



UNIVERSIDAD NACIONAL  
AUTÓNOMA DE  
MÉXICO

UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA  
DE MÉXICO

PROGRAMA DE MAESTRÍA Y DOCTORADO  
EN INGENIERÍA

FACULTAD DE INGENIERÍA

APLICACIÓN DE FOTO-FENTON A LIXIVIADOS  
DE RELLENOS SANITARIOS

T E S I S  
QUE PARA OBTENER EL GRADO DE:  
**MAESTRO EN INGENIERÍA**  
INGENIERÍA AMBIENTAL - AGUA  
P R E S E N T A:  
**IVONNE CERDA SANDOVAL**

TUTORA:

M.C. María Teresa Leal Ascencio



2007

## **JURADO ASIGNADO**

**Presidente:** Dr. Germán Buitrón Méndez

**Secretario:** Dr. Alfonso Durán Moreno

**Vocal:** M.C. María Teresa Leal Ascencio

**1<sup>er</sup>. Suplente:** Dra. María Teresa Orta Ledesma

**2<sup>do</sup>. Suplente:** Dra. Ma. del Carmen Durán Domínguez

Lugar donde se realizó la tesis:

**Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA)**

Jiutepec, Morelos, México

**TUTOR DE TESIS:**



---

M. C. Leal Ascencio María Teresa

## **AGRADECIMIENTOS**

Los estudios de maestría se desarrollaron gracias al apoyo económico otorgado por el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT), este apoyo fue fundamental para concluir mis estudios.

Este trabajo fue desarrollado bajo la tutela de la M.C María Teresa Leal Ascencio, agradezco enormemente por acompañarme en mi camino durante la maestría, gracias!

A mis sinodales: Dr. Germán Buitrón Méndez, Dr. Alfonso Durán Moreno y la Dra. María Teresa Orta Ledesma, por su supervisión y valiosos comentarios para mejorar este trabajo.

Agradezco a la Dra. Ma. del Carmen Durán Domínguez por haber dedicado su tiempo a la revisión detallada, así como por todos los comentarios y observaciones que sin duda mejoraron enormemente esta tesis.

Al Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA) por las facilidades brindadas para la realización de esta tesis.

A mis compañeritos de la maestría Alejandro Alatorre Acosta, Carlos Bustos Mejía, Edson Estrada Arriaga y Liliana García Sánchez les agradezco inmensamente todo el tiempo que compartimos juntos.

A todos los amigos que me regalo Cuernavaca, Karla, Ana Laura, Chayo, Pao, Kenia, Octavio, Alejandro, Fabi, Israel, Arturo, Luis, Richard, Ramiro, José.

A todos mis profesores, Petia Mijaylova, Esperanza Ramírez, Lourdes Rivera, Eric Bandala, Manuel Sánchez, Anne Hansen y Manfred van Afferden, un abrazo muy cariñoso.

Quiero agradecer enormemente a mis padres por todo el amor que me han dado siempre.

A mi hermano al que quiero enormemente a pesar de todo, así como a mi “chapulín” por hacerme sonreír siempre que estamos juntos.

Y de manera especial a Cuco, quien es parte indispensable en mi vida, y a quien envió un cariñoso beso.

## ÍNDICE

<b>ÍNDICE .....</b>	<b>I</b>
<b>ÍNDICE DE TABLAS .....</b>	<b>III</b>
<b>ÍNDICE DE FIGURAS .....</b>	<b>IV</b>
<b>LISTA DE NOMENCLATURA Y ABREVIATURAS.....</b>	<b>VI</b>
<b>RESUMEN.....</b>	<b>VIII</b>
<b>ABSTRACT.....</b>	<b>IX</b>
<b>1. INTRODUCCIÓN .....</b>	<b>1-1</b>
1.1. JUSTIFICACIÓN .....	1-2
1.2. HIPÓTESIS .....	1-3
1.3. OBJETIVOS .....	1-3
<b>2. ANTECEDENTES.....</b>	<b>2-4</b>
2.1. RELLENOS SANITARIOS.....	2-4
2.1.1 Definición .....	2-4
2.1.2 Etapas de degradación de un relleno sanitario .....	2-6
2.1.3 Tiraderos a cielo abierto: Problemática del Tiradero Municipal de Morelia .....	2-7
2.2. LIXIVIADOS DE RELLENOS SANITARIOS.....	2-9
2.2.1 Definición .....	2-9
2.2.2 Composición de los lixiviados.....	2-9
2.2.3 Tipos de lixiviados .....	2-10
2.2.4 Microorganismos en los lixiviados .....	2-11
2.2.5 Problemas y riesgos ligados a la producción de lixiviados.....	2-12
2.2.6 Métodos de tratamiento .....	2-13
2.2.7 Lixiviados en México.....	2-18
2.3. TECNOLOGÍAS AVANZADAS DE OXIDACIÓN (TAO).....	2-18
2.3.1 Tecnologías de oxidación no fotoquímicas: Reacción de Fenton .....	2-21
2.3.2 Tecnologías de oxidación fotoquímicas.....	2-22
2.3.3 Reacción de Fenton fotocatalizada (foto-Fenton).....	2-23
2.3.3.1 Química del proceso foto-Fenton.....	2-24
2.3.3.2 Ventajas y desventajas del proceso foto-Fenton .....	2-25
2.3.3.3 Usos del proceso foto-Fenton.....	2-26
2.4. COLECTORES DE CANAL PARABÓLICO COMPUESTO (CPC) .....	2-26
<b>3. METODOLOGÍA.....</b>	<b>3-29</b>
3.1. CARACTERIZACIÓN FÍSICOQUÍMICA DEL LIXIVIADO .....	3-29
3.1.1 Muestreo de lixiviados .....	3-29
3.1.2 Determinación de los parámetros.....	3-30

3.2.	DISEÑO EXPERIMENTAL .....	3-31
3.3.	EXPERIMENTACIÓN CON EL PROCESO FOTO-FENTON.....	3-32
3.3.1	Procedimiento de experimentación .....	3-32
3.3.2	Descripción del reactor .....	3-33
3.3.3	Relación DQO:H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> .....	3-35
3.3.4	Relación Fe(II):H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> .....	3-35
3.3.5	Valor de pH.....	3-36
3.3.6	Radiación.....	3-36
3.4.	MEDICIÓN DE LA MATERIA ORGÁNICA .....	3-38
3.4.1	Demanda química de oxígeno (DQO) .....	3-39
3.4.2	Demanda bioquímica de oxígeno (DBO).....	3-39
3.4.3	Sólidos volátiles totales .....	3-39
3.4.4	Carbono orgánico total (COT) .....	3-40
<b>4.</b>	<b>RESULTADOS Y DISCUSIÓN .....</b>	<b>4-41</b>
4.1.	CARACTERIZACIÓN FÍSICOQUÍMICA DEL LIXIVIADO .....	4-41
4.2.	TRATAMIENTO CON EL PROCESO FOTO-FENTON.....	4-43
4.2.1	Experimento 1.....	4-43
4.2.2	Experimento 2.....	4-46
4.2.3	Experimento 3.....	4-50
4.2.4	Experimento 4.....	4-55
4.2.5	Experimento 5.....	4-58
4.2.6	Experimento 6.....	4-63
4.2.7	Experimento 7.....	4-67
4.3.	COMPARACIÓN CON OTRAS TECNOLOGÍAS DE TRATAMIENTO .....	4-72
4.3.1	Tratamiento biológico .....	4-72
4.3.2	Tratamiento químico .....	4-75
4.3.3	Tratamientos con tecnologías avanzadas de oxidación (TAO) .....	4-77
	<b>CONCLUSIONES.....</b>	<b>79</b>
	<b>ANEXO 1 MÉTODOS ANALÍTICOS .....</b>	<b>81</b>
	<b>ANEXO 2 DATOS EXPERIMENTALES Y DATOS CALCULADOS.....</b>	<b>91</b>
	<b>ANEXO 3 ANÁLISIS ESTADÍSTICO .....</b>	<b>110</b>
	<b>BIBLIOGRAFÍA.....</b>	<b>112</b>

## ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 2.1. Número de instalaciones y capacidad de disposición de residuos sólidos municipales en México, en miles de toneladas anuales (INEGI, 2006).....	2-4
Tabla 2.2. Potenciales redox de algunos agentes oxidantes (Domènech et al., 2001) .....	2-19
Tabla 2.3. Clasificación de las tecnologías avanzadas de oxidación (Domènech <i>et al.</i> , 2001).....	2-20
Tabla 3.1. Técnicas analíticas, métodos y equipo utilizado en la caracterización de los lixiviados .....	3-31
Tabla 3.2. Diseño del experimento.....	3-31
Tabla 3.3. Dosis de peróxido que se adiciona en cada experimento determinada con base en la relación estequiométrica 1 g DQO = 2.125 g H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> .....	3-35
Tabla 3.4. Relaciones molares Fe(II):H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> .....	3-35
Tabla 3.5. Estándar AM1.5 ajustada para experimentos (Chacón-Castillo, 2003) .....	3-38
Tabla 4.1. Caracterización fisicoquímica de los lixiviados .....	4-41
Tabla 4.2. Caracterización fisicoquímica en lixiviados de diferentes rellenos sanitarios de México (Durán-Pilotzi et al., 2002; Galicia-Sánchez, 2006; González y Valdivia, 2000; Méndez et al., 2002; Morales-Jiménez, 2000).....	4-42
Tabla 4.3. Energía acumulada Q <sub>n</sub> (kJ/L), en el experimento 1 .....	4-43
Tabla 4.4. Parámetros obtenidos en el experimento 1.....	4-44
Tabla 4.5. Eficiencias del experimento 1.....	4-46
Tabla 4.6. Energía acumulada Q <sub>n</sub> (kJ/L), promedio, en el experimento 2.....	4-47
Tabla 4.7. Parámetros del experimento 2 .....	4-48
Tabla 4.8. Eficiencias del experimento 2.....	4-50
Tabla 4.9. Energía acumulada Q <sub>n</sub> (kJ/L), del experimento 3.....	4-51
Tabla 4.10. Parámetros del experimento 3 .....	4-52
Tabla 4.11. Eficiencias del experimento 3.....	4-54
Tabla 4.12. Resumen de resultados al pH del lixiviado y diferentes relaciones de Fe(II):H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> .....	4-54
Tabla 4.13. Energía acumulada Q <sub>n</sub> (kJ/L), del experimento 4.....	4-55
Tabla 4.14. Parámetros del experimento 4 .....	4-56
Tabla 4.15. Eficiencias del experimento 4.....	4-58
Tabla 4.16. Energía acumulada Q <sub>n</sub> (kJ/L), en el experimento 5.....	4-59
Tabla 4.17. Parámetros del experimento 5 .....	4-60
Tabla 4.18. Eficiencias del experimento 5.....	4-62
Tabla 4.19. Resumen de resultados relación Fe(II):H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> de 1:25 a diferentes valores de pH .....	4-62
Tabla 4.20. Reducción de DQO a diferentes valores de pH .....	4-62
Tabla 4.21. Energía acumulada Q <sub>n</sub> (kJ/L), promedio del experimento 6.....	4-64
Tabla 4.22. Parámetros del experimento 6 .....	4-65
Tabla 4.23. Eficiencias del experimento 6.....	4-67
Tabla 4.25. Energía acumulada Q <sub>n</sub> (kJ/L), en el experimento 7.....	4-68
Tabla 4.25. Parámetros del experimento 7 .....	4-69
Tabla 4.26. Eficiencias del experimento 7.....	4-71

Tabla 4.27. Resumen de resultados de todos los experimentos realizados .....	4-71
Tabla 4.28. Valores de DBO <sub>5</sub> y COT del experimento 6 .....	4-72
Tabla 4.29. Valores de las relaciones DBO <sub>5</sub> /DQO y COT/DQO del experimento 6.....	4-72
Tabla 4.30. Eficiencias de tratamientos biológicos en lixiviados jóvenes .....	4-75
Tabla 4.31. Eficiencias de tratamientos químicos en lixiviados estabilizados.....	4-78

## ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 2.1. Corte esquemático de un relleno sanitario.....	2-5
Figura 2.2. Localización del tiradero municipal de Morelia .....	2-8
Figura 2.3. Laguna de lixiviados que se forma en el tiradero de Morelia.....	2-8
Figura 2.4. Radiación solar reflejada en un colector de canal parabólico compuesto (CPC) (Blanco <i>et al.</i> , 2001) .....	2-27
Figura 3.1. Muestras de lixiviado los cuales fueron transportados en garrafones de 20 litros.	3-30
Figura 3.2. Recipiente de 100 litros donde se almacenaron los lixiviados en un cuarto frío a 4°C .....	3-30
Figura 3.3. Procedimiento seguido en la experimentación con el proceso foto-Fenton.....	3-32
Figura 3.4. Colector de canal parabólico compuesto (CPC) .....	3-34
Figura 3.5. Esquema del colector de canal parabólico compuesto (CPC).....	3-34
Figura 3.6. Ajuste del pH en el lixiviado .....	3-36
Figura 3.7. Piranómetro.....	3-37
Figura 4.1. Energía acumulada (kJ/L) en el experimento 1, relación Fe(II):H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> 1:10 y pH del lixiviado, en un periodo de 19.5 h acumuladas.....	4-44
Figura 4.2. Valores de pH en el experimento 1, relación Fe(II):H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> 1:10 y pH del lixiviado...	4-45
Figura 4.3. Demanda química de oxígeno del experimento 1, relación Fe(II):H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> 1:10 y pH del lixiviado.....	4-45
Figura 4.4. Sólidos totales y sólidos volátiles totales del experimento 1, relación Fe(II):H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> 1:10 y pH del lixiviado.....	4-46
Figura 4.5. Lixiviados expuestos a la radiación solar durante el experimento 2 .....	4-47
Figura 4.6. Energía acumulada (kJ/L) del experimento 2, relación Fe(II):H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> 1:25 y pH del lixiviado.....	4-48
Figura 4.7. Valores de pH en el experimento 2, relación Fe(II):H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> 1:25 y pH del lixiviado..	4-49
Figura 4.8. Demanda química de oxígeno en el experimento 2, relación Fe(II):H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> 1:25 y pH del lixiviado .....	4-49
Figura 4.9. Sólidos totales y sólidos volátiles totales en el experimento 2, relación Fe(II):H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> 1:25 y pH del lixiviado.....	4-50
Figura 4.10. Energía acumulada (kJ/L) en el experimento 3, relación Fe(II):H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> 1:40 y pH del lixiviado .....	4-51
Figura 4.11. Valores de pH del experimento 3, relación Fe(II):H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> 1:40 y pH del lixiviado....	4-52
Figura 4.12. Demanda química de oxígeno del experimento 3, relación Fe(II):H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> 1:40 y pH del lixiviado.....	4-53

Figura 4.13. Sólidos totales y sólidos volátiles totales en el experimento 3, relación Fe(II):H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> 1:40 y pH del lixiviado.....	4-53
Figura 4.14. Energía acumulada (kJ/L) del experimento 4, relación Fe(II):H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> 1:25 y pH de 3 .....	4-56
Figura 4.15. Valores de pH de las muestras tomadas en el experimento 4, relación Fe(II):H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> 1:25 y pH de 3 .....	4-57
Figura 4.16. Demanda química de oxígeno en el experimento 4, relación Fe(II):H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> 1:25 y pH de 3.....	4-57
Figura 4.17. Sólidos totales y sólidos volátiles totales del experimento 4, relación Fe(II):H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> 1:25 y pH de 3 .....	4-58
Figura 4.18. Energía acumulada (kJ/L) en el experimento 5, relación Fe(II):H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> 1:25 y pH de 5 .....	4-59
Figura 4.19. Valores de pH del experimento 5, relación Fe(II):H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> 1:25 y pH de 5 .....	4-60
Figura 4.20. Demanda química de oxígeno del experimento 5, relación Fe(II):H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> 1:25 y pH de 5.....	4-61
Figura 4.21. Sólidos totales y sólidos volátiles totales en el experimento 5, relación Fe(II):H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> 1:25 y pH de 5 .....	4-61
Figura 4.22. Formación de precipitados en los lixiviados a pH 3 .....	4-63
Figura 4.23. Lixiviados antes y después del pretratamiento .....	4-63
Figura 4.24. Energía acumulada (kJ/L), en el experimento 6, relación Fe(II):H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> 1:25 y pH de 3 (pretratamiento) .....	4-64
Figura 4.25. Valores de pH en el experimento 6, relación Fe(II):H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> 1:25 y pH de 3 (pretratamiento) .....	4-65
Figura 4.26. Demanda química de oxígeno del experimento 6, relación Fe(II):H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> 1:25 y pH de 3 (pretratamiento) .....	4-66
Figura 4.27. Sólidos totales y sólidos volátiles totales del experimento 6, relación Fe(II):H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> 1:25 y pH de 3 (pretratamiento).....	4-66
Figura 4.28. (a) lixiviado crudo (b) sobrenadante del lixiviado pretratado (c) lixiviado al final de la experimentación 6 .....	4-67
Figura 4.29. Energía acumulada (kJ/L) en el experimento 7, relaciones DQO:H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> 10:2.125, Fe(II):H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> 1:25 y pH del lixiviado .....	4-69
Figura 4.30. Valores de pH del experimento 7, relaciones DQO:H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> 10:2.125, Fe(II):H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> 1:25 y pH del lixiviado.....	4-70
Figura 4.31. Demanda química de oxígeno del experimento 7, relaciones DQO:H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> 10:2.125, Fe(II):H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> 1:25 y pH del lixiviado .....	4-70
Figura 4.32. Sólidos totales y sólidos volátiles totales del experimento 7, relaciones DQO:H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> 10:2.125, Fe(II):H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> 1:25 y pH del lixiviado .....	4-71



