra sin fase gaseosa para evitar la pérdida de los compuestos volátiles. Para evitar una posible contaminación cruzada entre las muestras se descartó aproximadamente un mililitro del agua extraída de cada sección. Las muestras se

colocaron inmediatamente en viales de vidrio borosilicato que se taparon con septas de teflón y anillos de aluminio. Este proceso se realizó dentro de un cuarto frío a 4°C.

Tabla IV.3 Muestras adicionales de las cuales se obtuvo el agua intersticial para su análisis de BTEX por cromatografía de gases.

MUESTRA	PROFUNDIDAD VERTICAL A PARTIR DEL NIVEL DEL TERRENO (m)	PROFUNDIDAD VERTICAL PROMEDIO A PARTIR DEL NIVEL DEL TERRENO (m)
gc3`-K	2.55 – 2.64	2.59
gc3`-M	2.73 – 2.83	2.78
gc7-Q	3.59 – 3.72	3.65
gc7-S	3.85 – 3.98	3.91
gc3a-A	4.06 – 4.18	4.12
gc7-U	4.11 – 4.24	4.17
gc3-D	4.43 – 4.55	4.49
gc3-G	5.42 – 5.50	5.46
gc3-H	5.50 – 5.58	5.54

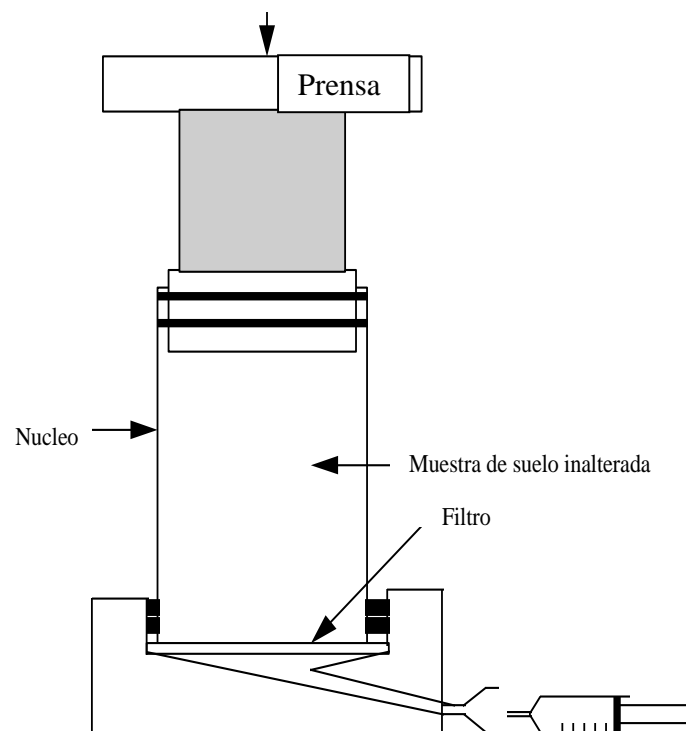


Figura IV.9 Recuperación del agua intersticial de muestras de suelo.

Se tuvo especial cuidado en el lavado y ensamblado de las partes de la prensa para recuperar agua intersticial. Para el lavado se utilizó hexano, metanol, ácido nítrico al 10%, enjuagando con agua desionizada.

Para el análisis de los BTEX adsorbidos en el material geológico, se tomó un subnúcleo de cada una de las secciones y se introdujo en un vial con metanol sellando inmediatamente, como indica el método EPA 5030 (USEPA, 1986) para permitir su disolución, después se tomó una alícuota de 1.0 mL de metanol de cada muestra y se adicionó en 4 mL de agua libre de BTEX en viales de 22 mL. Ambas muestras, provenientes de agua intersticial y el extracto de metanol fueron analizadas en un cromatógrafo de gases marca Varian modelo 3350 con detector de ionización de flama por la técnica de *headspace* según el método EPA 3810 (USEPA, 1986) adaptado a las condiciones del equipo disponible (Jennison *et al.*, Varian). Se utilizó una columna capilar DB-1 (J&W Scientific) de 0.25 mm de diámetro interno y 60 m de longitud, con espesor de película de 1 μm .

Cabe mencionar que la técnica de *headspace* permite analizar compuestos volátiles en trazas, así como los que se presentan en altas concentraciones. El método requiere que se alcance un equilibrio químico y térmico dentro del vial que contiene la muestra para que aplique la ley de Henry, cuya constante H está relacionada con la presión de vapor del gas sobre la solución, y a la concentración del compuesto en la fase líquida (Roe *et al.*, 1989).

Previo a la cuantificación propiamente se determinaron las condiciones de análisis, realizando curvas de calibración a diferentes concentraciones bajo diferentes temperaturas y tiempos de calentamiento en el *headspace*, para encontrar la temperatura y el tiempo óptimos que permitan alcanzar el equilibrio entre las fases líquida y gaseosa de los viales (Penton Z.), (Anexo I). Las soluciones “estándares” se prepararon según el método EPA 8020A (USEPA, 1994), así mismo se determinaron las curvas de calibración para la cuantificación de las concentraciones de BTEX en cada una de las muestras analizadas.

4. Análisis físicos y químicos

El material geológico para los análisis físicos y químicos se transfirió a frascos de vidrio de 250mL en el cuarto frío, después de haber tomado los subnúcleos en forma aséptica. Estos frascos se mantuvieron siempre a 4°C.

a. Determinación de humedad

El porcentaje de humedad se determinó por duplicado con 10 g de muestra, utilizando cápsulas de porcelana a peso constante, dejando secar la muestra en horno a 105°C durante 24 horas (Carter, 1993).

b. Determinación de sólidos totales y volátiles

Los sólidos totales y sólidos volátiles se calcularon por diferencia de pesos secando la muestra y después calcinando en una mufla a 550°C para obtener los sólidos fijos, también por duplicado (APHA, 1989).

c. Determinación de pH

Para medir el pH se preparó una suspensión con 10 g de suelo y 20 mL de agua destilada, midiendo el pH con un potenciómetro marca Conductronic pH 20 después de haber agitado durante 30 min. y se dejó reposar por 10 min. (Jackson, 1982).

d. Determinación de materia orgánica

El método de Walkey y Black modificado se utilizó para cuantificar la materia orgánica, la cual consiste en una digestión ácida con ácido crómico, en la cual se digiere la muestra por 30 min en una estufa a 150°C, en matraces sellados con tapa de teflón. Se tituló el dicromato de potasio excedente con sulfato ferroso amoniacal, utilizando difenilamina como indicador (Anexo II) (Carter, 1993).

e. Cuantificación de fósforo

El contenido de fósforo se cuantificó por el método de Bray P-1, prueba colorimétrica en la que el color azul indica la presencia de fosfatos como ortofosfatos, se midió la absorbancia a una longitud de onda de 660 nm en un espectrofotómetro Milton Roy 20D (Jackson, 1982), (Anexo III).

f. Determinación de nitratos y nitrógeno amoniacal

Así mismo para la determinación de nitratos se empleó un método colorimétrico, en donde el color amarillo se genera por su presencia, se midió a una longitud de onda de 420 nm en un espectrofotómetro Milton Roy 20D (Jackson, 1982), (Anexo III).

Para el nitrógeno amoniacal se requieren 100 g de muestra, por lo que se eligieron puntos al azar intercalados para utilizar toda la muestra disponible y obtener un perfil con varios puntos, lo cual se pudo realizar sólo en el caso de gc1, ya que en gc2 no se contaba con muestras adicionales para asignarlas a este análisis. La extracción se realizó con una solución de cloruro de sodio al 10% acidificada con ácido clorhídrico a pH 2.5. Se utilizó un aparato BÜCHI 323 para realizar la destilación recibiendo en una solución de ácido bórico con indicador mixto a pH 5, el destilado se tituló con una solución de ácido sulfúrico 0.2 N (Jackson, 1982).

g. Determinación de porosidad

La densidad real se evaluó con picnómetros de vidrio de 25 mL con capilar a peso constante y dejando reposar aproximadamente 12 horas para permitir la liberación de las burbujas atrapadas en los poros del suelo. Para la densidad aparente se utilizaron probetas de vidrio de 10 mL, compactando el suelo 2 veces en cada muestra. Los pesos se registraron en una balanza analítica marca Ohausaga modelo 110 para realizar el cálculo de la porosidad mediante la aplicación de la siguiente ecuación (Carter, 1993; Blake, 1986):

$$\% \text{ Porosidad} = \frac{\text{densidad real} - \text{densidad aparente}}{\text{densidad real}}$$

Una vez obtenidos los datos de los parámetros fisicoquímicos (Anexo II) se elaboraron los perfiles, uno para cada sondeo (gc1 y gc2), comparando cada dato con su profundidad correspondiente, y así poder observar la influencia de las aguas que corren por el canal hacia el subsuelo.

5. Análisis microbiológicos

Los subnúcleos tomados asépticamente se analizaron para conteo en placa de bacterias totales heterótrofas en un medio que contenía peptona, extracto de levadura y glucosa (PYG Merck 1.05403) (Carter, 1993), para lo cual se peso 1g de suelo y se puso en 10 mL de una solución isotónica de NaCl al 8%, agitando con un vortex para la completa dispersión de la muestra, a partir de ésta suspensión se realizaron las diluciones necesarias para sembrar en las cajas de Petri con medio sólido, 0.1 mL de inóculo, por triplicado (Figura IV.10). Las placas se dejaron incubar a 25°C durante 48 horas, llevando a cabo el conteo en aquellas cajas que contenían de 30 a 300 colonias. Se calculó el promedio y se obtuvo su logaritmo decimal para la elaboración de los perfiles.



Figura IV.10 Siembra en cajas de Petri para cuantificación de bacterias totales heterótrofas

Se realizó el conteo de bacterias totales por epifluorescencia según el método del APHA (1992) modificado, utilizando el colorante anaranjado de acridina (Sigma 46005) que se dejó reaccionar con la dilución que contenía la cantidad de microorganismos que permitiera el conteo, las muestras se filtraron por una membrana de policarbonato de 0.2 μm de poro, de 25 mm de diámetro. Las preparaciones se observaron en un microscopio de epifluorescencia American Optical One-Ten a un aumento de 40X y 100X. Se contaron 30 campos por muestra y se obtuvo el promedio de bacterias por gramo de suelo seco.

El conteo de bacterias degradadoras de benceno, tolueno, etilbenceno y xilenos se realizó en tarros con medio sólido que contenía 1 g/L de NH_4NO_3 , 0.25 g/L de K_2HPO_4 y 5% de extracto de suelo para asegurar la presencia de los oligoelementos necesarios para el buen crecimiento de los microorganismos, cada uno de los BTEX se agregó sobre el agar a una concentración de 35 μL una vez inoculado el medio. Los tarros se cerraron herméticamente, se colocaron perlas de vidrio para dispersar el inóculo y sustrato y se incubaron a 25°C por 5 días y se contaron las colonias visibles y separadas (Anexo IV).

V. Resultados y Discusión

A. Caracterización de aguas residuales superficiales

Los resultados de la caracterización de las aguas residuales que fluyen en Gran Canal del Desagüe y en Río de los Remedios se presentan en la Tabla V.1, donde son comparados con los valores reportados para aguas residuales de tipo doméstico (Metcalf y Eddy, 1991) así se puede observar que para Gran Canal del Desagüe los valores de sólidos totales, sólidos disueltos totales, sólidos disueltos fijos, sólidos disueltos volátiles, sólidos suspendidos fijos y alcalinidad se encuentran por arriba de los valores reportado para un agua residual doméstica. En Río de los Remedios los valores de sólidos totales, sólidos disueltos fijos, pH y alcalinidad también fueron rebasados, siendo la conductividad eléctrica también muy alta en ambos lugares, esta última con relación a los valores reportado para agua potable.

Tabla V.1 Caracterización de muestras de aguas residuales superficiales del Gran Canal del Desagüe y del Río de los Remedios.

PARÁMETRO	GRAN CANAL DEL DESAGÜE	RÍO DE LOS REMEDIOS	REFERENCIA Metcalf y Eddy, 1991
DBO ₅ (mg/L)	296.70	303.30	110-220-400
sólidos totales (mg/L)	1765.30	888.00	350-1200
sólidos disueltos totales (mg/L)	1616.00	841.30	250-850
sólidos disueltos fijos (mg/L)	1202.00	643.00	145-525
sólidos disueltos volátiles (mg/L)	414.00	198.30	105-325
sólidos suspendidos totales (mg/L)	149.40	46.70	100-350
sólidos suspendidos fijos (mg/L)	88.70	26.00	20-75
sólidos suspendidos volátiles (mg/L)	60.70	20.70	80-275
pH	7.45	7.60	6.5-7.5
conductividad eléctrica (µS/cm)	9580.00	4600.00	50-100 ¹
alcalinidad (mg CaCO ₃ /L)	760.00	412.00	50-200
Nitrógeno total (mg/L)	28.00	13.44	
N-NH ₄ (mg/L)	27.16	10.44	12-50
ácido acético (mg/L)	ND	ND	-
ácido propiónico (mg/L)	ND	ND	-
ácido butírico (mg/L)	ND	ND	-

ND no detectado. ¹valores para agua potable (APHA, 1995).

En ambos canales la DBO₅ se encontró en el intervalo para una concentración alta en aguas residuales domésticas, de acuerdo con la clasificación baja-media-alta de Metcalf y Eddy, (1991).

Con estos datos se puede decir que las aguas que fluyen por ambos canales de drenaje son una mezcla de aguas residuales de origen doméstico e industrial.

En cuanto al análisis de los compuestos orgánicos presentes en las aguas residuales superficiales del Gran Canal del Desagüe (Tabla V.2), se detectó la presencia de varios compuestos volátiles y semivolátiles, los cuales son utilizados principalmente en la industria como disolventes para remover grasa de partes metálicas, en la fabricación de pinturas, anilinas, barnices, medicamentos, espumas de poliuretano, fertilizantes, plaguicidas, entre otros. Todos estos compuestos son tóxicos tanto para el medio ambiente como a la salud humana en el caso de hexacloroetano, el cloroformo, el tetracloroetileno y el benceno con carcinogénicos, y el resto son posibles carcinogénicos (ATSDR, 1997). Los tres compuestos que se encontraron por arriba del límite máximo permitido por la EPA para agua potable en Estados Unidos son el pentaclorofenol, el 2,3,4,6-tetraclorofenol y el 2,4,6-triclorofenol, estos son compuestos que se forman al agregar cloros al fenol (de uno a cinco). El fenol es un compuesto aromático derivado del benceno, al agregar un grupo hidróxido a un carbono para reemplazar un hidrógeno. También resalta la presencia de los monoaromáticos benceno y tolueno, y aunque son detectados en una concentración baja debido a su volatilidad, han sido detectados a mayores concentraciones en otros canales donde también son vertidas aguas residuales industriales como es el caso de subcuenca de Chalco, donde se han detectado hasta 1000 µg/L de tolueno entre otros hidrocarburos (Mazari-Hiriart *et al.*, 1996).

Tabla V.2 Compuestos orgánicos detectados en muestras de agua residual superficial en el Gran Canal del Desagüe.

COMPUESTO QUIMICO	CONCENTRACION (µg/L)	LÍMITE EPA (µg/L)
2,4-Dinitrotolueno	20.000	-
Fenol	100.000	2,000.000
Hexaclorobenceno	70.000	1.000
Hexacloroetano	50.000	1.000
Nitrobenceno	500.000	17,000.000
Pentaclorofenol	1001.000	1.000
2,3,4,6-Tetraclorofenol	100.000	1.000
2,4,6-Triclorofenol	100.000	1.000
Tetracloruro de carbono	0.021	5.000
Cloroformo	0.013	100.000
Clorobenceno	0.010	100.000
Benceno	0.010	5.000
Tolueno	0.005	1,000.000
Tricloroetileno	0.010	5.000
Tetracloroetileno	0.020	5.000

B. Presencia de BTEX en el subsuelo

1. BTEX en agua intersticial

En las muestras de agua intersticial (muestras adicionales), se detectó la presencia de BTEX (Tabla V.3), en donde las concentraciones de benceno, tolueno, etilbenceno y o-xileno en los intervalos de profundidad de 4.06 a 4.18 m y de 5.50 a 5.58 m fueron mayores, en este último el m- y el p-xileno se presentaron las mayores concentraciones 25.72 mg/L. En este caso lo que más llama la atención, es el hecho de que a pesar de que estos compuestos son volátiles y se vierten en canales expuestos a la intemperie, su solubilidad parcial en agua les permite migrar al subsuelo. Una situación similar fue reportada por Mazari-Hiriart *et al.*, 1996, quienes detectaron percloroetileno y tricloroetileno, a una profundidad de 4 m, en el subsuelo de un canal de la subcuenca de Chalco, Estado de México, en donde también son vertidas aguas residuales industriales. Aunque no se cuenta con los datos sobre el tipo de material geológico predominante en los dos puntos específicos gc1 y gc2, para poder relacionar las altas concentraciones con el tipo de material, se cuenta con el comportamiento de los perfiles de los análisis fisicoquímicos que muestran la influencia de las aguas del canal a partir de las mismas profundidades (datos mostrados más adelante), por lo que el aumento de la concentraciones de los BTEX a 4.06-4.18m y a 5.50-5.58 m, seguramente se debe a que el microambiente saturado propicia una mayor disolución de estos compuestos. Por otro lado, no resultaría extraño que capas de arcilla estuvieran reteniendo una mayor cantidad de contaminantes, ya que durante el muestreo se observó la presencia de gran proporción de arcillas.

Tabla V.3 Presencia de hidrocarburos monoaromáticos volátiles en agua intersticial extraída en muestras adicionales (gc3, gc3`y gc7) del subsuelo del Gran Canal del Desagüe

PROFUNDIDAD VERTICAL (m)	BENCENO (mg/L)	TOLUENO (mg/L)	ETILBENCENO (mg/L)	m y p-XILENO (mg/L)	o-XILENO (mg/L)
2.55 - 2.64	<0.02	0.047	0.543	0.163	0.045
2.73 - 2.83	<0.02	0.021	0.348	0.091	0.027
3.59 - 3.72	<0.02	0.021	0.331	0.082	0.022
3.85 - 3.98	<0.02	<0.002	0.103	0.026	0.005
4.06 - 4.18	0.37	1.258	1.418	4.164	2.262
4.11 - 4.24	<0.02	0.024	0.318	0.097	0.024
4.43 - 4.55	<0.02	0.005	0.207	0.051	0.011
5.42 - 5.50	<0.02	<0.002	0.132	0.024	0.005
5.50 - 5.58	0.15	0.474	0.809	25.728	1.582

Límite de detección para el benceno, etilbenceno y m y p-xilenos <0.02 mg/L, para tolueno y o-xileno <0.002

2. BTEX adsorbidos al suelo

El análisis del suelo de los núcleos adicionales gc3, gc3' y gc7 (Tabla V.4) demostró la presencia de los BTEX adsorbidos en el material geológico en prácticamente todas las muestras, la presencia de tolueno y m y p-xilenos es todavía significativa hasta los 5.58 m de profundidad. La mayor concentración de BTEX se encontró entre 2.64 y 3.72 m de profundidad.

En las muestras del punto gc1 también se hizo evidente la presencia de benceno, tolueno, m y p-xilenos entre 2.34 y 3.94 m de profundidad (Tabla V.5), la presencia de tolueno en todas las muestras, indicó que es el principal contaminante. Esto se corrobora con los datos de BTEX adsorbidos en suelo del punto gc2, donde también la presencia de tolueno se ve en todas las profundidades (Tabla V.6), aunque en menores concentraciones.

Los resultados confirman la presencia de benceno, tolueno, m y p-xilenos y o-xileno hasta 13.36 y etilbenceno es el menos predominante en ambos punto, todo lo anterior indica que la infiltración de estos contaminantes podría ser a profundidades mayores y que se encuentran en una mayor proporción disueltos en el agua intersticial y en menor proporción adsorbidos en las partículas del suelo. Esto último debido a su solubilidad parcial en el agua.

Tabla V.4 Presencia de hidrocarburos monoaromáticos volátiles adsorbidos en muestras adicionales gc3, gc3' y gc7 del subsuelo del Gran Canal del Desagüe.

PROFUNDIDAD VERTICAL (m)	BENCENO (mg/L)	TOLUENO (mg/L)	ETILBENCENO (mg/L)	m y p-XILENO (mg/L)	o-XILENO (mg/L)
2.55 - 2.64	-	0.792	-	0.029	-
2.64 - 2.73	0.543	0.940	0.381	0.504	0.445
2.83 - 2.92	0.098	1.886	0.047	0.120	0.061
2.92 - 3.01	1.164	4.277	0.177	0.627	0.374
3.59 - 3.72	0.791	2.596	0.278	0.891	0.589
3.98 - 4.11	0.114	2.424	0.048	0.096	0.048
4.06 - 4.18	0.162	2.881	0.067	0.193	0.074
4.11 - 4.24	0.386	1.906	0.060	0.150	0.074
4.18 - 4.31	0.056	2.928	0.041	0.098	0.044
4.24 - 4.37	0.057	1.398	0.024	0.050	0.021
4.43 - 4.55	<0.010	1.287	<0.010	0.041	<0.010
5.33 - 5.42	<0.010	2.627	<0.010	0.057	<0.010
5.42 - 5.50	<0.010	1.845	<0.010	0.054	0.037
5.50 - 5.58	<0.010	1.736	<0.010	0.038	<0.010

Límite de detección para los BTEX <0.010 mg/L

Tabla V.5 Presencia de hidrocarburos monoaromáticos volátiles adsorbidos en el punto gc1 del subsuelo del Gran Canal del Desagüe.

PROFUNDIDAD VERTICAL (m)	BENCENO (mg/L)	TOLUENO (mg/L)	ETILBENCENO (mg/L)	<i>m y p</i> -XILENO (mg/L)	<i>o</i> -XILENO (mg/L)
2.34 - 2.39	0.114	3.202	<0.010	0.196	<0.010
3.89-3.94	0.456	1.861	<0.010	0.348	0.314
4.76-4.81	0.042	1.778	<0.010	0.047	0.028
6.46-6.50	<0.010	1.720	<0.010	<0.010	<0.010
7.72-7.76	<0.010	0.794	<0.010	0.030	<0.010
8.20-8.25	0.334	1.414	0.067	0.196	0.146
8.57-8.62	0.360	1.457	<0.010	0.255	0.210
8.76-8.80	0.028	1.180	<0.010	0.036	0.021
9.31-9.36	0.077	1.508	0.033	0.083	0.030
10.32-10.37	<0.010	1.227	<0.010	0.025	<0.010
10.42-10.46	0.044	1.209	<0.010	0.051	0.021
10.74-10.79	<0.010	0.548	<0.010	<0.010	<0.010
12.17-12.22	0.027	0.935	<0.010	0.028	<0.010
13.32-13.36	0.029	0.960	<0.010	0.026	0.013

Límite de detección para los BTEX <0.010 mg/L

Tabla V.6 Presencia de hidrocarburos monoaromáticos volátiles adsorbidos en el punto gc2, en el subsuelo del Gran Canal del Desagüe.

PROFUNDIDAD VERTICAL (m)	BENCENO (mg/L)	TOLUENO (mg/L)	ETILBENCENO (mg/L)	<i>m y p</i> -XILENO (mg/L)	<i>o</i> -XILENO (mg/L)
3.44-3.49	0.051	0.916	0.028	0.042	0.022
3.78-3.81	0.055	1.021	<0.010	0.049	0.028
4.44-4.48	0.024	0.830	<0.010	0.028	<0.010
5.82-5.86	<0.010	0.549	<0.010	<0.010	<0.010
6.47-6.51	<0.010	0.640	<0.010	<0.010	<0.010
6.80-6.84	<0.010	0.524	<0.010	<0.010	<0.010
8.34-8.38	0.094	0.662	<0.010	0.036	<0.010
9.02-9.06	<0.010	0.643	<0.010	<0.010	<0.010
10.00-10.04	<0.010	0.560	<0.010	<0.010	<0.010
10.33-10.37	<0.010	0.487	<0.010	<0.010	<0.010
11.27-11.31	<0.010	0.539	<0.010	<0.010	<0.010
11.68-11.72	0.081	0.565	<0.010	0.053	0.026

Límite de detección para los BTEX <0.010 mg/L

C. Caracterización física y química del material geológico

1. Materia orgánica y sólidos totales volátiles

En las figuras V.1 y V.2, se presenta en forma de perfil los resultados de los parámetros fisicoquímicos evaluados para los núcleos gc1 y gc2 respectivamente, se observan las variaciones con la profundidad, lo que da una idea de la heterogeneidad del subsuelo, aún en distancias muy pequeñas. En estas mismas figuras se comparan las determinaciones de materia orgánica y sólidos totales volátiles, como dos técnicas que determinan la fracción orgánica del suelo y aunque los sólidos totales volátiles presentan un perfil similar al de materia orgánica fueron siempre valores más bajos, esto se debe principalmente a que durante el secado de las muestras para la determinación de sólidos, se evaporan los compuestos volátiles, los cuales si fueron cuantificados en la determinación de materia orgánica. El material geológico obtenido en los núcleos gc1 y gc2 fue principalmente de tipo arcilloso con arena muy fina. Contenían cantidades importantes de materia orgánica, en promedio de 11.70% en gc1 y de 18.61% en gc2, lo cual era de esperarse si se toma en cuenta que los compuestos orgánicos que llevan las aguas residuales también se infiltran en el suelo. Dichos porcentajes se encuentran en el intervalo asignado para un suelo rico en gc1 (de 8.0-15.0%) y de un suelo muy rico para gc2 (de 15.0-30.0%), según la denominación para suelos realizada por Aguilera, 1989.

Al observar los primeros cuatro puntos en la figura V.1 (hasta 4.78 m para gc1) y el primer punto en la figura V.2 (a 3.46 m para gc2) los porcentajes de materia orgánica y sólidos volátiles son muy semejantes para ambas técnicas, lo que indica que en las muestras más superficiales, en donde los poros del suelo no están saturados y tienen una fase gaseosa mayor se están liberando con mayor facilidad los compuestos volátiles, comparando con los puntos más profundos donde las condiciones de saturación provocan que una mayor cantidad de sustancias volátiles se encuentren disueltas en el agua, dando una mayor diferencia entre las dos técnicas cuando los poros están saturados.

Se debe destacar la importancia de la función amortiguadora del suelo y subsuelo, que consiste en retener las sustancias contaminantes que son vertidas en la superficie para evitar que migren a mayores profundidades evitando así que pasen directamente al acuífero, con la posibilidad de que contaminen las aguas subterráneas. Al ser retenidas las sustancias contaminantes en el material geológico tienen la posibilidad de que las comunidades microbianas presentes las degraden. Esto sugiere que la naturaleza y contenido de la materia orgánica del suelo es importante en el control de la supervivencia de los microorganismos heterótrofos por largos periodos de tiempo, y a diferentes profundidades en el suelo (Brockman *et al.*, 1992).

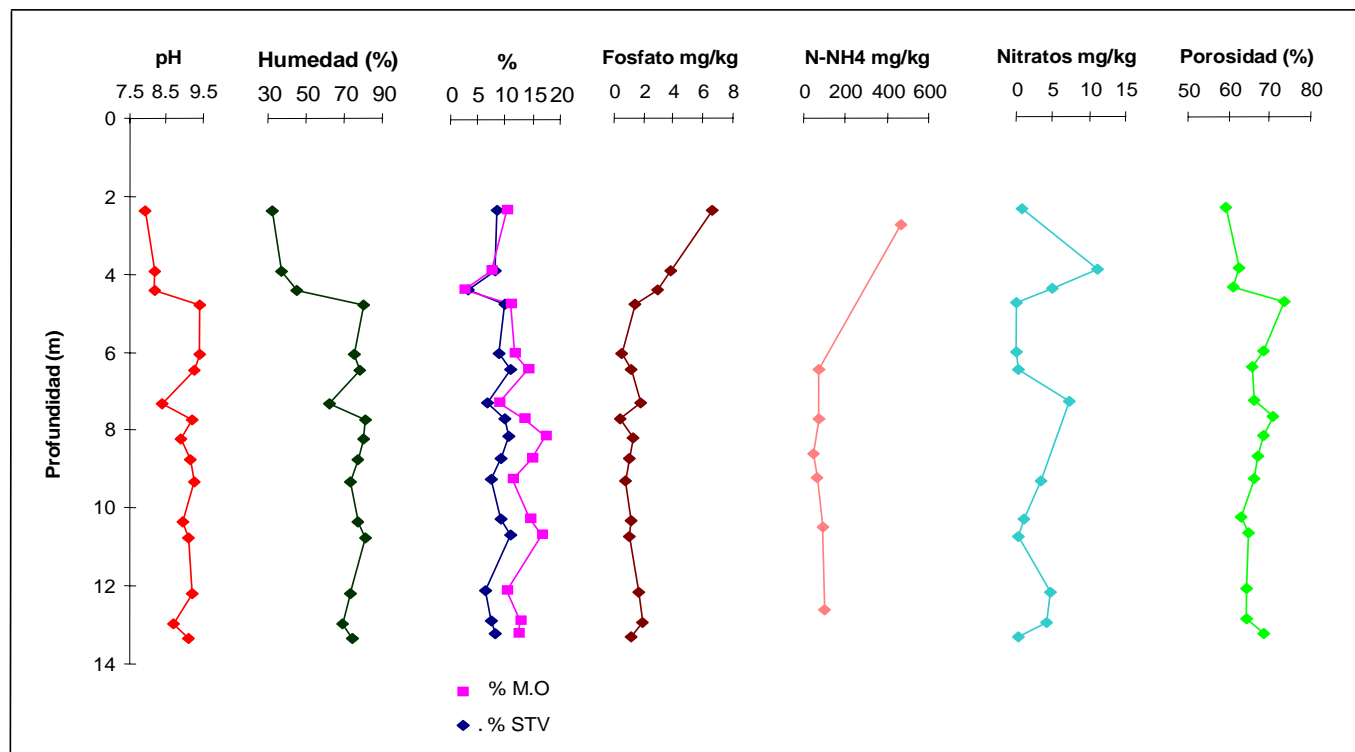


Figura V.1 Perfil de parámetros físicos y químicos obtenidos en el punto gc1.

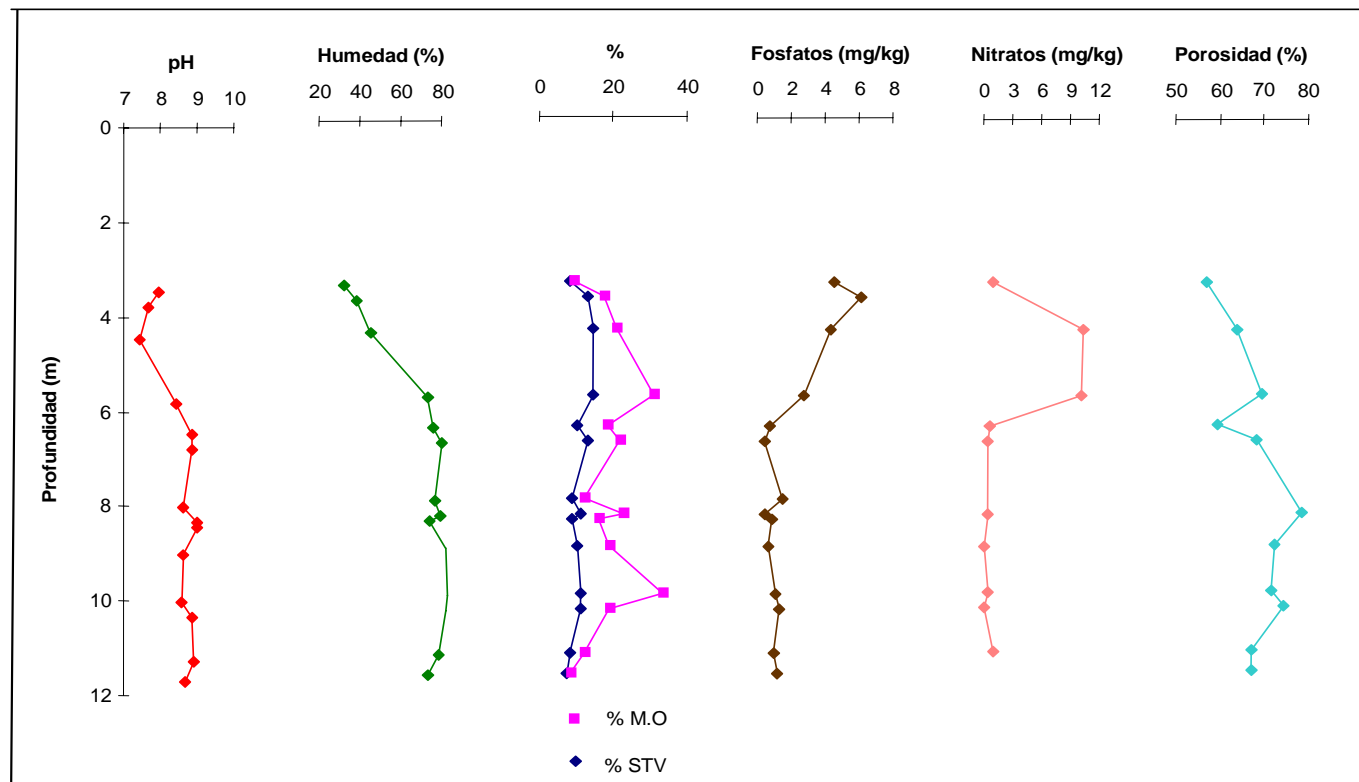


Figura V.2 Perfil de parámetros físicos y químicos obtenidos en el punto gc2.

La presencia de materia orgánica ayuda a mantener la actividad microbiana de manera que cuando aparece algún compuesto tóxico en el microambiente, los microorganismos se vuelven tolerantes a los compuestos difíciles de degradar, y al mismo tiempo se favorece una adaptación a tales compuestos, lo que resulta en la degradación de dichas sustancias, esto es una biodegradación natural. La materia orgánica del suelo, definida por la totalidad de las sustancias orgánicas presentes en el suelo incluye también los organismos edáficos (biomasa del suelo) aunque éstos no llegan a representar normalmente más de un 5% de la materia orgánica del suelo.

El contenido de materia orgánica suele disminuir rápidamente con la profundidad en suelos naturales. Las excepciones más importantes corresponden a los suelos podsólicos, en los que un horizonte agotado en materia orgánica yace sobre otro horizonte de acumulación de esta materia (horizonte B) y en los paleosuelos, en los que antiguas capas superficiales enriquecidas en materia orgánica quedan enterradas bajo depósitos más recientes (Wild, 1992).

Aunque en gc2 (Figura V.2) se presenta la mayor heterogeneidad, porque los valores de materia orgánica fueron de un intervalo mayor de 8.07 a 33.46%, que en el intervalo encontrado en gc1 de 2.44 a 17.14% (Figura V.1), las tendencias no son hacia una disminución con la profundidad, más bien se mantienen concentraciones constantes, esto debido principalmente al continuo aporte de materia orgánica proveniente de las aguas residuales que corren en la superficie de los canales.

Por otro lado, aunque en el caso del subsuelo en los canales de aguas residuales no se habla de material húmico resultante de la degradación de plantas y animales, si se puede hablar de la materia orgánica disuelta en las aguas residuales, la cual es adsorbida fuertemente por las partículas de arcilla, que dominan en varias capas profundas de las muestras extraídas. El material húmico es adsorbido por las partículas de arcilla. Diferentes líneas de investigación han demostrado que gran parte, o casi todo el humus del suelo puede estar estrechamente ligado a las arcillas. La mayor parte de los materiales húmicos presentes en el complejo arcilla-materia orgánica se mantiene sobre la superficie externa de las arcillas porque resultan generalmente demasiado grandes para penetrar en los espacios interlaminares (Wild, 1992).

2. pH y humedad

Los valores de pH en promedio fueron muy similares, de 8.88 para gc1 y 8.53 para gc2. En el caso de gc1 en los primeros 4 m se obtuvieron valores más bajos que el promedio (Figura V.1), y en gc2 en los primeros 6 m (Figura V.2). La tendencia hacia mayor profundidad es un pH alcalino que no excede de 9.5.