## LISTA DE NOMENCLATURA Y ABREVIATURAS

Alc.	Alcalinidad
A	Área de colección solar
C.A.	Carbón Activado
Cap.	Capacidad
C-F	Coagulación - Flocculación
cm	Centímetro
Cond.	Conductividad eléctrica
COT	Carbono orgánico total
CPC	Colector de canal parabólico compuesto
DBO <sub>5</sub>	Demanda bioquímica de oxígeno a cinco días
DQO	Demanda química de oxígeno
Exp.	Experimento
g	Gramo
Gn	Radiación global ajustada medida en el piranómetro a cada momento del experimento (ecuación 3-1)
h	Hora
kg	Kilogramo
kJ	Kilojoule
km	Kilómetro
kW	Kilowatt
L	Litro
$\lambda$	Longitud de onda
m	Metros
M	Mol
m <sup>2</sup>	Metro cuadrado
m <sup>3</sup>	Metro cúbico
mg	Miligramo
min	Minutos
mL	Mililitro
Mod.	Modelo
mS	Milisiemens
N	Normalidad
nm	Nanómetro
Ntot.	Nitrógeno total
Núm.	Número
PAO	Procesos avanzados de oxidación
pH	Potencial de Hidrógeno
Ptot	Fósforo total
PtCo	Color en unidades de platino-cobalto
Qn	Energía acumulada (ecuación 3-1)
RSM	Residuos sólidos municipales

s	Segundos
SBR	“Sequencing batch reactor”, en inglés, reactor intermitente secuenciado, RIS
SDT	Sólidos disueltos totales
SS	Sólidos suspendidos
ST	Sólidos totales
SVT	Sólidos volátiles totales
TAO	Tecnologías avanzadas de oxidación
UV	Luz ultravioleta
UASB	Upflow anaerobic sludge blanket process, proceso de lecho de lodos de flujo ascendente
V	Volumen total de agua del sistema
W	Watt
$\Delta t$	Diferencial del tiempo en que se toma cada muestra

## RESUMEN

El tiradero a cielo abierto de la ciudad de Morelia no cuenta con un sistema de captación de lixiviados, los cuales una vez infiltrados hacia el acuífero representarían un problema de salud para la población, en razón de que contienen compuestos altamente contaminantes. Con base en lo anteriormente descrito, se resalta la importancia de establecer un método adecuado de recolección y tratamiento, que permita disminuir el impacto ambiental asociado con la generación de lixiviados en el tiradero de la ciudad. En esta investigación se describe el proceso fotocatalizado de Fenton como una propuesta de tratamiento para los lixiviados. En el trabajo experimental se utilizó un colector de canal parabólico compuesto (CPC) de aluminio, con superficie de colección de  $0.4 \text{ m}^2$  y radiación solar como fuente de energía. A lo largo de la experimentación se utilizó la relación estequiométrica  $1 \text{ g DQO}:2.125 \text{ g H}_2\text{O}_2$  y diferentes relaciones molares de  $\text{Fe(II)}:\text{H}_2\text{O}_2$ , así como valores de pH ácido. Los reactivos utilizados fueron sulfato ferroso heptahidratado granular y peróxido de hidrógeno grado industrial (50%). La medición de la materia orgánica se llevó a cabo mediante pruebas de demanda química de oxígeno (DQO) y sólidos totales volátiles (SVT). Los mejores resultados se obtuvieron con una relación molar de  $\text{Fe(II)}:\text{H}_2\text{O}_2$  de 1:25 ( $6.76 \times 10^{-3} \text{ M Fe(II)}:0.169 \text{ M H}_2\text{O}_2$ ) y por medio de un pretratamiento de lixiviado que consistió en reducir el pH hasta un valor de 3 por medio de la adición de una solución de  $\text{H}_2\text{SO}_4$  4N donde se tomó únicamente el sobrenadante. El lixiviado se expuso a una energía acumulada de 2202 kJ/L correspondiente a 19 horas de exposición solar, con lo que obtuvieron eficiencias de remoción con valores de 73% de DQO, 13% de  $\text{DBO}_5$ , 18% de SVT y 83% de COT.

Palabras clave: Tratamiento de lixiviados; proceso foto-Fenton; peróxido de hidrógeno; hierro (II).

## ABSTRACT

The open-air dump of Morelia City does not have a leachates recollection system. In the case of infiltration of the leachates to the aquifer, it would pose a threat to the population health, due to their high contents of pollutant components. Based on this problem it is important to emphasize the establishment of a leachates recollection and treatment methodology for the reduction of the environmental impact associated with the leachates generation in the open-air dump of the city. This research work describes the photo-Fenton reactions as a feasible treatment system for leachates. In the experimental work a 0.4 m<sup>2</sup> of surface collection non-concentrating radiation aluminum system (CPC) and the solar radiation as the energy source was used. During the tests, stoichiometric ratio 1 g DQO:2.125 g H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> and different molars relations of Fe(II):H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> and pH acid values were used. The reagents that were utilized included heptahydrated granular ferrous sulphate and hydrogen peroxide industrial degree (50%). The organic mater was followed by the reduction of the chemical oxygen demand (COD) and the total volatile solids (TVS). The best results were reached with a molar ratio of Fe (II):H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> de 1:25 (6.76 x 10<sup>-3</sup> M Fe (II):0.169 M H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>) and a leachate pretreatment, which consisted in a pH reduction to 3 by addition of a H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> solution, where only the supernatant liquid after precipitation was taken. The leachate was exposed to 2202 kJ/L of accumulated energy that was reached in 19 hours of solar exposition, where the removal efficiencies were obtained of 73% DQO, 13% DBO<sub>5</sub>, 18% SVT and 83% COT.

Key words: Leachate treatment; photoassisted Fenton reaction; hydrogen peroxide; iron (II)

## 1. INTRODUCCIÓN

El tratamiento y disposición de los residuos sólidos municipales (RSM) no ha sido considerado una prioridad en México, lo cual ha propiciado la existencia de un gran número de tiraderos a cielo abierto. Los procesos de biodegradación de los RSM en los sitios de disposición final, traen consigo la formación o liberación de diversos compuestos químicos que pueden contaminar el agua, aire y suelo del medio natural que rodea a estos sitios, principalmente cuando se tiene el caso de que los residuos son (o fueron) depositados en tiraderos a cielo abierto. En el caso de rellenos sanitarios, si estos son operados adecuadamente, el riesgo de contaminación al medio externo es muy bajo (Robles-Martínez, 2005).

En este tipo de disposición de la basura la producción del biogás y la generación de lixiviados son los principales problemas que se presentan. Estos últimos son producto de la estabilización y transformación que sufren los residuos sólidos dentro del relleno sanitario debido a diferentes factores tales como: precipitación anual, infiltración, evaporación, transpiración, heladas, cambios de temperatura, contenido de humedad, composición y densidad de los residuos. Los lixiviados se caracterizan por ser corrientes líquidas altamente contaminantes que contienen gran cantidad de materiales suspendidos y materia orgánica.

Por lo anterior, es de suma importancia la recolección y el tratamiento adecuado de dichos lixiviados. Se han llevado a cabo investigaciones sobre lixiviados que han sido enfocadas al uso de procesos de oxidación avanzada, por ejemplo, ozono,  $H_2O_2/UV$ , reactivo de Fenton y con el proceso de Fenton fotocatalizado conocido como foto-Fenton (Bae *et al.*, 1997; Galicia-Sánchez, 2006; Gau y Chang, 1996; Geenens *et al.*, 2000; Kim *et al.*, 1997; Lau *et al.*, 2001; Steensen, 1997).

Los últimos avances en tratamiento de aguas han conducido a un amplio desarrollo en los procedimientos de oxidación de compuestos orgánicos persistentes disueltos en el medio acuático. Estos métodos están basados en procedimientos catalíticos y fotoquímicos denominados tecnologías avanzadas de oxidación (TAO).

Las TAO se basan en procesos fisicoquímicos capaces de producir cambios profundos en la estructura química de los contaminantes. Este proceso involucra el uso de oxidantes químicos (usualmente peróxido de hidrógeno, oxígeno u ozono) y, frecuentemente, catalizadores (tales como sales de hierro o manganeso u óxidos, como el dióxido de titanio) y puede requerir irradiación con luz ultravioleta o luz visible (Domènech *et al.*, 2001).

De ellos, los que se encaminan a la producción de radicales hidroxilo ( $OH\bullet$ ) han tenido un creciente éxito, debido al fuerte carácter oxidante de esta especie, mucho mayor que el de otros oxidantes tradicionales como el ozono y el cloro. Los radicales hidroxilo oxidan a las sustancias orgánicas principalmente mediante la sustracción de hidrógeno. Esta reacción genera radicales orgánicos que, mediante la adición de oxígeno, originan

radicales intermedios que terminan, por sucesivos pasos oxidativos, en dióxido de carbono, agua y sales orgánicas. La transferencia de electrones al radical hidroxilo es otro camino de degradación oxidativa (Domènech *et al.*, 2001).

Con estas tecnologías avanzadas de oxidación (TAO) se tiene:

1. Una degradación fisicoquímica parcial,
2. Un mejoramiento de la biodegradabilidad y
3. Se puede lograr una reducción de la toxicidad del lixiviado.

Después de un pretratamiento con TAO el lixiviado puede ser degradado más efectivamente en un tratamiento biológico como en el proceso de lodos activados, pudiendo ser evitada la producción de residuos no deseados y pulimentos caros (Geenens *et al.*, 2000).

Entre la diferentes tecnologías avanzadas de oxidación, el proceso conocido como “foto-Fenton” se presenta como una opción viable para el tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios al utilizar la luz solar para la generación de los radicales OH•. Entre las principales ventajas de este proceso se encuentran que:

1. Puede ser empleado, tanto en días soleados como nublados, debido a la utilización de la radiación global.
2. Utiliza la radiación comprendida entre longitudes de onda de 300 y 600 nm para la generación de los radicales OH•, equivalente a 35% de la radiación proveniente del sol.
3. Emplea productos químicos fáciles de manipular como son el peróxido de hidrógeno y las sales de hierro.