A partir de las profundidades de 5 y 6 m para gc1 y gc2, donde se observan mayores porcentajes de humedad, se observa claramente la influencia de las aguas superficiales que corren por el

canal propiciando microambientes de saturación en el material geológico, cuya característica particular es retener gran cantidad de agua por su naturaleza arcillosa, dando porcentajes de humedad altos, para gc1 de un intervalos de 31.68 a 81.28% y en gc2 de 31.82 a 82.31%. Como se puede observar las profundidades donde se registran los cambios en valores de pH y humedad en ambos perfiles son semejantes aproximadamente a 4.79 m y a 6.49 m, para gc1 y gc2, respectivamente.

Es conveniente pensar en el pH del suelo como el pH de la solución en los poros de un suelo húmedo, dado que muchas reacciones químicas en el suelo suceden en esta solución. Aunque el pH del suelo puede no tener un valor preciso, es útil conocer su valor, y a menudo es la primera medida a realizar en los análisis de suelos. El valor del pH es necesario para comprender las propiedades químicas de los suelos y para mantener la sobrevivencia de los microorganismos presentes. A un pH de suelo de 8, los cambios de pH son pequeños porque las concentraciones de HCO_3^- en la solución del suelo son altas. Valores de pH por encima de 7 están asociados con la presencia de carbonatos en el suelo y en la solución del suelo. Por debajo de pH 6, predomina el CO_2 acuoso y H_2CO_3 . Entre pH 6 y pH 9, predomina el HCO_3^- y por encima de pH 10, se vuelve predominante el CO_3^{2-} . El total de las especies de carbonato disueltas están presentes en concentraciones mucho mayores que el OH^- a todos los valores de pH (Sylvia *et al.*, 1999). Así mismo la presencia parcial de CO_2 en la atmósfera del suelo es normalmente más alta que en el aire como consecuencia de la respiración en el suelo, y puede ser hasta unas 100 veces superior que en la atmósfera.

Ambos parámetros, pH ligeramente alcalino en los dos puntos de muestreo y altas humedades favorecieron la viabilidad microbiana, a pesar de que el valor del pH óptimo para el desarrollo microbiano es reportado entre 6.5 y 7.5. Este intervalo óptimo de funcionamiento de sus enzimas puede desplazarse ya sea un poco hacia la acidez o un poco hacia la alcalinidad, éste último parece ser el caso de los microorganismos presentes en las muestras colectadas en el Gran Canal.

La mayor densidad bacteriana se encuentra por lo regular en regiones de alto contenido de humedad, el nivel óptimo para la actividad de las bacterias aerobias es frecuentemente del 50 al 75% de la capacidad de retención de la humedad del suelo. Incluso las variaciones periódicas del tamaño de la comunidad de un suelo, están directamente relacionadas con las variaciones de humedad (Alexander, 1981).

Un bajo contenido de agua influye profundamente en el transporte, supervivencia y actividad de los microorganismos. La difusión de solutos en medios porosos está en función del contenido volumétrico de agua, así zonas no saturadas tienen bajas velocidades de difusión de solutos en relación con las zonas saturadas. Bajos potenciales de agua también restringen severamente la movilidad de los microorganismos, incluyendo a los nutrientes esenciales. Una separación

física de las bacterias y los nutrimentos puede provocar estados de relativa inactividad, y limitar las velocidades de degradación de los contaminantes orgánicos en zonas vadosas contaminadas.

Fredrickson *et al.*, 1994 y Brockman *et al.*, 1992, encontraron la presencia de poblaciones bacterianas cultivables en la zona vadosa de regiones áridas y semiáridas, cuando se incrementa la humedad por recarga artificial, lo que indica que los microorganismos permanecen viables aún en condiciones de mínima humedad, manteniendo su integridad celular por largos periodos de tiempo, metabolizando a velocidades extremadamente bajas el carbono orgánico acumulado durante las estaciones de mayor humedad.

Por otro lado, microorganismos tolerantes a la desecación fueron cuantificados por conteo en placa, después de 24 horas de desecación de las muestras de sitios áridos y semiáridos por Kieft *et al.*, 1993, encontrando en intervalos de 4.5 a 7.1 células/g peso seco. La supervivencia y crecimiento de los microorganismos en profundidades de zonas áridas, por largos periodos de tiempo, puede ser mantenida durante época de lluvias que arrastran nutrientes de fuentes superficiales, ayudando a la biodisponibilidad y transporte de sedimentos asociados a nutrimentos.

3. Nutrimentos

El perfil de los nutrientes básicos como fosfatos y nitrógeno amoniacal se presentan en la figuras V.1 y V.2. En general para fosfatos, nitrógeno amoniacal y nitratos en gc1 se presentan concentraciones mayores en los primeros 5 m, disminuyendo en el resto del perfil (Figura V.1) y en gc2 en los primeros 6 m (Figura V.2). Existe una relación estrecha entre el tipo de especie química de ortofosfatos (fósforo inorgánico) y el pH del suelo, es decir, por debajo de un pH 7.2 domina el H_2PO_4^- y por arriba de un pH 7.2 se encuentran HPO_4^{2-} en mayor proporción, además pocos ortofosfatos están presentes en la solución del suelo al mismo tiempo. Estas especies químicas sufrirán reacciones químicas que tendrán como consecuencia la precipitación como fosfatos de hierro y aluminio en suelos ácidos ó en fosfatos de calcio en suelos alcalinos (fósforo inorgánico estable) ó la adsorción a óxidos de hierro y aluminio (fósforo inorgánico lábil). Estas reacciones provocan concentraciones bajas de ortofosfatos en la solución del suelo. La óptima disponibilidad de ortofosfatos ocurre a un pH del suelo de 6.5 al cual se minimiza la precipitación de los fosfatos. Las concentraciones de fósforo en la solución del suelo van de 0.1 a 1 mg/L y más de la mitad esta en forma de compuestos orgánicos solubles (Sylvia *et al.*, 1999).

El punto en que disminuyen las concentraciones de fósforo está de acuerdo con el aumento en los valores de pH lo cual indica que el fósforo puede encontrarse precipitado (Figuras V.1 y V.2). Esto también coincide con el punto de influencia de las aguas residuales (aumento de la humedad) del canal, a 4.79 m en gc1 y a 6.49 m en gc2, en donde seguramente ocurre una

infiltración de los constituyentes de dichas aguas hacia el subsuelo, ya que los nutrientes en general se encuentran en solución y el movimiento descendente del agua hace que se pierdan por lixiviación el nitrógeno, potasio, magnesio, azufre, calcio y además fósforo y materia orgánica en menor cantidad (Alexander, 1981).

En condiciones naturales, el aporte de nitrógeno al suelo se hace mediante fijación biológica y por arrastre del nitrógeno atmosférico con las aguas de lluvia. En los suelos no alterados por el hombre, el contenido de nitrógeno aumenta tendiendo hacia un valor de equilibrio en el que se deben compensar los aportes y las pérdidas. El valor del equilibrio depende de que el ciclo del nitrógeno se lleve a cabo de una manera completa, este ciclo tiene dos puntos principales de control, la fuente de amonio y la fuente de nitratos. En lo que respecta a la fuente de nitratos, la nitrificación es la producción microbiana de nitrato por la oxidación de compuestos de nitrógeno reducidos. El proceso es llevado a cabo en dos pasos por dos organismos que oxidan amonio a nitrato, en el cual el nitrógeno inorgánico sirve como la fuente de energía para las bacterias nitrificantes. El primer paso es la oxidación del amonio a nitrito por la bacteria *Nitrosomonas*. El nitrito es entonces oxidado a nitrato por la bacteria *Nitrobacter* aerobia.

Existen tres factores que controlan la nitrificación: 1) para que ocurra la nitrificación deben estar presentes nitrificadores autótrofos y heterótrofos; 2) como generalmente la actividad es heterótrofa aerobia, la nitrificación es óptima cuando el suelo se encuentra cerca de su capacidad de campo o cercano a un 60% de espacio de poro lleno con agua y 3) disponibilidad de sustrato, particularmente la disponibilidad de amonio. El amonio y oxidación de nitrito siguen la cinética de Michaelis-Menten (Sylvia *et al.*, 1999).

Además, el pH del suelo afecta las velocidades de nitrificación las cuales son lentas en suelos con pH 4.5 y menores, a pH altos el nitrito puede acumularse porque son fuertemente inhibidos los oxidadores de nitrito en comparación con los oxidadores de amonio. Las nitrificadoras aisladas de cultivos puros son neutrófilas o alcalófilas. En un hábitat diverso como el suelo no es sorprendente encontrar micrositios con valores de pH altos, esto puede estar asociado con las superficies minerales, materia orgánica o presencia de raíces. Sin embargo, es más probable que los micrositios sean creados por la actividad de los microorganismos.

Los 15 cm superficiales del perfil de los suelos en zonas templadas contienen normalmente entre 0.1 y 0.3% de nitrógeno combinado químicamente, entre el 90 y 95% del nitrógeno total se encuentra formando compuestos orgánicos y el resto son formas minerales (NO_3^- y NH_4^+), las formas amónicas pueden estar fijadas en las arcillas. La variación del nitrógeno orgánico en el suelo está determinada principalmente por los factores de formación del suelo, particularmente la temperatura y la precipitación. Los compuestos con nitrógeno orgánico presentes naturalmente aislados del suelo son: proteínas y aminoácidos, polímeros de pared celular microbiana, amino

azúcares, ácidos nucleicos y una variedad de vitaminas, antibióticos e intermediarios metabólicos.

Comúnmente el amonio y el nitrato tienen competencia por muchos sitios en el ecosistema del suelo. Por ser un anión el nitrato es fácilmente lixiviable, desde luego la lixiviación del nitrato representa una pérdida del nitrato disponible del sistema planta-suelo. Cuando el nitrato es lixiviado puede acompañarse por una cantidad equivalente de cationes para mantener un balance de cargas. Así, el suelo pierde cationes cuando el nitrato es lixiviado (Sylvia *et al.*, 1999).

Los valores promedio de nutrimentos encontrados en gc1 son para nitrógeno amoniacal de 128.24 mg/kg, para fósforo de 177 mg/kg y para nitratos de 2.91 mg/kg, en gc2 el promedio de fósforo fue de 1.92 mg/kg y de nitratos de 2.42 mg/kg. Comparando estos perfiles se observa una disminución con la profundidad, desde luego el efecto de un pH ligeramente alcalino favorece la liberación del nitrógeno amoniacal disminuyendo su concentración a mayor profundidad. La lixiviación de los nutrimentos en el suelo juega un papel importante, ya que este fenómeno es una constante a lo largo del sitio de estudio, en general, las concentraciones aunque bajas son suficientes para permitir el desarrollo de los microorganismos aun en presencia de sustancias contaminantes, esto se confirma por la cuenta total de bacterias, datos mostrados más adelante. La concentración de fósforo para el punto gc2 se encuentre en un nivel bajo según lo establecido en la NOM-021-RECNAT-2000 (bajo < a 5.5 mg/L, medio de 5.5 a 11.0 mg/L y alto > a 11.0 mg/L).

4. Porosidad

Los poros del suelo pueden ser ocupados por aire o agua y estos dos están inversamente relacionados: cuando el volumen de agua en suelo se incrementa el volumen de aire en el suelo disminuye y vice versa. Los suelos arenosos tienen menos espacio de poros y estos son en su mayoría macroporos (100 μm o más), así los suelos arenosos drenan rápidamente. Por el contrario los suelos arcillosos tienen más espacios de poros pero estos espacios son principalmente microporos, suelos ricos en arcillas, usualmente drenan lentamente porque los poros restringen el flujo del agua. Esto se debe a que un suelo arenoso tiene una capacidad relativamente baja de conservación de agua y un suelo arcilloso tiene una capacidad relativamente alta de conservación de agua.

Las mediciones de densidad real (densidad de sólidos) se encontraron en un intervalo de 2.19 a 2.70 g/cm^3 en gc1 y de 2.17 a 2.66 g/cm^3 en gc2, el valor promedio de dichas densidades fue de 2.41 g/cm^3 y de 2.32 g/cm^3 en gc1 y gc2, respectivamente. Estos valores son muy cercanos al promedio de 2.42 g/cm^3 reportados para la formación arcillosa superior en la ciudad de México, y con el promedio reportado para la formación arcillosa superior en Texcoco de 2.70 g/cm^3 (Marsal

et al., 1990). Mazari-Hiriart, 1992 encontró un valor promedio de densidad de sólidos para el Gran Canal del Desagüe de 2.55 g/cm³.

Por otro lado la porosidad en la matriz arcillosa lacustre fue alta en intervalos 59.06% (en la superficie) a 73.41% para gc1 y de 57.04% a 78.32% para gc2, y aunque hay alguna similitud entre los promedios de los dos puntos muestreados que son de 65.78% para gc1 y de 68.02% para gc2, estos valores son ligeramente menores a los encontrados por Mazari-Hiriart, 1992 para el mismo sitio, de 74% a 93%, lo que indica la gran variabilidad que puede encontrarse aún en el mismo sitio, sin embargo estas porosidades son típicas para la formación arcillosa en el valle de México. Se han reportado porosidades en las arcillas del valle de México entre 80% y 90% (Marsal *et al.*, 1969).

D. Caracterización microbiológica

1. Conteo de bacterias

La población de bacterias del suelo sobrepasa a todos los demás grupos de microorganismos, tanto en número como en variedad. El conteo directo (bacterias totales) ha revelado que existen varios billones de bacterias por gramo, por otro lado, el conteo en placa representa solamente una fracción de las primeras. La razón de tal discrepancia es porque hay una gran variedad nutricional y fisiológica de los tipos de bacterias que se encuentran en el suelo y que ningún medio de cultivo por sí solo, puede proporcionar los nutrimentos adecuados para soportar el desarrollo de todas las distintas células viables de una muestra (Pelczar, 1993).

Los microorganismos tienen una enorme diversidad de funciones en el suelo, pueden descomponer compuestos orgánicos liberando elementos inorgánicos, oxidan formas reducidas de elementos (por ejemplo azufre a sulfato) y reducen formas oxidadas de los elementos (por ejemplo nitrato a nitrito), también la reducción de nitrito a una forma biológicamente utilizable como amonio o la degradación de residuos orgánicos y contaminantes a dióxido de carbono y agua son importantes funciones de los microorganismos del suelo (Sylvia *et al.*, 1999).

Los perfiles de cuenta de bacterias viables en los núcleos analizados fueron homogéneos en ambos puntos. En gc1 (Figura V.3) el promedio de bacterias totales por epifluorescencia fue del orden de 10¹⁶ bacterias/g suelo, de 10⁸ UFC/g suelo para las heterótrofas, y de 10⁶ UFC/g suelo para las tolerantes a tolueno, que fue el hidrocarburo encontrado en mayor proporción y más seguro para manejar. En gc2 (Figura V.4) los promedios de bacterias fueron de 10¹⁵ bacterias/g suelo para bacterias totales cuantificadas por epifluorescencia, de 10⁷ UFC/g suelo para heterótrofas y de 10⁵ UFC/g suelo para tolerantes a tolueno. Una imagen obtenida del microscopio de epifluorescencia muestra bacterias totales del suelo teñidas con naranja de

acridina (Figura V.5).

El número de bacterias cuantificadas por la técnica de epifluorescencia reportados para suelos, son del orden de 10^8 a 10^{10} bacterias/g suelo (Alexander, 1981). Las concentraciones obtenidas tanto para gc1 como para gc2 se encuentran por arriba de este intervalo, debido principalmente al aporte constante de materia orgánica de las aguas residuales que propicia un mayor desarrollo de las poblaciones bacterianas en suelos con presencia de contaminantes.

Al comparar los valores de bacterias potencialmente degradadoras de tolueno, en gc1 (Figura V.3) y gc2 (Figura V.4) se observa que éstas representan el 1% de las bacterias heterótrofas, y una fracción de las bacterias cuantificadas por epifluorescencia. Lo que significa que una gran proporción de las bacterias cuantificadas en el laboratorio pueden crecer en presencia de tolueno.

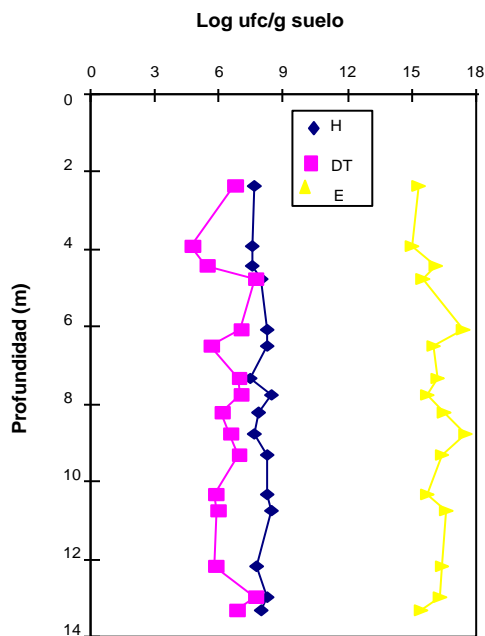


Figura V.3 Perfil de bacterias totales por epifluorescencia (E), degradadoras de tolueno (DT) y heterótrofas (H) en el subsuelo del Gran Canal del Desagüe, en gc1.

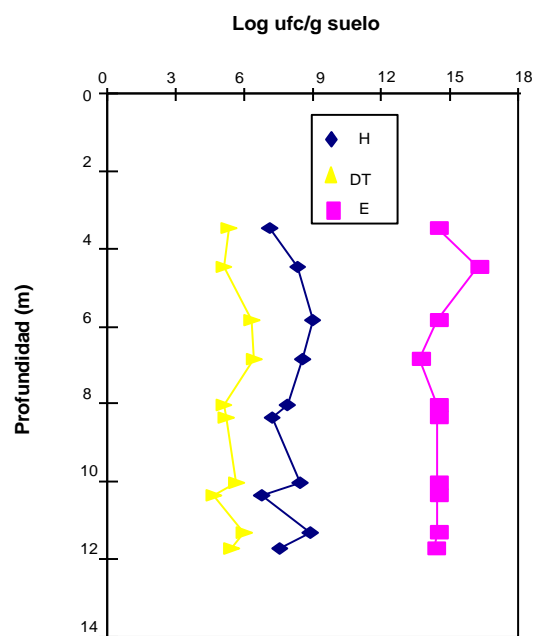


Figura V.4 Perfil de bacterias totales por epifluorescencia (E), degradadoras de tolueno (DT) y heterótrofas (H) en el subsuelo del Gran Canal del Desagüe, en gc2.