## 1.1. JUSTIFICACIÓN

En la actualidad los problemas de contaminación se han incrementado de manera considerable. Uno de los problemas son los lixiviados de rellenos sanitarios o basureros, inevitables en este tipo de instalaciones. El lixiviado es conocido como agua residual con alta dificultad de tratamiento que contiene componentes orgánicos e inorgánicos tóxicos y no biodegradables y que involucra varios procesos de tratamiento para llevar a cabo una remoción satisfactoria, especialmente de contaminantes peligrosos.

La carga de compuestos refractarios, representados por un bajo valor de DBO<sub>5</sub>/DQO, la presencia de metales pesados y la alta concentración de compuestos nitrogenados (entre ellos el nitrógeno amoniacal) son los problemas más serios.

En Michoacán no se cuenta con rellenos sanitarios. En la ciudad de Morelia, como en otros lugares, el tiradero existente presenta problemas ambientales al afectar el suelo y aire, provocando plagas y enfermedades a la población. Al no tener una infraestructura para el almacenamiento de los lixiviados generados en el tiradero, estos pueden

infiltrarse en el subsuelo y llegar a la zona de recarga de los mantos acuíferos cercanos al tiradero.

Los procesos biológicos son generalmente los más usados para el pretratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios. Otros posibles métodos incluyen precipitación, adsorción en carbón activado, evaporación e incineración. Estos métodos requieren grandes inversiones y/o costos de manejo y producen lodos que deben ser desechados.

Para el tratamiento avanzado de aguas residuales, los métodos de tratamiento de oxidación química están siendo cada vez más importantes. Los procesos avanzados de oxidación son procesos fisicoquímicos que involucran la generación de radicales hidroxilo altamente reactivos los cuales destruyen los compuestos orgánicos refractarios. Es tal su eficiencia que es posible una destrucción completa de los contaminantes de peso molecular elevado (Kim *et al.*, 1997).

Una de las tecnologías avanzadas de oxidación en uso para el tratamiento de lixiviados es el proceso conocido como “foto-Fenton”. El proceso foto-Fenton utiliza peróxido de hidrógeno y sales ferrosas,  $H_2O_2 + Fe(II)$ , para la generación de radicales hidroxilo, así como radiación ultravioleta, radiación visible o una combinación de ambas. El radical hidroxilo tiene un alto potencial de oxidación-reducción o redox, cercano a 2.8 V, inferior sólo al flúor. En este proceso, la tasa de degradación se incrementa significativamente, en comparación con el proceso de Fenton tradicional y no se generan lodos. La radiación utilizada puede ser energía solar, lo que representa otra ventaja adicional en cuanto a costos (Malato y Cáceres, 2001).

## 1.2. HIPÓTESIS

El lixiviado del tiradero municipal de la ciudad de Morelia, Michoacán, México, puede ser degradado parcialmente por un proceso fotocatalítico que utiliza la radiación solar captada por un sistema de colectores de canal parabólico compuesto como fuente de energía.

## 1.3. OBJETIVOS

El objetivo general de este trabajo consiste en determinar la factibilidad de aplicación del proceso foto-Fenton a lixiviados estabilizados de rellenos sanitarios para su degradación.

Para cumplir con el objetivo general se plantearon los siguientes objetivos específicos:

1. Evaluar diferentes relaciones de  $Fe(II):H_2O_2$  en la degradación de los lixiviados.
2. Determinar la reducción de DQO en los lixiviados a través del tratamiento mediante el proceso foto-Fenton.

## 2. ANTECEDENTES

### 2.1. RELLENOS SANITARIOS

#### 2.1.1 Definición

El manejo de los desechos sólidos es un ciclo que comienza con su generación y acumulación temporal, continuando con su recolección, transporte y transferencia y termina con la acumulación final de los mismos. Es a partir de esta acumulación cuando comienzan los verdaderos problemas ecológicos, ya que los basureros se convierten en focos permanentes de contaminación.

Los rellenos sanitarios han sido y continuarán siendo en el futuro próximo, elementos esenciales de los sistemas de manejo integral de los residuos sólidos, siempre y cuando se ubiquen en lugares apropiados, se diseñen, construyan y operen de manera segura y ambientalmente adecuada.

En México, aproximadamente el 83% de los residuos sólidos producidos son depositados en rellenos sanitarios y tiraderos a cielo abierto, que pueden ser controlados o no controlados, como se puede observar en la Tabla 2.1.

**Tabla 2.1.** Número de instalaciones y capacidad de disposición de residuos sólidos municipales en México, en miles de toneladas anuales (INEGI, 2006)

Concepto	2002		2003		2004		2005	
	Núm.	Cap.	Núm.	Cap.	Núm.	Cap.	Núm.	Cap.
Generación de residuos sólidos urbanos		32,173.6		32,915.7		34,602.0		35,383.1
Recolección		27,669.3		28,636.6		30,106.7		31,257.4
Disposición final *		31,393.1		32,095.1		33,707.0		34,233.0
Lugares de entierro	84	19,210.8	110	21,140.3	112	22,305.2	118	22,895.7
• Rellenos Sanitarios	68	15,579.9	89	17,431.0	90	18,318.3	95	19,221.9
• Rellenos de tierra controlados	16	3,630.9	21	3,709.3	22	3,986.9	23	3,673.8
** Sitios no controlados (Tiraderos a cielo abierto)	ND	12,182.4	ND	10,954.8	ND	11,401.8	ND	11,337.3

NOTA.- Debido al redondeo de cifras la suma de los parciales puede no coincidir con el total. La capacidad se refiere a la cantidad de basura que recibe anualmente cada uno de los sitios (Miles de toneladas).

\* Depósito permanente de los residuos sólidos, tanto en sitios habilitados total o parcialmente, en este caso rellenos sanitarios y rellenos de tierra controlados, como en sitios no controlados.

\*\* No se tienen registrados ya que comúnmente se trata de tiraderos clandestinos.

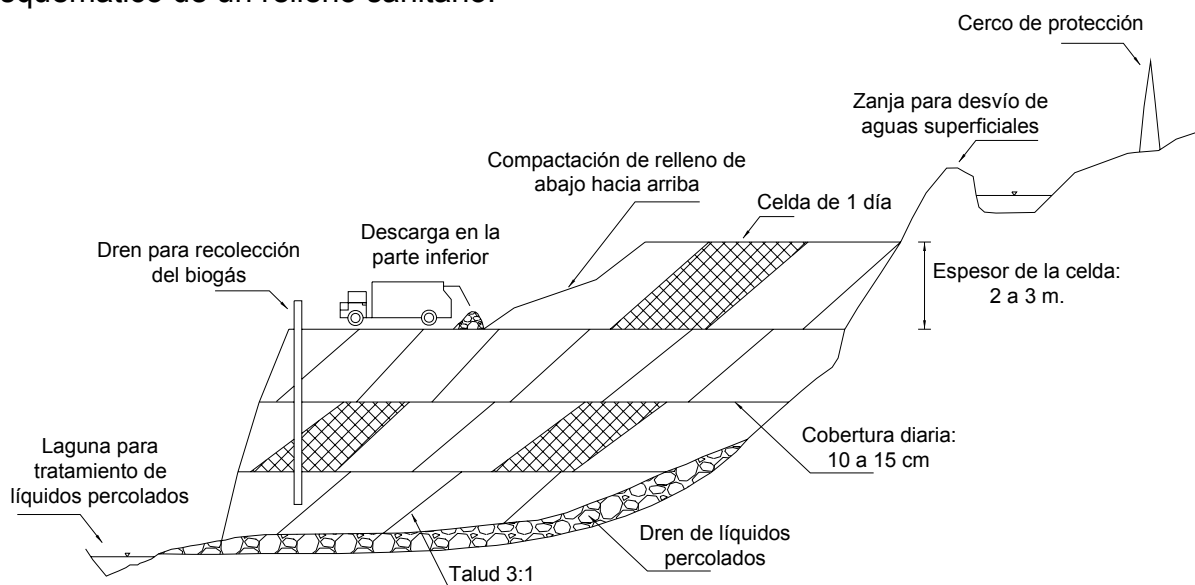
ND: No disponible.

Los *rellenos sanitarios* constituyen el método más común para el confinamiento de los residuos sólidos municipales debido a su bajo costo de operación y mantenimiento (Diamadopoulos, 1994). Son obras de ingeniería diseñadas para la disposición final de residuos sólidos, de manera segura y con el fin de proteger la salud humana y el medio ambiente. En estos sistemas los residuos se esparcen en pequeñas capas,



compactándolos al menor volumen práctico y cubriéndolos con tierra al final del trabajo para evitar los efectos nocivos de dispersión o malos olores y propiciar la descomposición anaerobia microbiana de los desperdicios (Romero-García, 2000).

El objetivo general de un relleno sanitario es la disposición final o confinamiento permanente de los residuos sólidos municipales en sitios y condiciones adecuadas para evitar cualquier daño a los ecosistemas. En la Figura 2.1 se muestra un corte esquemático de un relleno sanitario.



**Figura 2.1.** Corte esquemático de un relleno sanitario

Sin embargo, en este tipo de disposición de la basura la producción del biogás y la generación de lixiviados son los principales problemas que se presentan. Estos últimos son producto de la estabilización y transformación que sufren los residuos sólidos dentro del relleno sanitario debido a diferentes factores tales como: precipitación anual, infiltración, evaporación, transpiración, heladas, temperatura, contenido de humedad, densidad y composición de los residuos.

La fracción de la materia orgánica fácilmente biodegradable representa una porción importante del total de los residuos. En México el porcentaje de esta fracción es de 42%. Debido a que en un relleno sanitario esta materia se degrada principalmente bajo condiciones de anaerobiosis, se tiene como resultado la generación de importantes cantidades de biogás y lixiviados, los cuales representan los principales riesgos de contaminación de los rellenos sanitarios hacia el medio ambiente (Robles-Martínez, 2005).

En el diseño y construcción de un relleno sanitario es importante tomar en cuenta la producción de lixiviados, por lo que se debe localizar lejos de las corrientes superficiales y asegurarse que no haya corrientes subterráneas a poca profundidad para evitar que se contaminen los acuíferos. Debe utilizarse una capa de arcilla o colocarse una

membrana plástica en el fondo del relleno sanitario para prevenir la infiltración de estos lixiviados y que contaminen el suelo.

### 2.1.2 Etapas de degradación de un relleno sanitario

Son numerosos los factores y parámetros susceptibles de influir sobre la actividad microbiana de los residuos sólidos municipales. Entre ellos se pueden mencionar: la presencia de oxígeno libre, nutrientes, el pH, la presencia eventual de inhibidores, la humedad, la presencia de sulfatos, el potencial redox, la acumulación de ácidos grasos volátiles, la presión parcial de hidrógeno y algunos factores microbiológicos.

En un relleno sanitario la actividad biológica anaerobia es un proceso de degradación natural (Alkalay *et al.*, 1998). El proceso degradativo de un relleno sanitario sigue cinco etapas sucesivas. La duración de cada fase variará según la distribución de los componentes orgánicos en el vertedero, la disponibilidad de nutrientes, el contenido de humedad de los residuos, el paso de la humedad por el relleno y el grado de compactación inicial (Robles-Martínez, 2005):

- *Fase I:* disposición de los residuos (formación y llenado de las celdas).
- *Fase II:* cambio progresivo a condiciones de anaerobiosis, caída del potencial redox.
- *Fase III:* hidrólisis y acidogénesis, reducción del pH, formación de complejos de metales y carga orgánica de lixiviados elevada.
- *Fase IV:* acetogénesis y metanogénesis, sube progresivamente el pH, disminución de la carga orgánica de los lixiviados, alta producción de biogás rico en metano.
- *Fase V:* maduración del sitio, estabilización de la materia orgánica, caída de la producción de biogás, como consecuencia del agotamiento de los sustratos orgánicos carbonosos.

La fase de maduración se lleva a cabo después de haberse transformado el material orgánico biodegradable en CH<sub>4</sub> y CO<sub>2</sub> durante la fase IV. Además, mientras la humedad sea adecuada para la biodegradación, serán transformadas porciones del material biodegradable que anteriormente no estaban disponibles. Durante la fase V la velocidad de generación del biogás disminuye significativamente, debido a que la mayoría de los nutrientes disponibles se han separado con el lixiviado durante las fases anteriores y los sustratos que quedan en el relleno sanitario son de una degradación lenta. Durante la fase de maduración, el lixiviado a menudo contendrá ácidos húmico y fúlvico, que son difíciles de degradar biológicamente (Robles-Martínez, 2005).

Es importante señalar que si los residuos son depositados en un relleno sanitario operado adecuadamente, los procesos de biodegradación de la materia orgánica, con todo lo que esto implica no provocan problemas de salud pública ni de contaminación medioambiental.

Algunas de las ventajas de usar rellenos sanitarios son: representan la opción más barata cuando hay disposición de terreno, no requieren pretratamiento sofisticado, son operaciones muy flexibles, se pueden utilizar suelos de mala calidad, si el biogás se recupera no hay malos olores, no proliferan las larvas y moscas. Pero algunos de los inconvenientes que se presentan son: que en las áreas muy pobladas el costo se incrementa demasiado por la falta de terreno y transporte, su localización en zonas residenciales puede ocasionar un fuerte rechazo por la población, después de cerrados se requiere de un mantenimiento prolongado, la producción de metano puede ser un factor de alto riesgo si no se controla, y hay la necesidad de tratar los lixiviados y el biogás.

### 2.1.3 Tiraderos a cielo abierto: Problemática del Tiradero Municipal de Morelia

Los *tiraderos a cielo abierto* son el método más antiguo y común para la disposición de los residuos sólidos de tipo urbano, ya que consiste en un espacio al aire libre, relativamente lejano de la población, en el que se depositan todos los residuos generados; aunque en la actualidad se considere un método muy inconveniente se sigue utilizando en nuestro país.

Los inconvenientes de esta forma de disposición son evidentes: causan un efecto totalmente antiestético en el medio ambiente, utilizan grandes espacios de terreno, provocan la contaminación del aire con los gases que se desprenden de la descomposición microbiana así como por la quema de la basura, la contaminación del agua al infiltrarse los lixiviados a los mantos freáticos, la contaminación del suelo y problemas de la salud al proliferar en estos sitios gran cantidad de alimañas y pequeños roedores que pueden transmitir una serie de enfermedades. Por otra parte, los tiraderos que no están controlados suelen incendiarse con frecuencia ya que la basura contiene y genera sustancias combustibles.

La situación actual del tiradero del municipio de Morelia reviste interés ya que se han encontrado evidencias en cuanto a la vulnerabilidad del acuífero que subyace bajo el tiradero.

El tiradero municipal está a 12 km de la ciudad de Morelia. Como se observa en la Figura 2.2, ha estado en operación desde 1984 desplazándose en tres ocasiones en un radio de 500 metros. Un sector del tiradero está asignado para verter residuos de procesos industriales de varios ramos (cerillera, aceitera, acumuladores, resinera y rastro, entre otros). Se estima que más de 500,000 toneladas de residuos han sido enterradas en el sitio, el cual tiene un área aproximada de 2 hectáreas con un espesor de 25 metros. Los residuos son diariamente sepultados con arenas, gravas y material provenientes de los bancos de material adyacentes (Israde *et al.*, 2005).



**Figura 2.2.** Localización del tiradero municipal de Morelia

Como se puede observar en la Figura 2.3, no existen estructuras para captar los lixiviados que escurren, ni tampoco el biogás. Este último genera combustiones constantes y algunas de ellas han provocado incendios importantes en dos ocasiones. El tiradero actual se encuentra en fase de clausura y ya existe otro sitio potencialmente factible para un relleno que cumpla con los aspectos generales, hidrológicos, hidrogeológicos y geológicos que conforman la norma oficial mexicana NOM-083-SEMARNAT-2003 (DOF, 1996).



(a)



(b)

**Figura 2.3.** Laguna de lixiviados que se forma en el tiradero de Morelia

## 2.2. LIXIVIADOS DE RELLENOS SANITARIOS

### 2.2.1 Definición

Cuando los residuos sólidos son depositados en tiraderos a cielo abierto o en rellenos sanitarios, sufren una serie de transformaciones biológicas y fisicoquímicas que tienen efectos negativos sobre el medio ambiente. En un sitio de disposición final, el biogás y los lixiviados son las principales causas de contaminación y representan los principales riesgos de contaminación de los rellenos sanitarios hacia el medio ambiente.

En la norma NOM-083-SEMARNAT-2003 se define a un lixiviado como el líquido que se forma por la reacción, arrastre o filtrado de los materiales que constituyen los residuos y que contienen en forma disuelta o en suspensión, sustancias que pueden infiltrarse en los suelos o escurrirse fuera de los sitios en los que se depositan los residuos y que pueden dar lugar a la contaminación del suelo y de cuerpos de agua, provocando su deterioro y representar un riesgo potencial a la salud humana y de los demás organismos vivos (DOF, 2003).

El lixiviado es el agua que ha percolado a través de los desechos cargándose a su paso de microorganismos, pero sobre todo de sustancias químicas minerales y orgánicas. La composición y volumen de los lixiviados de los sitios de disposición final son relativamente difíciles de determinar, debido a que estos sitios son considerados como “reactores muy complejos”.

En la mayoría de los rellenos sanitarios el lixiviado está formado por el líquido que entra en el relleno desde fuentes externas (drenaje superficial, lluvia, aguas subterráneas, aguas de manantiales subterráneos) y, en su caso, el líquido producido por la descomposición de los residuos, si los hay. Al filtrarse el agua a través de los residuos sólidos en descomposición, se lixivian en solución materiales biológicos y constituyentes químicos. Cuanto más agua percole a través de los desechos, mayor será la cantidad de lixiviado generado, pero también esto traerá consigo una mayor dilución de los contaminantes presentes en el lixiviado.