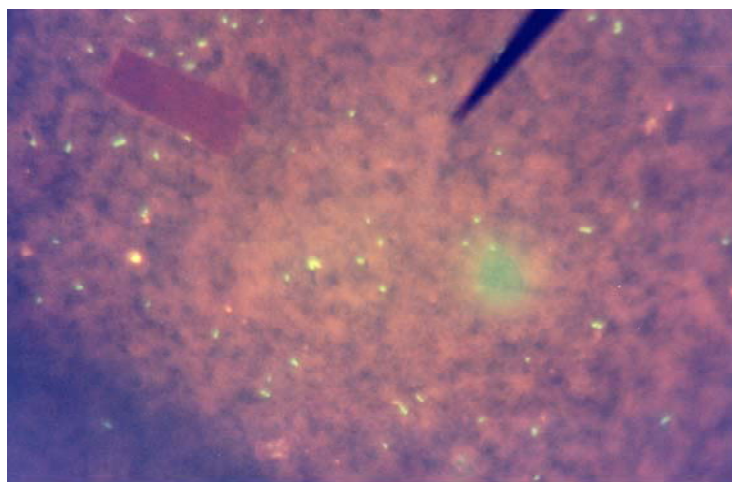


Figura V.5 Vista al microscopio óptico de bacterias de suelo teñidas con naranja de acridina (100X).

2. Bacterias degradadoras de BTEX

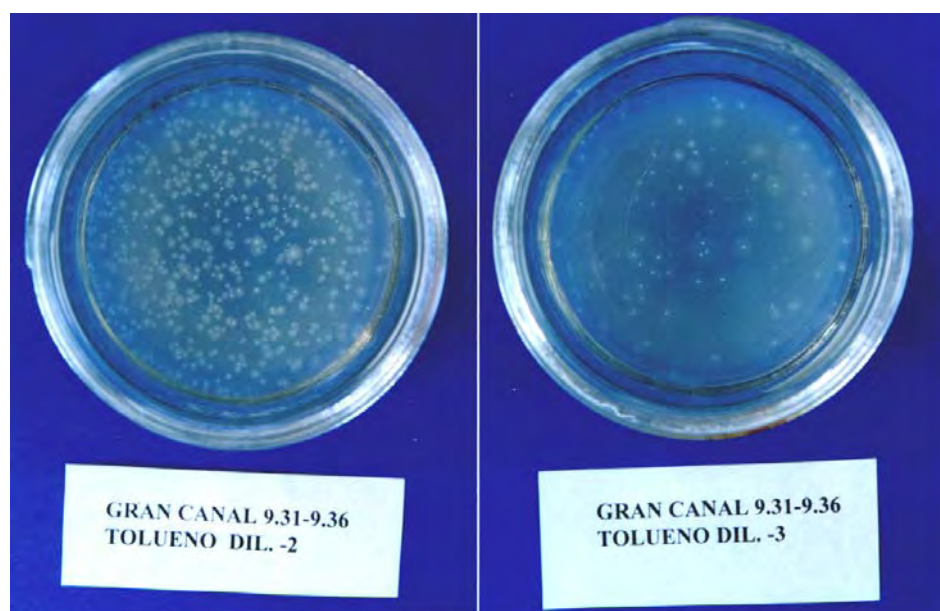
El crecimiento de bacterias potencialmente degradadoras de BTEX se debe a que la presencia de estos contaminantes por mucho tiempo ha propiciado la adaptación de las bacterias autóctonas, lo cual también ha sido favorecido por el resto de las condiciones microambientales (altos porcentajes de materia orgánica y humedad), esto se traduce en un importante potencial de biodegradación intrínseca en el sitio de estudio.

En el caso de gc2 se utilizó únicamente al tolueno como modelo de estudio para cuantificar bacterias potencialmente degradadoras de BTEX (Figura V.6), pero en gc1 se cuantificaron las bacterias potencialmente degradadoras de cada uno de los BTEX (Figura V.7), y aunque en promedio los valores encontrados son parecidos (Tabla V.7), cabe mencionar la dificultad en la cuantificación de las bacterias crecidas en etilbenceno y xilenos, porque aunque el crecimiento era evidente, las colonias se presentaban muy pequeñas y traslucidas, lo que dificultaba su conteo. Por otro lado, las concentraciones de etilbenceno y xilenos adicionadas a los cultivos tuvieron que ser demasiado bajas para permitir el crecimiento de las bacterias. Esto pone en evidencia que en los consorcios microbianos se favorece a los diferentes grupos bacterianos para crecer en presencia de compuestos tóxicos y facilita su adaptación, ya que esto les confiere cierta protección y tolerancia a dichos compuestos.

Tabla V.7 Promedio del conteo de bacterias degradadoras en gc l.

DEGRADADORAS	NÚMERO UFC/g suelo
Benceno	1.17×10^7
Tolueno	9.16×10^6
Etilbenceno	1.59×10^5
Xilenos	1.10×10^6

El crecimiento de las colonias se presentó mucho mejor en presencia de benceno y tolueno, lo que sugiere que la toxicidad de los compuestos hacia los microorganismos sería de la siguiente manera del menos al más tóxico: benceno < tolueno < xilenos < etilbenceno.

**Figura V.6** Conteo de bacterias potencialmente degradadoras de tolueno.

Cabe mencionar que en la aclimatación de bacterias degradadoras de compuestos complejos, es de suma importancia la transferencia de plásmidos entre las bacterias, que es una forma muy móvil de material genético (ADN) que puede ser transferido de una bacteria a otra y les da la capacidad de oxidar hidrocarburos a los microorganismos que los poseen, debido a que estos plásmidos codifican enzimas para el catabolismo de hidrocarburos. Desde luego la adquisición de éstos plásmidos se encuentra determinada por la presencia de las sustancias contaminantes. Aunque en el presente trabajo no se evidenció la presencia de plásmidos, por no ser parte de los objetivos, se asume la presencia de éstos al tomar como referencia otros trabajos realizados al respecto, donde se ha demostrado una mayor frecuencia de plásmidos en ambientes contaminados

con hidrocarburos, que en comunidades aisladas de sitios no contaminados (Joseph *et al.*, 1990).

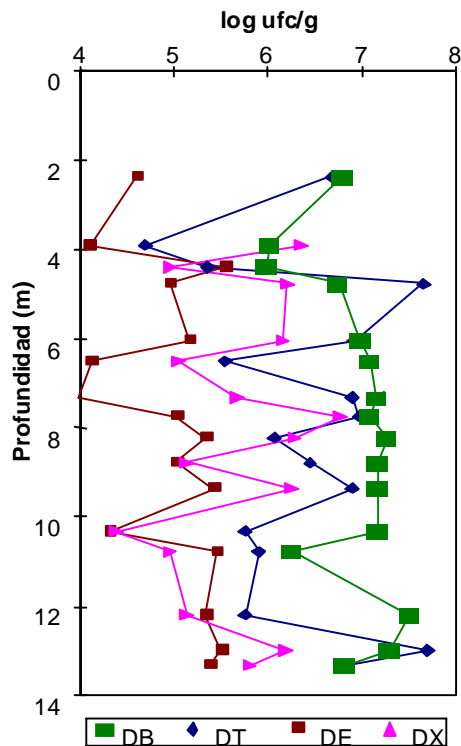


Figura V.7 Bacterias potencialmente degradadoras de BTEX en el punto gc1 del subsuelo de Gran Canal del Desagüe.

3. Atenuación natural

La atenuación natural se refiere a la acción de la naturaleza para mitigar los efectos de la contaminación ya sea en suelo o en aguas subterráneas, a través de procesos que comprenden la sorción, dispersión, degradación química, captación por las plantas, volatilización y biodegradación, principalmente.

En sitios de canales de aguas residuales de grandes longitudes, la única forma de evitar el impacto de los contaminantes que infiltran al suelo es la atenuación natural, la cual se puede seguir solamente a través de la medición de parámetros fisicoquímicos y microbiológicos, para verificar como en este estudio que cuentan con una diversidad microbiana capaz de degradar los compuestos que se infiltran desde la superficie.

En el presente trabajo la cuantificación de las comunidades de bacterias potencialmente degradadoras de BTEX indica que existe una cantidad de microorganismos que pueden llevar a

cabo la degradación de manera natural de los principales componentes de la gasolina (BTEX) y de otros disolventes ampliamente utilizados por la industria.

Trabajos similares para determinar el potencial de biodegradación intrínseca en el suelo son los realizados por Deyta (1999), quien evaluó la capacidad degradadora de comunidades microbianas nativas de suelos contaminados con gasolina, para así poder determinar el potencial de biodegradación de benceno, tolueno y xilenos por parte de las bacterias aclimatadas. Además, en muestras de subsuelo adyacente a canales de aguas residuales de la zona de Chalco, Pérez (1999) encontró bacterias con capacidad de degradar BTEX, la población de bacterias heterótrofas cuantificadas fue del orden de 10^4 a 10^5 UFC/g suelo seco, un valor bajo considerando que hay aporte de materia orgánica al subsuelo por la descarga de aguas residuales, la cuantificación de bacterias potencialmente degradadoras de tolueno no se pudo realizar al inicio de la caracterización, sino hasta después de someter a un enriquecimiento a las poblaciones bacterianas en laboratorio. Esto sugiere una muy baja posibilidad de degradación intrínseca, a lo cual contribuyen valores de pH en ocasiones tendientes a la acidez, un porcentaje de materia orgánica de 6% en promedio y un material de tipo limo arenoso que tiende a compactarse y dificulta la retención de agua y soporta una pobre capacidad de almacenamiento de nutrientes, condición desfavorable para las bacterias del suelo.

Por otro lado en Río de los Remedios Maya (2000) encontró bacterias heterótrofas del orden de 10^6 - 10^7 UFC/g suelo seco, un valor aceptable en condiciones de aporte de materia orgánica. Las bacterias potencialmente degradadoras se encontraron entre 10^4 y 10^5 UFC/g suelo seco, un valor bajo pero cuantificable. El contenido de materia orgánica fue de 2.93 a 10.14%, suficiente para mantener las poblaciones microbianas y un pH prácticamente neutro (7.57-8.78), con una textura de migajón arcilloso-limoso que permite el desarrollo de microorganismos por su capacidad de retener agua y nutrientes. Sin embargo, en este caso la cantidad de bacterias potencialmente degradadoras determinó un bajo potencial de biodegradación natural.

En el caso de este estudio, en un sitio del Gran Canal del Desagüe los valores de bacterias heterótrofas de 10^8 y 10^7 UFC/g suelo seco (en gc1 y gc2, respectivamente) es un valor alto debido a que hay aporte de materia orgánica hacia el subsuelo, las bacterias potencialmente degradadoras de tolueno fueron del orden de 10^6 y 10^5 UFC/g suelo seco. En ambos puntos las condiciones físicas y químicas microambientales son favorables para el desarrollo de los microorganismos, el porcentaje de materia orgánica fue de 11.7 y 18.6% y el pH de 8.8 y 8.5 ambos parámetros adecuados para el crecimiento microbiano, al igual que la humedad la cual se encontró en intervalos de 31.68-81.28% y de 31.82-82.31% para gc1 y gc2 respectivamente. El material de tipo arcilloso con una buena capacidad de almacenamiento de agua favorable para los microorganismos. Esto se traduce en un alto potencial de biodegradación intrínseca de los BTEX.

Este tipo de estudios constituyen los primeros pasos para el conocimiento de las condiciones microambientales del subsuelo, lo que permite determinar la posibilidad para que se lleve a cabo una biodegradación por parte de los microorganismos autóctonos o atenuación natural.

A continuación se propone un intervalo de bacterias potencialmente degradadoras de contaminantes, como necesarias para poder considerar un potencial de degradación intrínseco bajo, medio o alto, desde luego considerando que los demás parámetros fisicoquímicos en el suelo se encuentran en los valores óptimos para permitir un desarrollo microbiano adecuado, dichos intervalos sólo son una guía sobre el número aproximado de bacterias necesario para poder iniciar una degradación de manera natural en el suelo (Tabla IV.8).

Tabla V.8 Intervalo de bacterias degradadoras propuesto para potencial de degradación en suelo.

POTENCIAL DE DEGRADACIÓN	NÚMERO UFC/g suelo
Bajo	$0 - 10^4$
Medio	$10^5 - 10^6$
Alto	10^7 en adelante

VI. CONCLUSIONES

- Las aguas residuales superficiales que fluyen por el Gran Canal del Desagüe son una mezcla de origen doméstico e industrial; debido a la presencia de compuestos volátiles y semivolátiles utilizados ampliamente por la industria.
- La presencia de BTEX en especial el tolueno en el subsuelo de el Gran Canal del Desagüe hasta profundidades de 13.36 m en gc1 y de 11.72 m en gc2, indica que estos compuestos se infiltraron al suelo, lo cual los convierte en posibles contaminantes de las aguas subterráneas.
- La presencia de un alto porcentaje de materia orgánica en muestras de ambos núcleos, refleja la influencia del constante aporte de contaminantes orgánicos hacia el subsuelo. La naturaleza y concentración de la materia orgánica es importante para la supervivencia de los microorganismos heterótrofos por largos periodos y a diferentes profundidades en el subsuelo.
- Aunque los valores promedio, de pH de 8.8 para gc1 y de 8.5 para gc2, tienden a la alcalinidad, esto no impidió que los microorganismos heterótrofos, principalmente bacterias, sobrevivieran y fueron cuantificados en la caracterización microbiológica.
- Las concentraciones de nitrógeno amoniacal, nitratos y fosfatos fueron disminuyendo a mayor profundidad, esto debido a la constante lixiviación de los compuestos que seguramente se encuentran precipitados porque los valores de pH que tienden a la alcalinidad, lo cual propicia una infiltración de los nutrientes que se encuentran en solución.
- La porosidad promedio encontrada, para gc1 de 65.78% y para gc2 de 68.02%, es típica para la formación arcillosa del valle de México. Un suelo arcilloso tiene una capacidad alta de conservación de agua, lo cual se reflejo en los altos porcentajes de humedad encontrados, en promedio para gc1 fue de 68.2% y para gc2 de 69.3%
- Las condiciones fisicoquímicas del microambiente en el subsuelo resultaron ser favorables para mantener la viabilidad de los microorganismos, ya que en el conteo directo de bacterias totales con anaranjado de acridina fue de 10^{16} bac/g suelo en gc1 y de 10^{15} bac/g suelo en gc2.
- El promedio de bacterias heterótrofas fue de 10^8 UFC/g suelo en gc1 y de 10^7 UFC/g suelo en gc2, esto indica que el 10⁻⁹% de las bacterias totales presentes en subsuelo fueron cuantificadas por la técnica de conteo en placa utilizada.

- La presencia de BTEX en el suelo propicia la adaptación de las bacterias autóctonas, lo cual se confirma con el crecimiento de bacterias potencialmente degradadoras de tolueno, estas representan más del 1% de las bacterias heterótrofas cuantificadas en ambos núcleos, y junto con las condiciones microambientales favorables se traduce en un alto potencial de biodegradación intrínseca o atenuación natural en el sitio de estudio.

- El crecimiento microbiano se presentó mucho mejor en presencia de benceno y tolueno, esto significa que son menos tóxicos a las bacterias que etilbenceno y xilenos.

VII. RECOMENDACIONES

- Realizar estudios en sitios de canales de aguas residuales a mayores profundidades de las realizadas en el presente trabajo, con el fin de conocer hasta donde han migrado los contaminantes.
- Identificar otros contaminantes constituyentes de combustibles o disolventes orgánicos de importancia para la industria.
- Verificar mediante la aplicación de técnicas moleculares, la presencia de plásmidos en el material genético de las bacterias que han estado en presencia de los contaminantes de interés, con la finalidad de conocer los mecanismos que favorecen la biodegradación de contaminantes por la acción de los microorganismos autóctonos.
- Realizar el seguimiento de los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos, en sitios de canales de aguas residuales donde se han realizado estudios para conocer la evolución de las condiciones microambientales en el subsuelo.

VIII. BIBLIOGRAFÍA

1. Abastecimiento, distribución y aguas de desecho en El suministro de agua de la Ciudad de México. Mejorando la sustentabilidad. Comité de academias para el estudio de suministro de agua de la Ciudad de México [en línea]. National Academy Press, Washington, D.C. 1995 [citado 11 agosto 2005]. Disponible en Internet: <http://lanic.utexas.edu/la/Mexico/water/ch4esp.html>
2. Aguilera H.N. 1989. Tratado de Edafología de México. Tomo I. Laboratorio de investigaciones de edafología. Departamento de Biología. Facultad de Ciencias. UNAM. México D.F, p. 222
3. Aguilera C. M. y Martínez E. R. 1996. Relaciones Agua-Suelo-Planta-Atmósfera. Patronato Universitario de la Universidad Autónoma de Chapingo. Chapingo Estado de México.
4. Alexander M. 1981. Introducción a la Microbiología del Suelo. De. EGT, S.A, pp. 13-46.
5. Alexander M. 1994. Biodegradation and Bioremediation. Academic Press, San Diego, p.302.
6. American Public Health Association-American Water Works Association-Water Pollution Control Association (APHA-AWWA-WPCF). 1989. "Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater". Ed. Clesceri S.L., Greenberg E.A. y Trussell R.R. 17ª ed. Washington D.C: 2-57, 2-71 a 2-79, 4-19 a 4-20, 4-94, 5-1 a 5-10, 5-69 a 5-72, 9-64 a 9-68.
7. ATSDR (Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades) [en línea]. Atlanta, E.U. Departamento de Salud y Servicios Humanos de E.U. Servicio de Salud Pública 1997. [citado 08 enero 2007]. Disponible en Internet: <http://www.atsdr.cdc.gov/es/ATSDR> en Español
8. Baggi G., Barbieri P., Galli E. y Tollari S. 1987. "Isolation of a *Pseudomonas Stutzeri* strain that degrades o-xylene". *Appl. Environ. Microbiol*, 53: 2129-2132.
9. Baker H.L. y Herson S.D. 1994. "Microbiology and Degradation". En *Bioremediation*, McGraw-Hill. USA, 2:18-20.
10. Blake G.R. y Hartge K.H. 1986. "Particle Density". En *Methods of Soil Analysis Part 1-Physical and Mineralogical Methods*. Ed. Klute A. Series Agronomy. 2nd ed. Madison, Wisconsin USA: 377-382.