Los lixiviados de rellenos sanitarios municipales contienen altas concentraciones de nitrógeno amoniacal ( $\text{NH}_4\text{-N}$ ) y materiales orgánicos, además de otros compuestos inorgánicos. Entre ellos, el  $\text{NH}_4\text{-N}$  puede causar serios problemas, como toxicidad y/o problemas de olor durante los procesos de tratamiento. Cuando el nitrógeno amoniacal no es tratado y es descargado, éste puede estimular el crecimiento de algas, agotar el oxígeno disuelto, y crear efectos tóxicos en los ecosistemas acuáticos del cuerpo receptor (Bae *et al.*, 1997).

### 2.2.2 Composición de los lixiviados

Los lixiviados contienen, entre otras cosas, los metabolitos solubles de la actividad bacteriana, los cuales constituyen un conjunto de sustancias disueltas o arrastradas que pueden reaccionar entre ellas. Las sustancias que se han encontrado en los lixiviados pueden ser reagrupadas en varias clases (Robles-Martínez, 2005).

- La fracción mineral está constituida esencialmente de cloruros, bicarbonatos, nitratos, iones de amonio, sodio, potasio y de ciertas sales metálicas. Estas sales inorgánicas provienen, por un lado, de la mineralización biológica de los residuos. Los iones amonio, sulfuro e iones ferrosos son potencialmente oxidables por bacterias quimiolitótrofas cuando los lixiviados se encuentran en condiciones aerobias.
- La fracción orgánica fácilmente biodegradable: ácidos grasos volátiles (sobre todo los ácidos acético, propiónico y butírico) representan generalmente la mayor parte de la carga orgánica en el caso de sitios de disposición final reciente.
- La fracción orgánica “estabilizada” está constituida de compuestos fúlvicos y húmicos, las cuales son moléculas orgánicas complejas de origen natural muy poco biodegradables.
- La fracción orgánica xenobiótica está constituida principalmente de compuestos sintetizados por el hombre.

La biodegradación anaerobia de los residuos sólidos puede traer consigo la acumulación pasajera de ácidos grasos volátiles que pueden provocar la solubilización de metales tóxicos. En la fase acetogénica y metanogénica, los ácidos volátiles son degradados dando como resultado una disminución, tanto de la carga orgánica de los lixiviados como de los metales pesados presentes en éstos. Por otro lado, algunos componentes del biogás pueden disolverse en el lixiviado. Ejemplo de lo anterior, es la dilución del CO<sub>2</sub> en el agua que produce ácido carbónico, compuesto que también puede disolver algunos metales presentes en los residuos sólidos (Robles-Martínez, 2005).

Hay que resaltar que la composición química de los lixiviados variará mucho según la antigüedad del relleno y la historia previa al momento del muestreo. La biodegradabilidad del lixiviado variará con el tiempo, la cual se puede supervisar mediante el control de la relación DBO<sub>5</sub>/BQO. Las relaciones 0.4 a 0.6 se toman como un indicador de que la materia orgánica en los lixiviados es fácilmente biodegradable (Tchobanoglous *et al.*, 1994).

### 2.2.3 Tipos de lixiviados

Las características de los lixiviados cambian con el tiempo. Los lixiviados pueden ser clasificados por su edad o por su tiempo de residencia en el relleno como biodegradables o “jóvenes”, maduros o intermedios y estabilizados o “viejos”.

Los lixiviados de fase ácida, “lixiviados jóvenes”, se caracterizan por presentar altos valores de contaminantes orgánicos. Generalmente las concentraciones de DQO son mayores a 5000 mg/L (representadas por ácidos grasos volátiles los cuales son productos intermediarios en la degradación anaerobia que toma lugar en el relleno) y una concentración baja de nitrógeno menor a los 400 mg N/L (Ramírez-Zamora *et al.*, 2000).

Los ácidos grasos de bajo peso molecular ( $PM < 120$ ) constituyen la mayoría de la materia orgánica de los lixiviados con valores alcanzados hasta el 95% del COT de los lixiviados (Diamadopoulos, 1994). La relación de  $DBO_5/DQO$  para estos lixiviados es usualmente de 0.4 a 0.5 o más alta. La concentración de ácidos grasos volátiles también resulta en valores de pH tan bajos como 4. Este ambiente ácido promueve el incremento en las concentraciones de metales en los lixiviados. Para este tipo de lixiviados los tratamientos biológicos (aerobio y anaerobio) son eficientes para reducir el alto contenido orgánico fácilmente degradable (Amokrane *et al.*, 1997; Diamadopoulos, 1994).

Los lixiviados maduros o intermedios presentan principalmente una carga orgánica media con una DQO entre 3000 y 15000 mg/L, una biodegradabilidad media ( $DBO_5/DQO$  de 0.1 a 0.3). Valores de pH próximos a 7 y la concentración de ácidos carboxílicos (AGV) que representa del 20 al 30% de la carga orgánica (Robles-Martínez, 2005).

En la fase metanogénica del período de descomposición anaerobia, las bacterias formadoras de metano degradan los ácidos grasos volátiles y reducen la carga orgánica de los lixiviados. El carbono orgánico que permanece después de esta degradación se debe principalmente a las sustancias con alto peso molecular. Estas sustancias son menos susceptibles a una degradación microbiana (biológica) y tienden a permanecer en los lixiviados. En esta etapa, los lixiviados se encuentran químicamente estabilizados y son denominados "lixiviados viejos". Los compuestos orgánicos no biodegradables remanentes pueden ser removidos utilizando tratamientos fisicoquímicos (Diamadopoulos, 1994).

Durante esta segunda fase, la  $DBO_5$  disminuye más rápidamente que la DQO (los lixiviados contienen una baja fracción orgánica biodegradable) así que la relación  $DBO_5/DQO$  disminuye generalmente a un valor de 0.1. La distribución de la concentración de los ácidos orgánicos volátiles causa un aumento en el valor del pH hasta 7 o más.

Un lixiviado estabilizado puede permanecer estable por décadas manteniendo concentraciones de materia orgánica recalcitrante del orden de miles de mg/L, lo que dificulta y condiciona su destino final en el ambiente (Monje-Ramírez, 2004).

#### 2.2.4 Microorganismos en los lixiviados

Las bacterias que más frecuentemente pueden ser aisladas en los lixiviados son aquellas de los géneros *Bacillus*, *Corynebacterium* y *Streptococcus*. También se han identificado cepas encontradas regularmente en aguas residuales (*Acinetobacter*, *Aeromonas*, *Clostridium*, *Enterobacter*, *Micrococcus*, *Pseudomonas*, etc.), además de hongos y levaduras. Se ha observado en los lixiviados la presencia de enterovirus y de gérmenes fecales (coliformes y streptococos); sin embargo, estas bacterias patógenas y virus probablemente no logren pasar a través del suelo. Los riesgos de contaminación microbiana de mantos freáticos son bajos, de la misma forma que la supervivencia de

gérmenes patógenos es relativamente débil en las aguas superficiales no estancadas (Robles-Martínez, 2005).

### 2.2.5 Problemas y riesgos ligados a la producción de lixiviados

El agua es considerada por algunos autores como el “enemigo número uno” de los rellenos sanitarios, debido a que cuando se carece de instalaciones seguras y adecuadas, el agua percola a través de la masa de residuos a una velocidad y un flujo que dependen de su porosidad, de la permeabilidad y espesor del medio así como del espesor del relleno sanitario. Esta agua y la contaminación que ella contiene, constituyen el primer factor de impacto de un sitio de disposición final sobre el medio exterior (terrenos adyacentes, mantos freáticos, ríos, lagos, etc.).

Sería deseable reducir, en la proporción que sea técnicamente factible, el contenido de agua inicial de los residuos debido a que el agua es el medio de solubilización de contaminantes, el vector físico de la dispersión y del transporte de los contaminantes hacia el medio, además de favorecer también la actividad microbiana.

Los efectos tóxicos y ecotóxicos de los lixiviados de residuos sólidos municipales pueden igualar al de los lixiviados provenientes de desechos industriales. Si al depositar los RSM se encuentran algunos solventes entre éstos, es claro, que después de migrar contaminarán los mantos freáticos o la atmósfera. Además el amoníaco, que es un componente importante de los lixiviados, puede ser el causante de una buena parte de la toxicidad de estos líquidos (Robles-Martínez, 2005).

Los efectos a corto plazo por contaminación de lixiviados en las aguas superficiales o subterráneas, dependen de su concentración y de las características del medio receptor (pH, temperatura, alcalinidad, metales, etc.). Los efectos tóxicos inmediatos pueden estar ligados a una modificación del pH del medio receptor. De esta forma, un medio ácido favorece la toxicidad de los sulfuros o de los ácidos presentes en el lixiviado. Por otra parte, la conductividad elevada de los lixiviados debido al aumento de la salinidad del medio, ligada a los cloruros, puede ser perjudicial para los organismos de agua dulce. La aportación de materia orgánica en cantidades importantes puede igualmente traducirse en efectos tóxicos, por ejemplo, el desarrollo de bacterias y hongos pueden disminuir la tasa de oxígeno disuelto y provocar alteraciones en los sistemas acuáticos. Lo anterior se puede agravar por la aportación de nitrógeno en forma de amoníaco, lo cual aporta nutrientes suplementarios que permiten el crecimiento de plantas acuáticas y, por consiguiente, favorecen la eutrofización de los cuerpos de agua. Finalmente la toxicidad dada por los metales presentes en los lixiviados dependerá de su especiación, de la presencia de ligandos y de otros metales en el lixiviado y en el medio receptor, así como de las condiciones fisicoquímicas del medio (Robles-Martínez, 2005).