11. Boulding J.R. y Ginn J.S. 2004. "Soil, Vadose Zone, and Ground-Water Contamination. Assessment, Prevention, and Remediation". 2nd. Lewis Publishers. Washington, D.C, p. 695
12. Brockman J., Kieft L., Fredrickson K., Bjornstad N., Li W., Spangenburg W. y Long E. 1992. "Microbiology of Vadose Zone Paleosols in South-Central Washington State. Microb". *Ecol*, 23: 279-301.
13. Burden S.D. y Sims L.J. 1999. "Fundamental of Soil Science as Applicable to Management of Hazardous Waste". Groud Water Issue. Environmental Protection Agency (EPA), United States: 1-24.
14. Carter R.M. 1993. "Soil Sampling and Methods of Analisis". Lewis Publishers. Boca Raton, Florida USA: 263-268, 271-272,541-544, 581-588.
15. Cuesta M.P.A. y Villaneda V.E. 2000. El Análisis de Suelos: Toma de Muestras y Recomendaciones de Fertilización Para la Producción Ganadera
16. CONAGUA, comunicación social. El Río de los Remedios: una visión ambiental de la rectificación [en línea]. Centro virtual de información del agua (CEVIA). IMAC [citado 06 abril 2009]. Disponible en Internet:
http://www.imacmexico.org/ev_es.php?ID=22672_208&ID2=DO_TOPIC
17. Chaîneau C.H., Morel J., Dupont J., Bury E. y Oudot J. 1999. "Comparison of the Fuel Oil Biodegradation Potential of Hydrocarbon-Assimilating Microorganisms Isolated From a Temperate Agricultural Soil". *The Science of the Total Environment*, 227: 237-247.
18. Daubaras D., y Chakrabarty A.M. 1992. "The Environment Microbes and Bioremediation: microbial activities modulated by the environment". *Biodegradation*, 3:125-135.
19. Deyta T.A.N. 1999. "Caracterización de dos Suelos Contaminados con Gasolina y Evaluación de su Capacidad Degradadota de Hidrocarburos Monoaromáticos". Tesis de Maestría en Biotecnología. Unidad Académica de los Ciclos Profesionales y de Posgrado. UNAM.
20. Domínguez Mora Ramón. Las Inundaciones en la Ciudad de México. Problemática y Alternativas de Solución [en línea]. Revista Digital Universitaria. Octubre 2002 [citado 03 enero 2007]. Disponible en Dirección general de servicios de cómputo académico-UNAM, Ciudad Universitaria, México D.F.: <http://www.revista.unam.mx/vol.1/num2/proyect1/>

-
21. Dragun J., 1988. "The Soil Chemistry of Hazardous Materials". Hazardous Materials Control Research Institute, Silver Spring, M.D. En Burden S.D. y Sims L.J. 1999. "Fundamentals of soil science as applicable to management of hazardous wastes". EPA Ground Water Issue, United States
22. Edwards A.E. y Grbic-Galic D. 1994. "Anaerobic Degradation of Toluene and o-Xilene by a Methanogenic Consortium". *Appl. Environm. Microb.* Jan, 60(1): 313-322.
23. Flores P.M.A., Torras O.S. y Téllez G.R. 2004. "Medidas de mitigación para uso de suelos contaminados por derrames de hidrocarburos en infraestructura de transporte terrestre". Secretaría de comunicaciones y transportes. Instituto Mexicano del Transporte. Sanfandila, Qro. 257, p. 83.
24. Foro Mundial del Agua. Panorama del agua en México y en la región del valle de México [en línea]. Distrito Federal (México) febrero 2006. [citado 19 junio 2006]. Disponible en Internet www.pseau.org/outils/ouvrages/mexico_ft1_02_conagua_wwc_r.ppt
25. Fredrickson K., Brockman J., Bjornstad N., Long E., Li W., Mkinley P., Wright V., Conca L., Kieft L. y Balkwil L. 1994. "Microbiological Characteristics of Pristine and Contaminated Deep Vadose Sediments From an Arid Region". *Geomicrobiology Journal*. Pacific Northwest Laboratory. Richland, Washington 99352, USA, 1-24.
26. Garrido F., Borges G., Cárdenas V., Bobadilla J.L., Ibarra J. y Ruíz-Matus C. 1990. "Mortalidad Postnatal por Diarreas: Un estudio de Casos y Controles". *Salud Pública de México*. Mayo-Junio, 32(3):261-268.
27. Guía de Protección Ambiental. Tomo III: Catálogo de Estándares Ambientales [en línea] Ministerio Federal de Cooperación Económica y Desarrollo (BMZ) 1995, [Citado 08 agosto 2005]. Disponible en Internet: <http://ces.iisc.ernet.in/energy/HC270799/HDL/ENV/START.HTM>
28. Gibson T. D. y Subramanian V. 1984. "Microbial Degradation of Aromatic Hydrocarbons", En *Microbial Degradation of Organic Compounds*. Microbiology series, ed. Gibson T.D. Dekker Marcel, Inc. N.Y. USA, (13): 181-218.
29. Google Earth. 2006. Europa Technologies. Image NASA. Image TerraMetrics.

-
30. Guerrero L., Calva J.J., Morrow A.L., Velázquez R., Tuz-Dzib F., López-Vidal Y., Ortega H., Arroyo H., Cleary T.G., Pickerig L.K. y Ruiz-Palacios G. 1994. "Asymptomatic, *Shigella* infections in a cohort of Mexican children younger than two years of age". *Pediatric Infectious Diseases J.* en Jiménez et al., 2004. "El agua en el valle de México". En: El agua en México vista desde la academia. Academia mexicana de las ciencias. México, D.F, 15-32
31. Hartel G.P. 1999. "The Soil Habitat", en *Principles and Applications of Soil Microbiology*. ed. Sylvia M.D., Fuhrman J.J., Hartel G.P. y Zuberer A.D. New Jersey, 21-43
32. IMAC (Iniciativa mexicana de aprendizaje para la conservación). Las 3D's de la ley de residuos sólidos: deficiencia, desconcierto y desconocimiento. [en línea] Distrito Federal (México). 23/02/05 [citado 09 agosto 2005]. Disponible en Internet: http://www.imacmexico.org/ev_es.php?ID=16550_201&ID2=DO_TOPIC
- 33 Iturbe A.R. y Silva M.A.E. 1992. "Aguas Subterráneas y Contaminación". Series del Instituto de Ingeniería. UNAM, No. 539. Julio
34. Jackson M.L. 1982. "Análisis Químicos de Suelos". 4ª ed. Barcelona: 71-80, 199-228, 255-270, 294-304.
35. Jennison P.R.C. y Jennison J. "Analysis of BTX in Soil With Automated Headspace and PID/FID". Varian Canada, Inc. Varian Application Note 45:0693.
36. Jim D. 1998. "Microbial Ecology" en *Micribiology*. 2nd. McGraw-Hill. USA, 570-606.
37. Jiménez C.B., Mazari H.M., Domínguez M.R., y Cifuentes G. E. 2004. El agua en el valle de México. en *El agua en México vista desde la academia*. ed. Blanca Jiménez y Luis Marín. Academia mexicana de las ciencias. México D.F, 15-32.
38. Jiménez C.B., Siebe G. Ch. y Cifuentes G. E. 2004. El reuso intencional y no intencional del agua en el valle de Tula. en *El agua en México vista desde la academia*. ed. Blanca Jiménez y Luis Marín. Academia mexicana de las ciencias. México D.F, 33-55.
39. Kieft L., Amy S., Brockman J., Fredrickson K., Bjornstad N. y Rosacker L. 1993. "Microbial Abundance and Activities in Relation to Water Potential in the Vadose Zone of Arid an Semiarid Sites". *Microb. Ecol*, 59 - 78.

-
40. Leahy G.J. y Colwell R.R. 1990. "Microbial Degradation of Hydrocarbons in the Environment". *Microbiol. Rev.*, 54(3): 305-315.
41. LeBaron C.W., Lew J., Glass G.I., Weber J.M. y Ruiz-Palacios G. The Rotavirus Study Group. 1990. "Annual Rotavirus epidemic Patterns in North America", *J. American Medical Association*. en Jiménez et al., 2004, El agua en el valle de México. En: El agua en México vista desde la academia. Academia mexicana de las ciencias. México D.F, 15-32.
42. Leddy B.M., Phipps W.D. y Ridgway F.H. 1995. "Catabolite Mediated Mutations in Alternate Toluene Degradative Pathways in *Pseudomonas putida*". *Journal of Bacteriology*. Aug, 177(16): 4713-4720.
43. Lesser I.J.M. 1995. "Prospección de Contaminación de Acuíferos por Hidrocarburos". *Revista del colegio de Ingenieros Geólogos de México*, 1(6):5-8.
44. Lesser I.J.M. Cómo Proteger y Recargar los Mantos Acuíferos del Valle de Anáhuac [en línea]. Lesser y Asociados S.A. de C.V. México D.F. 02/10/02 [citado 08 agosto 2005]. Disponible en Internet: <http://www.jornada.unam.mx/2002/oct02/021028/eco-c.html>
45. Lesser I.J.M. y González P.D. El agua subterránea de la Ciudad de México [en línea]. V congreso de aguas subterráneas, Hermosillo, Son. 30/08/2005. Asociación Geohidrológica Mexicana [citado 08 agosto 2005]. Disponible en Internet: http://www.lessner.com.mx/esp/pub/pub_txt.htm.
46. Liu S. y Suflita M.J. 1993. "Ecology and Evolution of Microbial Populations for Remediation". *TIBTECH*, (2):344-352.
47. López-Vidal Y., Calva J.J., Trujillo A., Ponce de León A., Ramos A., Svennerholm A.M. y Ruiz-Palacios G. 1990, "Enterotoxins and adhesins of enterotoxigenic *Escherichia coli*: are they a risk factor for acute diarrhea in the community?", *J. Infectious Diseases*. en Jiménez et al., 2004. El agua en el valle de México. en El agua en México vista desde la academia. Academia mexicana de las ciencias. México D.F, 15-32
48. Marsal R.J. y Mazari M. 1969. "El Subsuelo de la Ciudad de México". Congreso Panamericano de Mecánica de Suelos y Cimentaciones. Facultad de Ingeniería, UNAM. México.
49. Marsal R.J. y Mazari M. 1990. "Desarrollo de la Mecánica de Suelos en la Ciudad de México en el Subsuelo de la Cuenca del Valle de México y su Relación en la Ingeniería de

Cimentaciones a Cinco Años del Sismo”. Sociedad mexicana de mecánica de suelos, A.C. México, 3-25.

50. Maya C.L. 2000. “Caracterización Física, Química y Microbiológica de Muestras de Subsuelo del Río de los Remedios, Estado de México”. Tesis de Biología. Facultad de Ciencias. UNAM.

51. Mazari-Hiriart, M. 1992. “Potential Groundwater Contamination by Organic Compounds in the Mexico City Metropolitan”. A dissertation submitted impartial satisfaction of the requirements for the degree Doctor of Environmental Science and Engineering. University of California. Los Angeles CA, 153.

52. Mazari H.M. Impactos ambientales: acuíferos [en línea]. Instituto Nacional de Ecología. 15/11/07 [citado 14 abril 2008]. Disponible en Internet: <http://www.ine.gob.mx/publicaciones/libro/35/impactos.html>

53. Mazari-Hiriart M., López-Vidal Yolanda., Ponce-de-León S., José C.J., Rojo-Callejas F. y Cartillo-Rojas G. 1995. “Longitudinal Study of Microbial Diversity and Seasonality in the Mexico City Metropolitan Area Water Supply System”. *Applied and Environmental Microbiology*. 71(9): 5129-5137.

54. Mazari-Hiriart M., Saval S., Iturbe R. y Noyola A. 1996. “Caracterización de Sitios de Canal en la Zona Industrial de la Subcuenca de Chalco“. Memorias del X Congreso Nacional de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Sociedad Mexicana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, A.C. Toluca, Estado de México, 8.

55. Metcalf y Eddy. 1991. “Wastewater Engineering Treatment”. Disposal and Reuse. McGraw-Hill. Inc. New York.

56. Milic-Terzic J. y Saval S. 2000. “Aplicación de Técnicas de Biología Molecular para la Detección y Monitoreo de Bacterias Degradadoras de Contaminantes Orgánicos“. *Ingeniería y Ciencias Ambientales*, (45): 24-30

57. NOM-021-RECNAT-2000. Que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreo y análisis. Distrito Federal, México, p. 73

-
58. NOM-127-SSA1-1994. Salud ambiental, agua para uso y consumo humano-Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse al agua para su potabilización. Distrito Federal, México, p. 7
59. Paredes E., González D. y Saín M.S.R. Instituto tecnológico de estudios superiores de Monterrey. Campus Ciudad de México [en línea]. Programa Capan (Prepa). Campaña para la protección del ambiente 1999 [citado 08 enero 2007]. Disponible en Internet: http://www.geocities.com/camp_pro_amb/Problemas.htm?20078
60. Patterson J., Frapce S., Dykes L. y McLead R. 1978. "Acoring and Squeezing Technique for the Detailed Study of Subsurface Water Chemistry". *Can. J. Earth Sciences*, 15: 162-169.
61. Paul E.A. y Clark F.E. 1989. "Soil Microbiology and Biochemistry". Academic Press, Inc. San Diego, California, p. 340
62. Paustenbach D.J., Bass R.D. y Price P. 1993. "Benzene toxicity and risk assessment, 1972-1992: implications for future regulation". *Environm. Health Perspectives Supplements*, 101(6): 177-200
63. Pelczar J.M.Jr. 1993. "Microbiology Concept and Applications". McGraw-Hill. New York, p. 826
64. Penton Z. "Optimization of Parameters in Static Headspace G.C". Varian chromatography systems. Varian Application, Note 40:1291.
65. Pérez D.F., Santos J., Díaz G.C., y Carbajales A. 2002. "Manual para la interpretación de los ensayos de bombeo y programas de cálculo. Cap. 1. Los acuíferos y sus propiedades". Instituto Politécnico San José A. Echeverría. La Habana, Cuba. [citado 30 mayo 2005]. Disponible en Internet: <http://www.unesco.org.uy/phl/libros/libroPIEB/frame1.html>
66. Pérez H.N. 1999. Caracterización Microbiológica del Subsuelo Subyacente a Canales de Aguas Residuales en la Zona de Chalco, Estado de México. Tesis de Biología. Facultad de Ciencias. UNAM, p. 121
67. Pitre C.V. 1992. "Analysis of induced recharge from a waste water canal through fractured clays in Meico City". Tesis en ciencias de la tierra, en Potential groundwater contamination by organic compounds en the Mexico city metropolitan area. University of Waterloo. Ontario, Canada.

-
68. Pitre C.V. y Rudolph D. 1991. "Evolution of Waste Water in Filtrating Through Natural Clay Sediments Beneath a Sewage Canal in Mexico City". AGU 1991 Fall Meeting. Program and Abstracts. Dec, 9-13: 166.
69. RBCA Tool Kit for Chemical Releases. 1998. Physical Property Data. Chemical Data for Selected COCs. Groundwater Services, Inc.
70. Ridgway H.K., Safarik J., Phipps D., Carl P. y Clark D. 1990. "Identification and Catabolic Activity of Wel-derived Gasoline-degrading Bacteria from a Contaminated Aquifer". *Appl. Environ. Microbiol*, 56(11): 3565-3575.
71. Roe D.V., Lacy J.M. y Stuart D.J. 1989. "Manual Headspace Method to Analyze for the Volatile Aromatics of Gasoline in Groundwater and Soil Samples". *Anal. Chem*, 61:2584-2585.
72. Rudolph D.L., Cherry J.A. y Farvolden R.N. 1991. "Groundwater Flow and Solute Transport in Fractured Lacustrine Clays Near Mexico City". *Water Resources Research*, 27(9): 2187-2201.
73. Saval S. 2000. "Bioremediation: Clean-up Biotechnologies for Soils and Aquifers". En *Environmental Biotechnology and Cleaner Bioprocesses*. Ed. Olguín J.E., Sánchez G. y Hernández E. Instituto de Ecología, A.C. Xalapa Veracruz. México, 155-166.
74. Saval S. 2000. *Curso Contaminación de Suelos y Acuíferos: Contaminantes Orgánicos*. División de Educación Continua, Facultad de Ingeniería, UNAM, México D.F.
75. Schraa G., Bethe B.M., Van Neerven A.R.W., Vanden Tweel WJJ., Vander Wende E. y Zehnder A.J.B. 1987. "Degradation 1,2-dimethylbenzene by Corynebacterium strain C125". *Antonie Van Leewenhoek*, 53: 159-170.
76. Schwarzenbach P.R. y Westall J. 1981. "Transport of Nonpolar Compounds from Surface Water to Groundwater. Laboratory Sorption Studies". *Environm. Science & Technology*, 5 (11):1360-1367.
77. Schwarzenbach P.R., Gschwend M.P. e Imboden M.D. 1993. *Sorption: Solid-Aqueous Solution Exchange*, En: *Environmental Organic Chemistry*. John Wiley and Sons, Inc. New York, 255-341.