Los efectos a largo plazo dependen de la capacidad del medio para oxidar al amoníaco a nitratos y degradar la materia orgánica, pero también dependen de la presencia de sustancias que pueden acumularse en las cadenas tróficas (metales pesados, compuestos orgánicos recalcitrantes, etc.). La contaminación crónica a largo plazo se



traduce por cambios sutiles de la flora y fauna en los sitios aledaños al sitio de disposición final. Estos cambios son el resultado de la lenta introducción de contaminantes al ambiente y de su acumulación en los sedimentos o en los organismos vivos. Sin embargo, los efectos de esta toxicidad crónica son difícilmente observables (Robles-Martínez, 2005).

### 2.2.6 Métodos de tratamiento

Como resultado de la diversidad de las características del lixiviado, el diseño de los sistemas de tratamiento es complicado. Por ejemplo, una planta de tratamiento diseñada para tratar un lixiviado con las características presentadas por un relleno nuevo sería bastante diferente de una diseñada para tratar el lixiviado procedente de un relleno antiguo. El problema de interpretación de los resultados analíticos es todavía más complicado, por el hecho que el lixiviado que está generándose en un momento dado es una mezcla del lixiviado derivado de residuos sólidos de distintas edades (Tchobanoglous *et al.*, 1994).

Debido a que los lixiviados son considerados altamente contaminantes, en los que es posible encontrar compuestos persistentes y recalcitrantes como: plaguicidas, hidrocarburos clorados y metales pesados, entre otros, su tratamiento es de vital importancia ya que pueden convertirse en una fuente significativa de contaminación si logran migrar a diferentes fuentes hidrológicas, aire o suelos.

Algunos criterios para la selección del tipo de tratamiento son los siguientes:

- Para un lixiviado con alta DQO (10,000 a 30,000 mg/L), bajo contenido en N-NH<sub>3</sub>, una relación DBO<sub>5</sub>/DQO en el intervalo de 0.4 a 0.8 y concentraciones significativas de ácidos grasos volátiles de bajo peso molecular (típico de lixiviados jóvenes); se recomienda tratarlo mediante un proceso biológico (anaerobio o aerobio).
- Si el lixiviado presenta un alto contenido en N-NH<sub>3</sub> y una relación DBO<sub>5</sub>/DQO en el intervalo de 0.1 a 0.4; el tratamiento aerobio es el más apropiado (remoción de N-NH<sub>3</sub> por el proceso de nitrificación).
- Si la relación DBO<sub>5</sub>/DQO es menor a 0.1, la fracción orgánica remanente es menos susceptible a degradación biológica, por lo que es preferible utilizar los métodos físicos y químicos como opción de tratamiento (McBean *et al.*, 1995).

Las características de los lixiviados cambian con el tiempo y cualquiera de los procesos implantados para su tratamiento debe modificarse con la edad para hacer frente a las nuevas necesidades. Ésta es la razón por la que muchas veces se utilizan sistemas de tratamiento combinados, obteniéndose con esto resultados satisfactorios.

Los lixiviados pueden ser dispuestos de dos maneras: por medio de un tratamiento o disposición *in situ* o por un tratamiento o disposición fuera del sitio. En el primero se consideran las opciones como: recirculación de lixiviados en el relleno, lagunas de evaporación y las plantas de tratamiento de lixiviados (Orta *et al.*, 1999).

La recirculación se utiliza en rellenos localizados en zonas calurosas con baja precipitación. Durante las primeras etapas del funcionamiento del relleno, el lixiviado contendrá cantidades importantes de SDT, DBO<sub>5</sub>, DQO, nutrientes y metales pesados. Cuando se recircula el lixiviado, se diluyen y atenúan los compuestos producidos por la actividad biológica, y por otras reacciones químicas y físicas que se producen dentro del relleno (Tchobanoglous *et al.*, 1994). Para llevar a cabo la recirculación de los lixiviados en las celdas del relleno sanitario se realiza un cálculo de la humedad necesaria para que toda la materia orgánica presente en la celda se transforme, teniendo en cuenta los factores climáticos de precipitación y llevando un control de los lixiviados producidos y el flujo necesario para este fin (Londoño-Rodríguez, 2004).

Como consecuencia de la rápida disminución en la concentración de DQO, debida a la recirculación del lixiviado, se observa que la DBO<sub>5</sub>, COT, ácidos volátiles, fosfatos, nitrógeno amoniacal y SDT siguen la misma tendencia. La reducción de nitrógeno y fósforo es más lenta y el lixiviado recirculado permanece con altas concentraciones de materia inorgánica. Por ejemplo, los ácidos orgánicos sencillos presentes en el lixiviado se convertirán en CH<sub>4</sub> y CO<sub>2</sub>. Por el incremento del pH dentro del relleno cuando se produce CH<sub>4</sub>, los metales se precipitarán y serán retenidos dentro del relleno. Un beneficio extra de la recirculación de los lixiviados es la recuperación del gas del relleno que contiene CH<sub>4</sub>. Normalmente, la tasa de producción de gas es mayor en sistemas con recirculación del lixiviado. Para evitar la emisión incontrolada de gases del vertedero cuando se recircula el lixiviado para su tratamiento, se deberá equipar con un sistema para la recuperación del gas. Finalmente será necesario recoger, tratar y evacuar el lixiviado residual (Tchobanoglous *et al.*, 1994).

La recirculación ofrece varias ventajas en el control de lixiviados: acelera la estabilización del relleno, reduce los componentes orgánicos, reduce el volumen debido a la evaporación y transpiración, disminuye los costos de tratamiento de los lixiviados y de la simplicidad de operación. El lixiviado recirculado es favorable para tratamiento biológico debido a los microorganismos presentes en los residuos sólidos del relleno sanitario. Las desventajas de este sistema son: aumento en la concentración de materia inorgánica, aumento de olores y limitación debido a condiciones climatológicas.

Uno de los sistemas más sencillos para el tratamiento de lixiviados implica el uso de estanques recubiertos para la evaporación de lixiviados. El lixiviado que no se evapora se riega por encima de las porciones completadas del relleno. En lugares lluviosos, la instalación para el almacenamiento de lixiviados se cubre con una geomembrana, para excluir las aguas de lluvia. Se evacua el lixiviado acumulado mediante evaporación durante los meses cálidos del verano destapando la instalación de almacenamiento y regando el lixiviado sobre las superficies del relleno en activo o ya lleno. Los gases olorosos que pueden acumularse debajo de la tapa superficial se extraen hacia un filtro de suelo. Durante el verano, cuando se destapa el estanque puede ser necesaria una aireación superficial para controlar los olores.

Cuando no se utiliza la recirculación y la evaporación de los lixiviados y no es posible evacuarlos directamente a una instalación de tratamiento, será necesaria alguna forma

de pretratamiento o un tratamiento completo. Como las características de los lixiviados pueden variar tanto, se han utilizado varias operaciones para el tratamiento del lixiviado. (Tchobanoglous *et al.*, 1994). Para estabilizar los lixiviados de rellenos sanitarios se aplican varios de los procesos que se usan para el tratamiento de aguas residuales (Amokrane *et al.*, 1997).

Los procesos biológicos como el tratamiento con lagunas, procesos de lodos activados, filtros percoladores y reactores anaerobios de película fija son adaptados para tratar la materia orgánica biodegradable que tengan los lixiviados. Los procesos biológicos (aerobios y anaerobios) son especialmente eficientes en el tratamiento de lixiviados de rellenos jóvenes ( $DBO_5/DQO > 0.4$ ) los cuales son ricos en ácidos grasos volátiles (Amokrane *et al.*, 1997).

Los problemas que se presentan en el proceso de lodos activados son: la producción de espuma, la actividad biológica se ve afectada debido a un déficit de nutrientes (generalmente los lixiviados de rellenos sanitarios muestran un déficit de fósforo) y la presencia de metales y otros componentes del lixiviado inhiben la actividad biológica. Como consecuencia, es necesario ampliar el tiempo para la bioestabilización; generación excesiva de lodos y bajas eficiencias durante los periodos de invierno. Además de la reducción de  $DBO_5$ , es importante considerar la nitrificación del amonio, debido a que los niveles de nitrógeno en el lixiviado aumentan con la edad del relleno sanitario. Otro aspecto que se debe considerar es el incremento de pH por efecto de la aireación, ya que esto favorece a la formación libre del amoníaco lo cual puede provocar efectos inhibitorios en las bacterias nitrificantes (Romero-García, 2000).

El tratamiento de los lixiviados con alto contenido de compuestos orgánicos (lixiviados jóvenes) por filtros percoladores puede presentar algunas limitaciones: incrustación del filtro por la formación de precipitados y una reducción parcial de la actividad biológica. Simultáneamente, puede presentarse la obstrucción del sistema por el desarrollo de la biomasa. A pesar de esos problemas potenciales, si hay suficiente suministro de fósforo y nitrógeno, pueden obtenerse efluentes con bajos valores en  $DBO_5$  (Stegmann y Ehrig, 1980).