-
78. Secretaría de Obras y Servicios. Obras Públicas. Planta de bombeo Gran Canal (km 18+500) y planta de bombeo Río Hondo [en línea]. D.F. (México). [citado 06 abril 2009]. Disponible en Internet: http://www.obras.df.gob.mx/obras_publicas/obras:hidraulicas/planta_bombeo.html
79. Secretaría de Obras y Servicios. Servicios Urbanos. Manejo de residuos sólidos, recolección, transferencia, selección y disposición final [en línea]. D.F. (México). [citado 08 enero 2007]. Disponible en Internet: http://www.obras.df.gob.mx/servicios_urbanos/residuos/rec_trans_sel-final.html
80. Sims J.L., Sims R.C. y Matthews J.E. 1990. "Approach to Bioremediation of Contaminated Soil". *Hazardous Waste and Hazardous Material*, 7(2): 117-149.
81. Smith M.R. 1990. "The Biodegradation of Aromatic Hydrocarbons by Bacteria". *Biodegradation*, 1: 191-206.
82. Smith M.R. 1994. "The Physiology of Aromatic Hydrocarbon Degrading Bacteria". En *Biochemistry of Microbial Degradation*, ed Ratledge C. Kluwer Academic Publishers. Netherlands, 347-378.
83. Soto G.E., Mazari H.M. y Bojórquez T.L.A. 2000. "Entidades de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México Propensas a la Contaminación de Agua Subterránea". *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM, México*, 43:60-75.
84. Spain C.J. y Veld V.P.A. 1983. "Adaptation of Natural Microbial Communities to Degradation of Xenobiotic Compounds: Effects of Concentration, Exposure Time, Inoculum and Chemical Structure". *App. Environm. Microbiol*, 45(2): 428-435.
85. Starr R.C. y Ingleton R.A. 1992. "A New Method for Collecting Core Samples without a Drill Rig". *Ground Eater Monitoring Review*, Winter Issue: 91-95.
86. Textos científicos. Uso industrial del benceno, difenilo y naftaleno. Uso industrial del estireno/etilbenceno, tolueno y xileno [en línea] 18 marzo 2006 [citado 08 agosto 2005] Disponible en Internet: <http://www.textoscientificos.com/quimica/aromaticos/uso-industrial-2>
87. Toul J., Bezdèk J., Kovárová M., Boháček Z., Hanák J., Milicka J. y Müller P. 2003. "Sorption of Hydrophobic Organic Pollutants on Soils and Sediments". *Bulletin of Geosciences*, 78(3): 205-223.

88. Vargas C. y Ortega-Guerrero A. 2004. "Fracture Hydraulic Conductivity in the Mexico City Clayey Aquitard: Field Piezometer Rising-Head Tests". *Hydrogeology Journal*, 12(3): 336-344.
89. Vogel T.M., Criddle C.S. y McCarty. 1987. "Transformations of Halogenated Aliphatic Compounds. Oxidation, reduction, substitution and dehydrohalogenation reactions occur abiotically or in microbial and mammalian systems". *Environm. Sci. Technol*, 21(8): 722-736.
90. Wild, A. 1992. La Población Microbiana del Suelo. En Condiciones del Suelo y Desarrollo de las Plantas Según Russell". Mundi-Prensa. Madrid, 471-476.
91. Williams P.A. y Worsey M.J. 1976. "Ubiquity of plasmids in coding for toluene and xilene metabolism in soil bacteria: evidence for the existence of new TOL plasmids". *J. Bacteriol.*, 125: 818-828
92. Wilson, L.P. y Bouwer, E.J. 1997. "Biodegradation of Aromatic Compounds Under Mixed Oxygen/Denitrifying Conditions: a review". *Juornal of Industrial Microbiology and Biotechnology*, 18: 116-130.

ANEXO I

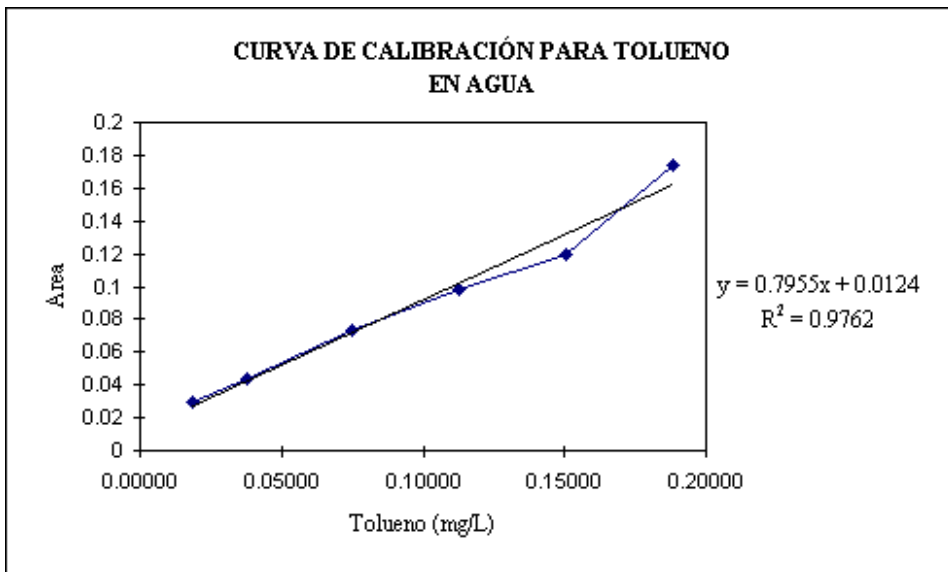
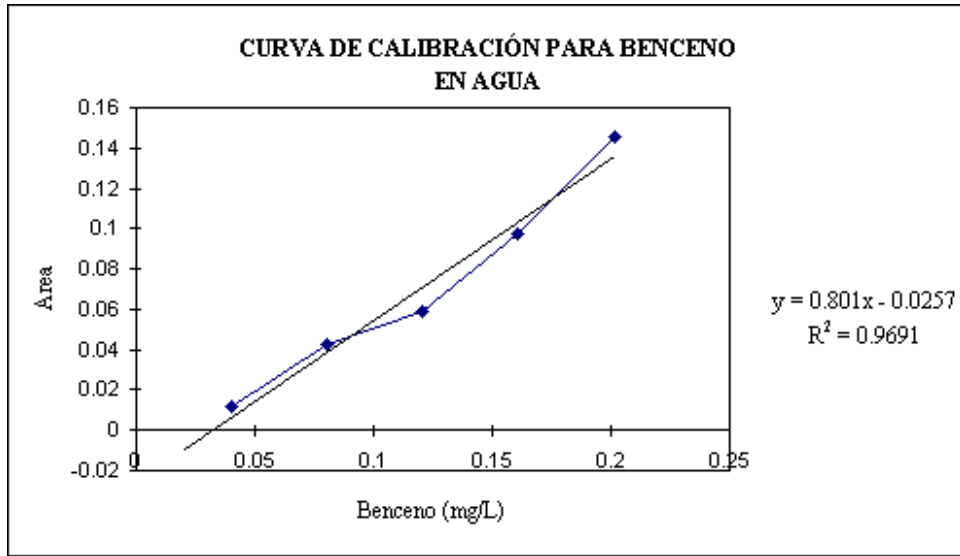
ANÁLISIS CROMATOGRÁFICOS PARA DETERMINACIÓN DE BTEX EN AGUA INTERSTICIAL Y ADSORBIDOS EN SUELO

CONDICIONES DE OPERACIÓN DEL CROMATÓGRAFO DE GASES CON DETECTOR DE IONIZACIÓN DE FLAMA

INYECCIÓN MANUAL (HEADSPACE)	
Initial Column Temp	40°C
Initial Col Hold Time	5.0 min.
Prgm 1 final Col Temp	110°C
Prgm 1 Col Rate in	5.0 °/min
Prgm 1 Col Hold Time	12.0 min.
Injector Temp	250°C
Detector Temp.	300°C

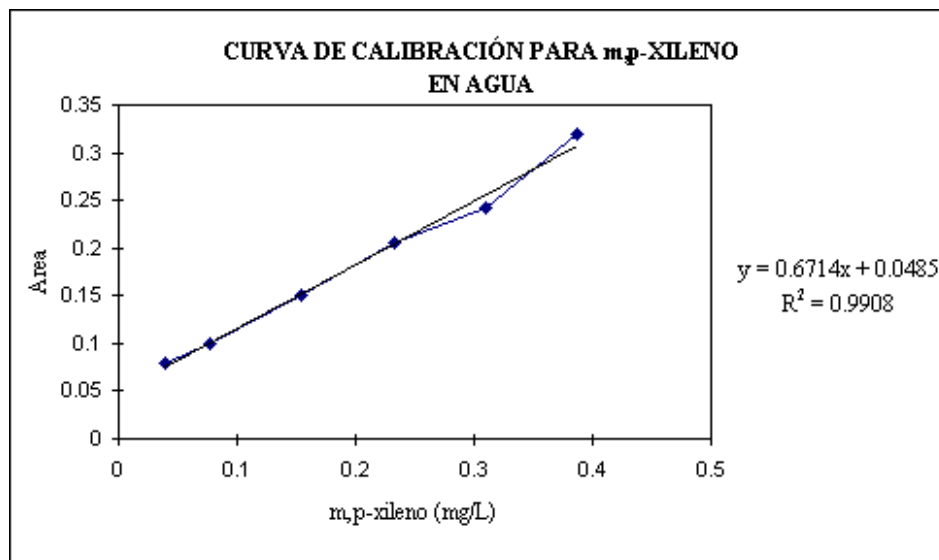
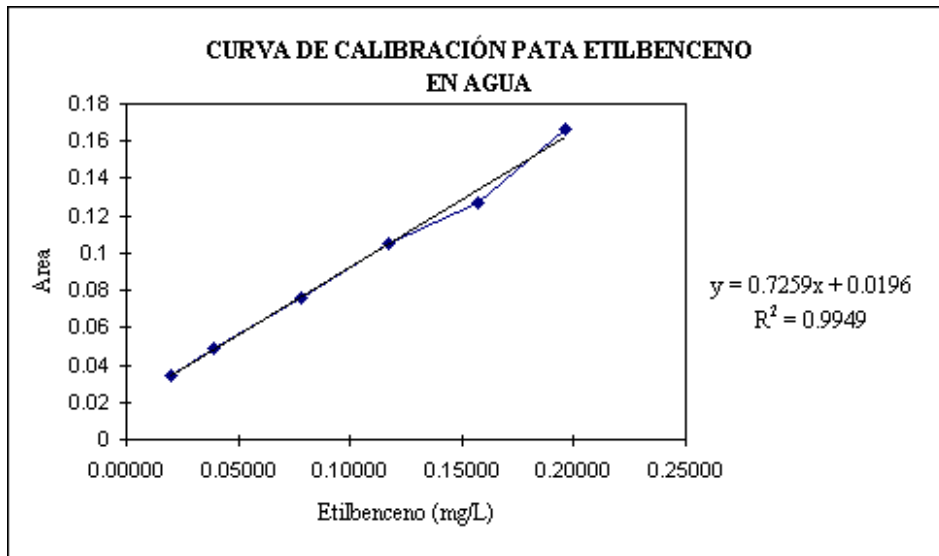
Los viales con agua intersticial se incubaron a 65°C por 30 minutos en un baño de aceite mineral, posteriormente se inyectaron 200 µL de fase gas con una jeringa “*gastight*” al cromatógrafo de gases.

Se utilizó ciclooctano como estándar interno, el cual se adicionó tanto a las muestras como a la curva estándar antes de incubar cada vial

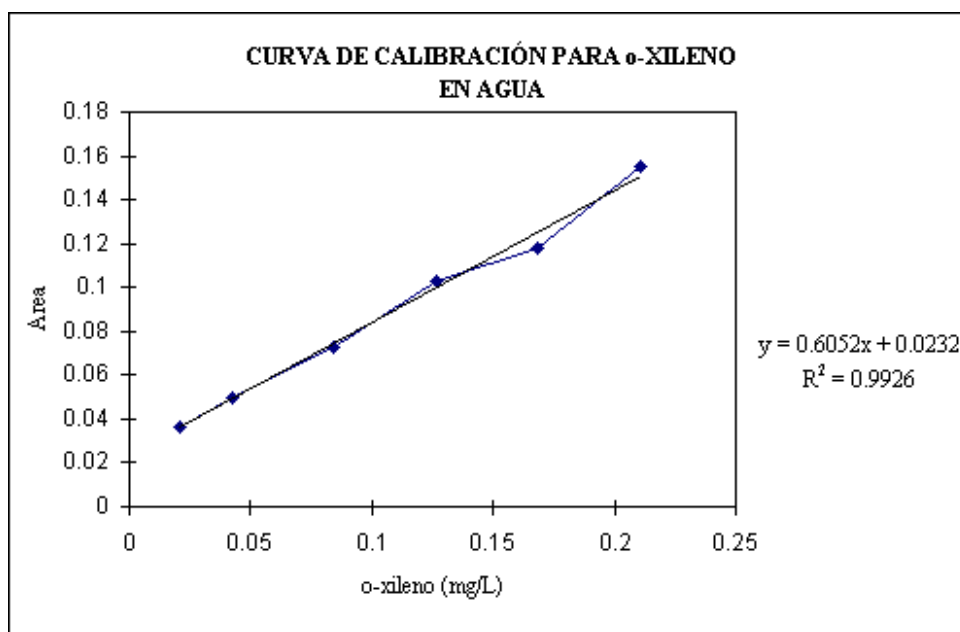


Benceno mg/L	Área bajo la curva
0.02011	
0.04025	0.01166
0.08051	0.04246
0.12077	0.05846
0.16103	0.09733
0.20130	0.14548

Tolueno mg/L	Área bajo la curva
0.01880	0.02956
0.03761	0.04425
0.07523	0.07350
0.11285	0.09768
0.15047	0.11930
0.18809	0.17376



Etilbenceno mg/L	Área bajo la curva	m,p-xileno mg/L	Área bajo la curva
0.01960	0.03446	0.03868	0.07925
0.03920	0.04915	0.07737	0.09902
0.07841	0.07627	0.15476	0.15133
0.11761	0.10502	0.23213	0.20529
0.15682	0.12724	0.30952	0.24137
0.19603	0.16672	0.38689	0.31977

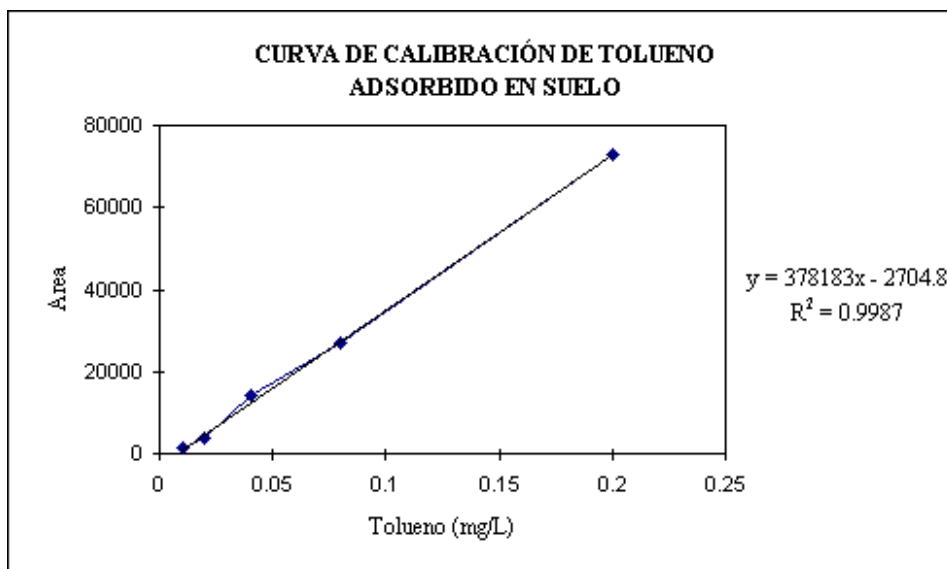
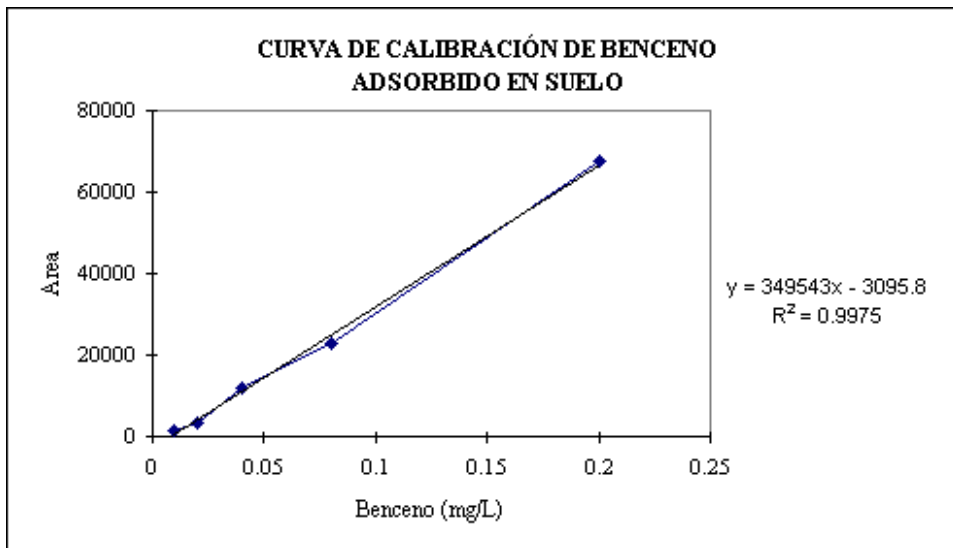


o-xileno mg/L	Área bajo la curva
0.02107	0.03639
0.04214	0.04933
0.08428	0.07308
0.12642	0.10262
0.16857	0.11835
0.21071	0.15476

INYECCIÓN AUTOMÁTICA POR EQUIPO GENESIS

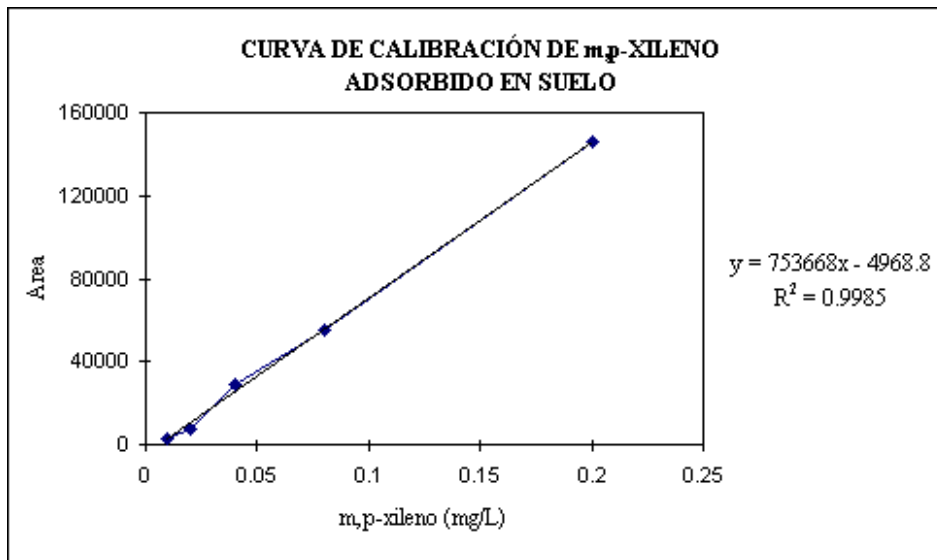
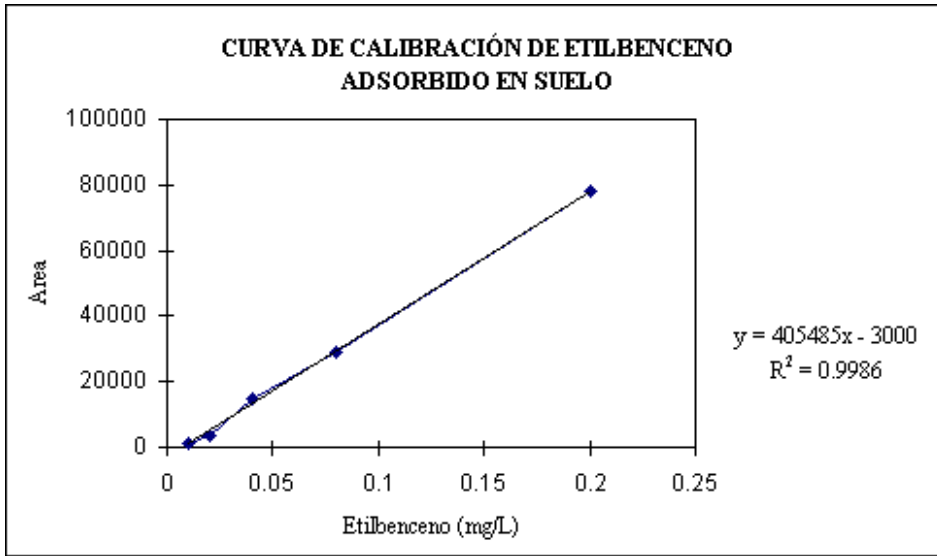
CONDICIONES DEL ANÁLISIS DE BTEXs ADSORBIDOS HEADSPACE	
Temperatura en Platina	80°C
Tempo Equil. de Platina	1.00 min
Tiempo Equil Muestra	40 min
Tamaño Vial	22 mL
Tiempo de Ciclo	50 min
Modo Splitless en Cromatógrafo	1.00 min

De cada vial que contenía suelo con metanol se tomó una alícuota de metanol y se aforó a 5 mL con agua desionizada para tener el mismo volumen en todos los viales incluyendo los de la curva.



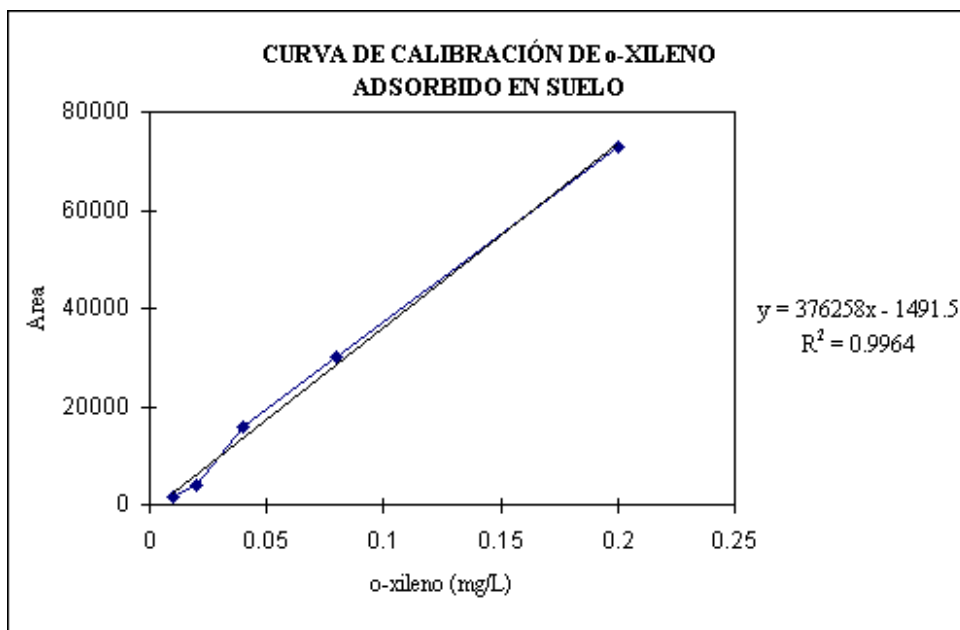
Benceno mg/L	Área bajo la curva
0.01	1256
0.02	3359
0.04	12082
0.08	22721
0.20	67443

Tolueno mg/L	Área bajo la curva
0.01	1352
0.02	3681
0.04	13994
0.08	26786
0.20	73027



Etilbenceno mg/L	Área bajo la curva
0.01	1056
0.02	3788
0.04	15062
0.08	28963
0.20	78051

m,p-xileno mg/L	Área bajo la curva
0.01	2589
0.02	7237
0.04	28660
0.08	54950
0.20	145504



o-xileno mg/L	Área bajo la curva
0.01	1387
0.02	4038
0.04	15870
0.08	29921
0.20	73017

ANEXO II

DATOS FÍSICOS Y QUÍMICOS EN MUESTRAS DE SUELO

ANÁLISIS FÍSICO Y QUÍMICO DE MUESTRAS DE SUELO EN EL PUNTO gc1 DEL GRAN CANAL DEL DESAGÜE

PROFUNDIDAD (m)	MATERIA ORGÁNICA (%)	DESVIACIÓN ESTÁNDAR / COEFICIENTE DE VARIACIÓN (%)	PROMEDIO MATERIA ORGÁNICA (% base seca)	SÓLIDOS TOTALES VOLÁTILES (mg/g)	DESVIACIÓN ESTÁNDAR / COEFICIENTE DE VARIACIÓN (%)	PROMEDIO SÓLIDOS TOTALES VOLÁTILES (%)
2.36	6.61	±0.32 / 4.61	10.14	58.36	±0.17 / 0.30	8.51
	7.25			58.01		
3.91	4.59	±0.09 / 2.02	7.41	51.49	±0.47 / 0.92	8.07
	4.78			50.55		
4.41	1.74	±0.40 / 29.85	2.44	16.74	±0.38 / 2.21	3.12
	0.94			17.50		
4.78	1.94	±0.26 / 12.01	10.86	19.16	±1.25 / 6.12	9.69
	2.47			21.66		
6.06	2.82	±0.01 / 0.52	11.43	22.43	±0.70 / 3.22	8.78
	2.85			21.03		
6.48	3.02	±0.10 / 3.20	13.90	23.36	±1.17 / 4.76	10.93
	3.22			25.70		
7.32	2.92	±0.45 / 13.35	8.76	26.89	±0.60 / 2.28	6.84
	3.82			25.69		
7.74	2.79	±0.29 / 11.82	13.23	18.61	±0.25 / 1.36	9.75
	2.20			18.11		
8.22	3.29	±0.20 / 5.73	17.14	21.35	±0.01 / 0.04	10.50
	3.69			21.37		
8.78	3.79	±0.42 / 12.63	14.62	21.17	±0.08 / 0.37	9.25
	2.94			21.33		
9.33	2.87	±0.17 / 5.74	11.13	20.98	±0.60 / 2.94	7.46
	3.22			19.78		
10.34	3.42	±0.02 / 0.73	14.53	21.66	±0.66 / 3.14	9.0
	3.37			20.34		
10.76	3.66	±0.58 / 19.02	16.39	20.59	±0.07 / 0.36	11.04
	2.49			20.74		
12.19	2.46	±0.38 / 13.38	10.35	18.10	±0.36 / 2.05	6.47
	3.22			17.37		
12.97	3.80	±0.15 / 3.79	12.61	23.46	±0.73 / 3.21	7.27
	4.10			22.00		
13.34	2.85	±0.43 / 13.10	12.39	21.44	±0.42 / 1.99	7.94
	3.71			20.60		

ANÁLISIS FÍSICO Y QUÍMICO DE MUESTRAS DE SUELO EN EL PUNTO gc1 DEL GRAN CANAL DEL DESAGÜE

PROFUNDIDAD (m)	pH	HUMEDAD (%)	DESVIACIÓN ESTÁNDAR / COEFICIENTE DE VARIACIÓN (%)	PROMEDIO HUMEDAD (%)	POROSIDAD (%)
2.36	7.91	31.75	$\pm 0.07 / 0.22$	31.68	59.06
		31.61			
3.91	8.19	35.94	$\pm 0.92 / 2.50$	36.86	62.44
		37.79			
4.41	8.16	44.09	$\pm 1.16 / 2.57$	45.25	60.92
		46.42			
4.78	9.39	80.23	$\pm 0.47 / 0.59$	79.75	73.41
		79.28			
6.06	9.38	75.12	$\pm 0.13 / 0.17$	75.25	68.40
		75.39			
6.48	9.25	78.33	$\pm 0.75 / 0.97$	77.57	65.53
		76.82			
7.32	8.38	62.24	$\pm 0.69 / 1.12$	61.55	66.06
		60.86			
7.74	9.19	81.16	$\pm 0.02 / 0.02$	81.18	70.65
		81.20			
8.22	8.90	79.24	$\pm 0.41 / 0.51$	79.65	68.35
		80.06			
8.78	9.13	76.88	$\pm 0.15 / 0.20$	77.03	66.94
		77.19			
9.33	9.22	72.07	$\pm 0.62 / 0.85$	72.69	66.37
		73.32			
10.34	8.95	76.08	$\pm 0.60 / 0.78$	76.68	62.84
		77.28			
10.76	9.10	81.20	$\pm 0.08 / 0.1$	81.28	64.86
		81.37			
12.19	9.20	73.27	$\pm 0.69 / 0.95$	72.57	64.09
		71.88			
12.97	8.70	66.74	$\pm 1.94 / 2.83$	68.68	64.09
		70.63			
13.34	9.11	73.68	$\pm 0.13 / 0.18$	73.54	68.61
		73.41			

ANÁLISIS FÍSICO Y QUÍMICO DE MUESTRAS DE SUELO EN EL PUNTO gc1 DEL GRAN CANAL DEL DESAGÜE

PROFUNDIDAD (m)	FÓSFORO (mg/Kg)	DESVIACIÓN ESTÁNDAR / COEFICIENTE DE VARIACIÓN (%)	PROMEDIO FÓSFORO (mg/Kg)	NITRÓGENO AMONICAL (mg/Kg)	NITRATOS (mg/Kg)
2.36	6.56	-	6.56		0.85
2.74				462.40	
3.91	3.89	$\pm 0.07 / 1.96$	3.81		11.14
	3.74				
4.41	3.00	$\pm 0.11 / 3.80$	2.89		4.96
	2.78				
4.78	1.39	$\pm 0.03 / 2.20$	1.36		0.03
	1.33				
6.06	0.46	$\pm 0.01 / 2.12$	0.47		0.08
6.46	0.48			68.48	
6.48	1.31	$\pm 0.13 / 11.01$	1.18		0.13
	1.05				
7.32	1.64	$\pm 0.17 / 9.39$	1.81		7.21
7.69	1.98			70.30	
7.74	0.40	-	0.40		
8.22	1.44	$\pm 0.14 / 11.19$	1.29		
	1.15				
8.78	1.11	$\pm 0.09 / 8.82$	1.02		
9.19	0.93			64.32	
9.33	1.03	$\pm 0.29 / 40.13$	0.73		3.29
	0.44				
10.34	1.35	$\pm 0.19 / 16.37$	1.16		1.00
10.44	0.97			86.53	
10.76	1.01	0	1.01		0.27
	1.01				
12.19	1.44	$\pm 0.18 / 11.11$	1.62		4.75
12.58	1.80			98.68	
12.97	1.92	$\pm 0.04 / 2.04$	1.96		4.02
	2.00				
13.34	1.13	0	1.13		0.15
	1.13				

ANÁLISIS FÍSICO Y QUÍMICO DE MUESTRAS DE SUELO EN EL PUNTO gc2 DEL GRAN CANAL DEL DESAGÜE

PROFUNDIDAD (m)	MATERIA ORGANICA (%)	DESVIACIÓN ESTÁNDAR / COEFICIENTE DE VARIACIÓN (%)	PROMEDIO MATERIA ORGANICA (% base seca)	SÓLIDOS TOTALES VOLÁTILES (mg/g)	DESVIACIÓN ESTÁNDAR / COEFICIENTE DE VARIACIÓN (%)	PROMEDIO SÓLIDOS TOTALES VOLÁTILES (%)
3.46	7.18	±0.88 / 13.96	6.3	56.72	±0.48 / 0.83	7.99
	5.42			57.68		
3.79	9.92	±0.83 / 7.72	10.75	82.80	±2.70 / 3.37	12.96
	11.58			77.40		
4.46	11.46	±0.01 / 0.08	11.47	76.84	±0.90 / 1.16	14.32
	11.48			78.65		
5.84	8.68	±0.43 / 5.21	8.25	40.19	±0.95 / 2.43	14.65
	7.82			38.28		
6.49	3.82	±0.61 / 13.76	4.43	25.73	±0.80 / 3.20	10.35
	5.04			24.13		
6.82	5.22	±0.86 / 19.65	4.38	26.52	±0.46 / 1.78	12.97
	3.55			25.59		
8.02	2.50	±0.41 / 14.08	2.91	21.72	±0.62 / 2.93	8.86
	3.32			20.48		
8.36	4.66	±0.10 / 2.10	4.76	24.10	±0.57 / 2.44	11.13
	4.86			22.95		
8.45	3.02	±1.08 / 26.34	4.10	22.09	±0.30 / 1.36	8.60
	5.18			22.70		
9.04	4.01	±0.64 / 18.99	3.37	17.96	±0.25 / 1.44	9.90
	2.73			17.45		
10.02	6.48	±0.56 / 9.45	5.92	19.46	±0.15 / 0.76	11.09
	5.36			19.76		
10.35	2.86	±0.58 / 16.86	3.44	19.79	±0.02 / 0.12	10.96
	4.02			19.84		
11.29	2.28	±0.31 / 12.13	2.59	17.46	±0.30 / 1.68	8.29
	2.91			18.06		
11.70	2.01	±0.16 / 7.58	2.17	19.71	±0.05 / 0.25	7.34
	2.34			19.61		

ANÁLISIS FÍSICO Y QUÍMICO DE MUESTRAS DE SUELO EN EL PUNTO gc2 DEL GRAN CANAL DEL DESAGÜE

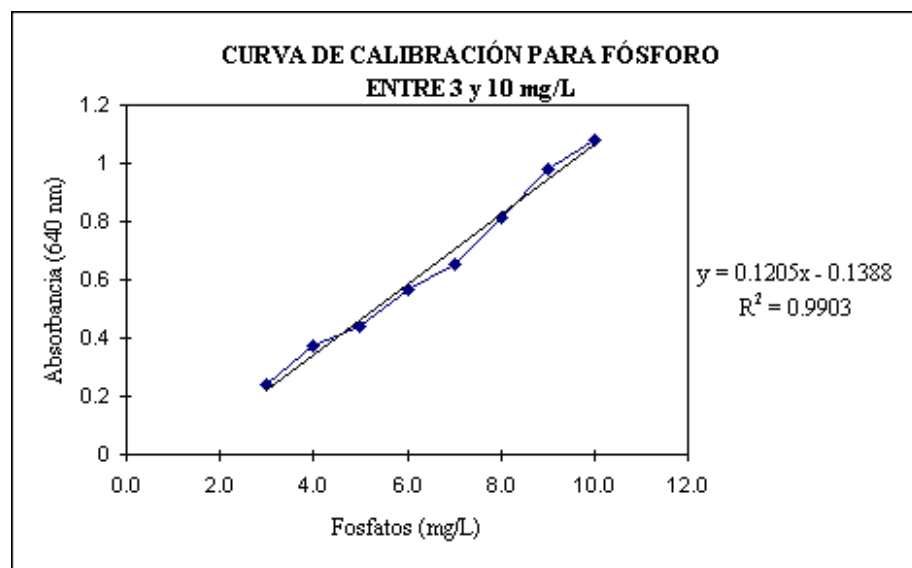
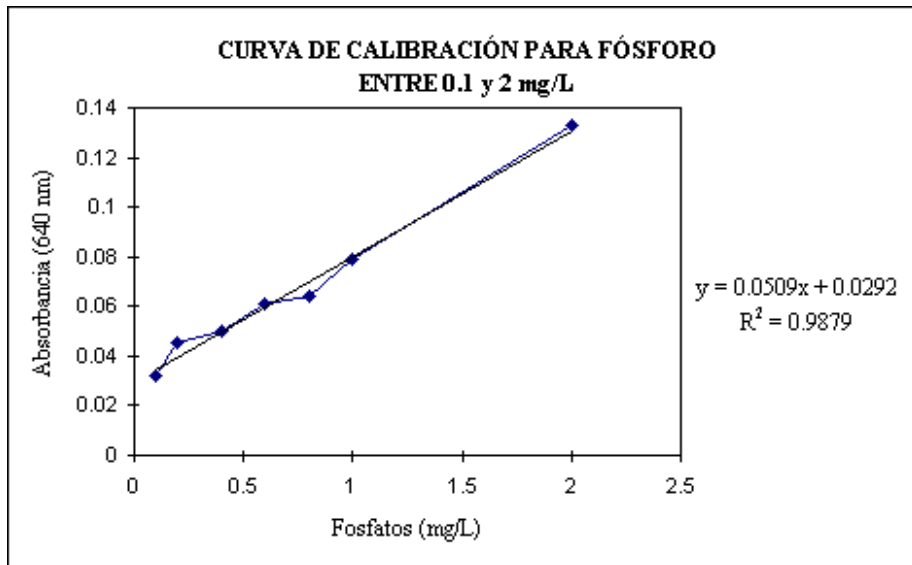
PROFUNDIDAD (m)	pH	HUMEDAD (%)	DESVIACIÓN ESTÁNDAR / COEFICIENTE DE VARIACIÓN (%)	PROMEDIO HUMEDAD (%)	POROSIDAD (%)
3.46	7.93	28.51	$\pm 3.36 / 10.56$	31.82	57.04
		35.14			
3.79	7.69	38.47	$\pm 0.67 / 1.76$	38.20	
		37.94			
4.46	7.42	46.22	$\pm 0.98 / 2.16$	45.24	63.92
		44.26			
5.84	8.44	73.43	$\pm 0.21 / 0.28$	73.22	69.29
		73.01			
6.49	8.84	74.53	$\pm 1.61 / 2.13$	75.89	59.17
		77.26			
6.82	8.88	79.47	$\pm 0.44 / 0.55$	79.91	68.06
		80.36			
8.02	8.64	76.61	$\pm 0.45 / 0.59$	76.16	
		75.71			
8.36	8.99	78.62	$\pm 0.25 / 0.31$	79.02	78.32
		79.12			
8.45	9.01	74.96	$\pm 1.02 / 1.38$	73.93	
		72.91			
9.04	8.63	82.07	$\pm 0.05 / 0.06$	82.12	72.44
		82.18			
10.02	8.58	82.59	$\pm 0.28 / 0.34$	82.31	71.94
		82.03			
10.35	8.86	81.72	$\pm 0.19 / 0.23$	81.91	74.29
		82.11			
11.29	8.90	79.32	$\pm 0.74 / 0.94$	78.58	66.85
		77.84			
11.70	8.68	71.75	$\pm 1.39 / 1.90$	73.14	66.98
		74.54			

ANÁLISIS FÍSICO Y QUÍMICO DE MUESTRAS DE SUELO EN EL PUNTO gc2 DEL GRAN CANAL DEL DESAGÜE

PROFUNDIDAD (m)	FÓSFORO (mg/Kg)	DESVIACIÓN ESTÁNDAR / COEFICIENTE DE VARIACIÓN (%)	PROMEDIO FÓSFORO (mg/Kg)	NITRATOS (mg/Kg)
3.46	4.10	$\pm 0.44 / 9.69$	4.54	0.94
	4.98			
3.79	7.22	$\pm 1.07 / 17.49$	6.14	
	5.07			
4.46	0.19	$\pm 0.005 / 2.70$	4.27	10.35
	0.18			
5.84	0.124	$\pm 0.002 / 1.63$	2.76	10.18
	0.120			
6.49	0.025	$\pm 0.005 / 18.03$	0.69	0.49
	0.036			
6.82	0.016	$\pm 0.002 / 11.11$	0.41	0.41
	0.020			
8.02	0.062	$\pm 0.005 / 7.46$	1.51	
	0.072			
8.36	0.019	-	0.43	0.41
8.45	0.038	$\pm 0.001 / 2.70$	0.85	
	0.036			
9.04	0.032	$\pm 0.006 / 23.07$	0.59	0.04
	0.020			
10.02	0.051	$\pm 0.003 / 7.36$	1.065	0.46
	0.044			
10.35	0.053	$\pm 0.003 / 6.19$	1.26	0.09
	0.060			
11.29	0.047	$\pm 0.002 / 4.44$	1.00	0.84
	0.043			
11.70	0.050	$\pm 0.0005 / 0.99$	1.13	
	0.051			

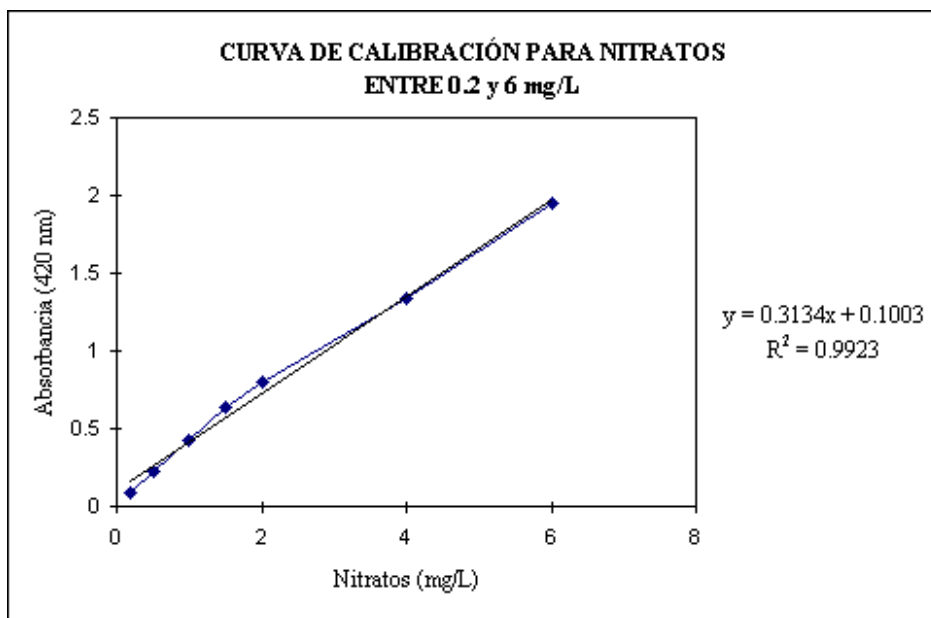
ANEXO III

CURVAS DE CALIBRACIÓN PARA FÓSFORO Y NITRATOS



Fósforo mg/L	Abs. 640nm
3.0	0.241
4.0	0.374
5.0	0.438
6.0	0.570
7.0	0.656
8.0	0.815
9.0	0.980
10.0	1.080

Fósforo mg/L	Abs. 640 nm
0.1	0.032
0.2	0.045
0.4	0.050
0.6	0.061
0.8	0.064
1.0	0.079
2.0	0.133



Nitratos mg/L	Abs. 420 nm
0.2	0.085
0.5	0.219
1.0	0.424
1.5	0.642
2.0	0.806
4.0	1.340
6.0	1.950

ANEXO IV

DATOS MICROBIOLÓGICOS EN MUESTRAS DE SUELO

ANÁLISIS MICROBIOLÓGICO EN MUESTRAS DE SUELO EN EL PUNTO gc1 DEL GRAN CANAL DEL DESAGÜE

PROFUNDIDAD (m)	CUENTA DIRECTA POR EPIFLUORESCENCIA (log b/g suelo)	CUENTA EN PLACA PYG ¹ UFC/g	DESVIACIÓN ESTÁNDAR / COEFICIENTE DE VARIACIÓN (%)	PROMEDIO (log UFC/g suelo seco)
2.36	15.36	267x10 ⁴	+12.00 / 4.30	7.61
		291x10 ⁴		
3.91	15.03	190x10 ⁴	+17.23 / 8.18	7.52
		210x10 ⁴		
		232x10 ⁴		
4.41	16.08	210x10 ⁴	+24.50 / 10.44	7.58
		259x10 ⁴		
4.78	15.53	182x10 ⁴	+14.51 / 7.40	7.98
		190x10 ⁴		
		216x10 ⁴		
6.06	17.38	461x10 ⁴	+32.50 / 6.58	8.29
		526x10 ⁴		
6.48	16.02	483x10 ⁴	+36.00 / 8.26	8.28
		428x10 ⁴		
		396x10 ⁴		
7.32	16.18	259x10 ⁴	+27.79 / 10.65	7.83
		296x10 ⁴		
		228x10 ⁴		
7.74	15.71	538x10 ⁴	+15.93 / 2.85	8.47
		577x10 ⁴		
		559x10 ⁴		
8.22	16.46	175x10 ⁴	+20.50 / 13.26	7.88
		134x10 ⁴		
8.78	17.49	91x10 ⁴	+8.48 / 8.74	7.62
		91x10 ⁴		
		109x10 ⁴		
9.33	16.38	405x10 ⁴	+81.50 / 16.75	8.25
		568x10 ⁴		
10.34	15.68	446x10 ⁴	+20.50 / 4.81	8.26
		405x10 ⁴		
10.76	16.56	548x10 ⁴	+33.00 / 5.67	8.49
		614x10 ⁴		
12.19	16.37	125x10 ⁴	+31.40 / 19.91	7.76
		148x10 ⁴		
		200x10 ⁴		
12.97	16.35	542x10 ⁴	+10.00 / 1.81	8.24
		562x10 ⁴		
13.34	15.40	301x10 ⁴	+36.73 / 14.53	7.98
		245x10 ⁴		
		212x10 ⁴		

¹ Medio de cultivo peptona, extracto de levadura y glucosa

ANÁLISIS MICROBIOLÓGICO EN MUESTRAS DE SUELO EN EL PUNTO gc1 DEL GRAN CANAL DEL DESAGÜE

PROFUNDIDAD (m)	DEGRADADORAS BENCENO UFC/g suelo	DESVIACIÓN ESTÁNDAR / COEFICIENTE DE VARIACIÓN (%)	PROMEDIO (log UFC/g suelo seco)	DEGRADADORAS TOLUENO (log UFC/g suelo)	DESVIACIÓN ESTÁNDAR / COEFICIENTE DE VARIACIÓN (%)	PROMEDIO (log UFC/g suelo seco)
2.36	403x10 ³	±25.50 / 5.95	6.79	378x10 ⁴	±48.50 / 14.71	6.68
	454x10 ³			281x10 ⁴		
3.91	64x10 ³	±3.00 / 4.47	6.02	322x10 ²	±7.50 / 2.38	4.69
	70x10 ³			307x10 ²		
4.41	59x10 ³	±4.00 / 7.27	6.00	142x10 ³	±17.50 / 14.05	5.34
	51x10 ³			107x10 ³		
4.78	109x10 ³	±2.50 / 2.24	6.74	101x10 ⁵	±10.00 / 10.98	7.65
	114x10 ³			81x10 ⁵		
6.06	256x10 ³	±13.50 / 5.56	6.99	216x10 ⁴	±5.50 / 2.61	6.92
	229x10 ³			205x10 ⁴		
6.48	274x10 ³	±5.00 / 1.85	7.07	87x10 ³	±7.50 / 9.43	5.55
	264x10 ³			72x10 ³		
7.32	538x10 ³	±5.00 / 0.92	7.14	283x10 ⁴	±9.00 / 3.08	6.88
	548x10 ³			301x10 ⁴		
7.74	212x10 ³	±20.50 / 8.81	7.08	159x10 ⁴	±14.00 / 8.09	6.96
	253x10 ³			187x10 ⁴		
8.22	373x10 ⁴	±4.00 / 1.06	7.26	249x10 ³	±2.00 / 0.79	6.07
	381x10 ⁴			253x10 ³		
8.78	34x10 ⁵	±1.50 / 4.22	7.18	59x10 ⁴	±4.50 / 7.08	6.44
	37x10 ⁵			68x10 ⁴		
9.33	40x10 ⁵	±1.50 / 3.61	7.18	193x10 ⁴	±17.00 / 8.09	6.88
	43x10 ⁵			227x10 ⁴		
10.34	351x10 ⁴	±4.00 / 1.15	7.17	127x10 ³	±6.50 / 4.86	5.75
	343x10 ⁴			140x10 ³		
10.76	37x10 ⁴	±2.50 / 7.24	6.26	144x10 ³	±7.00 / 4.63	5.90
	32x10 ⁴			158x10 ³		
12.19	93x10 ⁵	±2.50 / 2.76	7.51	142x10 ³	±10.50 / 6.88	5.74
	88x10 ⁵			163x10 ³		
12.97	61x10 ⁵	±2.50 / 3.93	7.30	158x10 ⁵	±2.00 / 1.25	7.70
	66x10 ⁵			162x10 ⁵		
13.34	181x10 ⁴	±5.50 / 3.13	6.82	167x10 ⁴	±2.00 / 1.18	6.79
	170x10 ⁴			171x10 ⁴		

ANÁLISIS MICROBIOLÓGICO EN MUESTRAS DE SUELO EN EL PUNTO gc1 DEL GRAN CANAL DEL DESAGÜE

PROFUNDIDAD (m)	DEGRADADORAS ETILBENCENO UFC/g suelo	DESVIACIÓN ESTÁNDAR / COEFICIENTE DE VARIACIÓN (%)	PROMEDIO (log UFC/g suelo seco)	DEGRADADORAS XILENOS (log UFC/g suelo)	DESVIACIÓN ESTÁNDAR / COEFICIENTE DE VARIACIÓN (%)	PROMEDIO (log UFC/g suelo seco)
2.36	258x10 ² 278x10 ²	±10.00 / 3.73	4.59	- -	- -	- -
3.91	89x10 ² 73x10 ²	±8.00 / 9.87	4.10	139x10 ⁴ 140x10 ⁴	±0.50 / 0.35	6.34
4.41	115x10 ² 104x10 ²	±5.50 / 5.02	4.30	490x10 ² 481x10 ²	±4.50 / 0.92	4.94
4.78	165x10 ² 195x10 ²	±15.00 / 8.33	4.94	303x10 ³ 345x10 ³	±21.00 / 6.48	6.20
6.06	32x10 ³ 39x10 ³	±3.50 / 9.85	5.15	38x10 ⁴ 34x10 ⁴	±2.00 / 5.55	6.16
6.48	32x10 ¹ 26x10 ¹	±3.00 / 10.34	3.11	270x10 ² 214x10 ²	±28.0 / 11.57	5.03
7.32	32x10 ¹ 40x10 ¹	±4.00 / 11.11	3.96	173x10 ³ 183x10 ³	±5.00 / 2.80	5.66
7.74	21x10 ³ 19x10 ³	±1.00 / 5.00	5.02	109x10 ⁴ 111x10 ⁴	±1.00 / 0.90	6.76
8.22	45x10 ³ 42x10 ³	±1.50 / 3.44	5.32	40x10 ⁴ 37x10 ⁴	±1.50 / 3.89	6.27
8.78	240x10 ² 251x10 ²	±5.50 / 2.24	5.02	32x10 ³ 30x10 ³	±1.00 / 3.22	5.13
9.33	65x10 ³ 83x10 ³	±9.00 / 12.16	5.43	46x10 ⁴ 51x10 ⁴	±2.50 / 0.10	6.24
10.34	42x10 ¹ 52x10 ¹	±5.00 / 10.63	3.30	53x10 ² 62x10 ²	±4.50 / 7.82	4.39
10.76	48x10 ³ 57x10 ³	±4.50 / 8.57	5.44	160x10 ¹ 171x10 ¹	±5.50 / 3.32	3.94
12.19	61x10 ³ 56x10 ³	±2.50 / 4.27	5.33	45x10 ³ 30x10 ³	±7.50 / 20.00	5.13
12.97	98x10 ³ 101x10 ³	±1.50 / 1.50	5.50	50x10 ⁴ 44x10 ⁴	±3.00 / 6.38	6.17
13.34	59x10 ³ 67x10 ³	±4.00 / 6.34	5.37	162x10 ³ 181x10 ³	±9.50 / 5.53	5.81

ANÁLISIS MICROBIOLÓGICO EN MUESTRAS DE SUELO EN EL PUNTO gc2 DEL GRAN CANAL DEL DESAGÜE

PROFUNDIDAD (m)	CUENTA DIRECTA POR EPIFLUORESCENCIA (log b/g suelo)	CUENTA EN PLACA PYG ¹ UFC/g	DESVIACIÓN ESTÁNDAR / COEFICIENTE DE VARIACIÓN (%)	PROMEDIO (log UFC/g suelo seco)
3.46	14.4	104x10 ⁵	±6.00 / 6.12	7.15
		92x10 ⁵		
3.79	-	94x10 ⁵	±12.50 / 11.73	7.18
		119x10 ⁵		
4.46	16.17	124x10 ⁶	±8.00 / 6.06	8.38
		140x10 ⁶		
5.84	14.49	265x10 ⁶	±9.50 / 3.46	9.00
		284x10 ⁶		
6.49	14.32	149x10 ⁶	±3.00 / 2.05	8.77
		143x10 ⁶		
6.82	13.68	60x10 ⁶	±7.50 / 11.16	8.52
		75x10 ⁶		
8.02	14.42	165x10 ⁵	±7.50 / 4.34	7.85
		180x10 ⁵		
8.36	14.46	327x10 ⁴	±15.50 / 4.52	7.21
		358x10 ⁴		
8.45	-	189x10 ⁵	±6.00 / 3.27	7.84
		177x10 ⁵		
10.02	14.50	476x10 ⁵	±1.50 / 0.31	8.42
		479x10 ⁵		
10.35	14.48	110x10 ⁴	±9.50 / 9.45	6.74
		91x10 ⁴		
11.29	14.46	145x10 ⁶	±23.00 / 13.69	8.89
		191x10 ⁶		
11.70	14.32	87x10 ⁵	±5.00 / 5.43	7.53
		97x10 ⁵		

¹ Medio de cultivo peptona, extracto de levadura y glucosa

ANÁLISIS MICROBIOLÓGICO EN MUESTRAS DE SUELO EN EL PUNTO gc2 DEL GRAN CANAL DEL DESAGÜE

PROFUNDIDAD (m)	DEGRADADORAS TOLUENO (log UFC/g suelo)	DESVIACIÓN ESTÁNDAR / COEFICIENTE DE VARIACIÓN (%)	PROMEDIO (log UFC/g suelo seco)
3.46	150x10 ³	+12.00 / 8.69	5.30
	126x10 ³		
3.79	70x10 ³	+4.00 / 6.06	5.08
	62x10 ³		
4.46	99x10 ⁴	+5.50 / 5.88	6.17
	88x10 ⁴		
5.84	584x10 ³	+18.50 / 3.27	6.32
	547x10 ³		
6.82	50x10 ⁴	+1.50 / 2.91	6.40
	53x10 ⁴		
8.02	34x10 ³	+2.50 / 7.93	5.12
	29x10 ³		
8.36	391x10 ²	+8.00 / 2.08	5.26
	375x10 ²		
8.45	582x10 ³	+1.00 / 0.17	6.34
	584x10 ³		
10.02	81x10 ³	+7.50 / 8.47	5.69
	96x10 ³		
10.35	63x10 ²	+18.0 / 22.22	4.65
	99x10 ²		
11.29	195x10 ³	+4.50 / 2.25	5.96
	204x10 ³		
11.70	90x10 ³	+20.0 / 28.57	5.41
	50x10 ³		