Un reactor discontinuo secuencial (SBR, en inglés) a escala de laboratorio resultó efectivo para tratar biológicamente una combinación de lixiviados de rellenos sanitarios y agua residual municipal. La inclusión de un periodo anóxico justo después de la fase de aireación aumentó la eficiencia de remoción del nitrógeno. En esta fase aún se requiere de la adición de una fuente externa de carbono en el reactor debido a la baja concentración de carbono biodegradable y, al mismo tiempo, el proceso se vuelve menos eficiente en la remoción de la  $DBO_5$  (Diamadopoulos *et al.*, 1997).

Los procesos anaerobios han mostrado ser de los sistemas más eficientes para el tratamiento de los lixiviados de rellenos sanitarios. Estos procesos cubren el tratamiento de los compuestos orgánicos refractarios, materiales tóxicos orgánicos e inorgánicos, así como el balance de nutrientes para una adecuada operación del sistema (Alkalay *et al.*, 1998).

En un reactor de película fija de flujo ascendente se tiene que la edad del lixiviado es una de las variables que afecta la eficiencia. A mayor edad, mayor cantidad de materia orgánica recalcitrante, obteniéndose una menor degradación, debido a la presencia de proteínas recalcitrantes que impiden obtener mejores porcentajes de degradación de la materia orgánica (Alkalay *et al.*, 1996).

Conforme el relleno sanitario se estabiliza, la proporción de compuestos orgánicos biodegradables en el lixiviado disminuye. Este fenómeno hace que la efectividad de los procesos biológicos se vea reducida y es entonces cuando los métodos físicos y químicos empiezan a adquirir mayor importancia dentro de los procesos de tratamiento de lixiviados. Estos tratamientos son particularmente útiles para tratar lixiviados de rellenos sanitarios viejos o estabilizados con un bajo contenido de materia orgánica o para tratar lixiviados estabilizados después de procesos biológicos de tratamiento tanto aerobios como anaerobios (Diamadopoulos, 1994).

El tratamiento de lixiviados jóvenes mediante el proceso de adsorción, generalmente proporciona bajos rendimientos en la remoción de COT debido a la poca afinidad del carbón activado por los ácidos grasos volátiles. Por el contrario, ha demostrado ser un método efectivo en el caso de compuestos orgánicos poco biodegradables, solventes, plaguicidas y ácidos húmicos (Amokrane *et al.*, 1997). Sin embargo, las eficiencias varían según la calidad del influente y el tipo de carbón activado utilizado en el proceso de adsorción. La regeneración del carbón saturado es un factor importante en la operación del proceso, ya que la disposición del carbón contaminado con compuestos tóxicos representa un alto riesgo de impacto al medio ambiente (Romero-García, 2000).

Al utilizar un tratamiento fisicoquímico, como es el caso de la coagulación, se logra la eliminación de compuestos de alto peso molecular, quedando en el lixiviado compuestos más sencillos que pueden ser tratados con un tratamiento terciario o avanzado como la oxidación química (Amokrane *et al.*, 1997).

El tratamiento de lixiviados por medio de intercambio iónico tiene bajas eficiencias de remoción de compuestos orgánicos de bajo peso molecular (típicos en lixiviados jóvenes). En cambio se tienen mejores remociones de DQO a partir de efluentes provenientes de sistemas de tratamiento aerobio, debido a la afinidad que presentan las resinas. El carbón activado en combinación con resinas sintéticas de intercambio iónico puede ser efectivo para remover compuestos orgánicos refractarios y residuales inorgánicos en lixiviados (Romero-García, 2000).

La microfiltración, ultrafiltración y la ósmosis inversa son procesos de membrana aplicados al tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios. Con estos métodos se logra la completa purificación de los lixiviados, obteniéndose un efluente con muy bajos niveles de contaminación (Amokrane *et al.*, 1997). La viabilidad de la ósmosis inversa en lixiviados de rellenos sanitarios está altamente condicionada por la elección del pretratamiento aplicado, ya que se requiere de una calidad muy alta de alimentación. Los pretratamientos biológicos son a menudo ineficaces. Por el contrario, la

precipitación con cal o la coagulación podrían ser pretratamientos adecuados para la ósmosis inversa. Al igual que la ósmosis inversa, la ultrafiltración ha demostrado ser efectiva para el tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios, siempre y cuando sea precedida por procesos fisicoquímicos como coagulación-floculación o precipitación con cal (Romero-García, 2000).

La oxidación química es un proceso de tratamiento avanzado que se utiliza para oxidar contaminantes a productos finales o intermediarios que son más fácilmente biodegradables, o a productos que son más fácilmente removidos por otros procesos (precipitación, coagulación, sedimentación, filtración, adsorción). En este proceso, se usan el cloro, ozono ( $O_3$ ), peróxido de hidrogeno ( $H_2O_2$ ), permanganato de potasio ( $KMnO_4$ ) e hipoclorito de calcio como oxidantes.

Dentro de los propósitos de la oxidación química están los de remover amonio, precipitar metales, reducir el contenido de bacterias y virus y reducir la concentración de compuestos orgánicos de alto peso molecular, característicos de lixiviados de rellenos sanitarios estabilizados, donde la relación  $DBO_5/DQO$  es menor a 0.1 (Amokrane *et al.*, 1997). Antes de que el lixiviado sea descargado, es necesario remover diversas sustancias orgánicas, lo cual no puede llevarse a cabo solo por tratamientos biológicos. La oxidación química tiene la ventaja de que las sustancias son mineralizadas casi completamente (Steensen, 1997).

La oxidación química ha sido ampliamente aplicada en el tratamiento de las aguas residuales con la intención de aumentar la biodegradabilidad de los compuestos recalcitrantes. En el caso de lixiviados ha sido muy poco estudiado y se ha manejado como un proceso único de tratamiento, empleándose altas concentraciones de oxidantes. Actualmente la tendencia es aplicar este método en combinación con los métodos físicos o biológicos, ya que muchos de estos compuestos pueden ser oxidados hasta  $CO_2$ , o bien a productos secundarios susceptibles de una degradación biológica.

La transformación que se puede observar de  $DQO$  recalcitrante a  $DQO$  biodegradable durante la ozonación está relacionada con la modificación química de los constituyentes del lixiviado (ácidos húmicos y compuestos aromáticos). Un oxidante fuerte, como el ozono, puede ser responsable de una gama de reacciones químicas en el lixiviado, tales como la hidroxilación y mineralización a dióxido de carbono, entre otras. El resultado de muchas de estas reacciones es el de la reducción de la toxicidad y el mejoramiento de la biodegradabilidad (Geenens *et al.*, 2000).

Con los procesos avanzados de oxidación se tiene: (1) Una degradación fisicoquímica parcial, (2) Un mejoramiento de la biodegradabilidad y (3) Se puede lograr una reducción de la toxicidad del lixiviado. Después de un pretratamiento con TAO el lixiviado puede ser degradado más efectivamente en un tratamiento biológico (Geenens *et al.*, 2000).

La fracción principal de los lixiviados viejos o tratados biológicamente, son extensas moléculas orgánicas recalcitrantes que no son fácilmente removidas durante el

tratamiento biológico. Es por esto que se han estudiado la oxidación avanzada con ozono ( $O_3$ ), ozono con peróxido de hidrógeno ( $O_3/H_2O_2$ ), ozono con luz ultravioleta ( $O_3/UV$ ), peróxido de hidrógeno con luz ultravioleta ( $H_2O_2/UV$ ), proceso de Fenton ( $H_2O_2/Fe^{2+}$ ), y el proceso de Fenton fotocatalizado ( $H_2O_2/Fe^{2+}/UV$ ) para el tratamiento de lixiviados para mejorar la remoción de las moléculas orgánicas recalcitrantes o de la transformación de ellas en sustancias más fácilmente biodegradables (Wang *et al.*, 2003).

El método de Fenton puede sustituir a la coagulación química para mejorar la remoción de materia orgánica recalcitrante en lixiviados de rellenos sanitarios. También se pueden remover fracciones de bajo peso molecular con mejores resultados que los que se obtienen con el  $FeCl_3$  (Gau y Chang, 1996). La oxidación con electro-Fenton incrementa la eficiencia de remoción de DQO después de un proceso de coagulación química en el lixiviado, teniéndose una eficiente oxidación de compuestos refractarios orgánicos o inorgánicos del lixiviado (Lin y Chang, 2000).

### 2.2.7 Lixiviados en México

En México la experiencia en la aplicación de las tecnologías de tratamiento enfocadas al problema específico de los lixiviados es incipiente; sin embargo, es un tema que empieza a ser abordado.

La recirculación de lixiviados aún no se implanta en ningún relleno sanitario en México, aunque tenga la ventaja de acelerar la estabilización del relleno y, por lo tanto, disminuir el tiempo para la clausura ambientalmente segura. En lo que se refiere a las lagunas de evaporación en México existen ejemplos como los que se encuentran en los rellenos sanitarios de Querétaro, Cancún, Tlalnepantla y Nuevo Laredo.

Uno de los pocos ejemplos de tratamiento *in situ* que se tienen en el país es el de la planta de lixiviados del relleno sanitario Bordo Poniente (ubicado en la zona federal del ex-lago de Texcoco), la cual trata una parte de los lixiviados producidos, 3.0 L/s, donde se emplean exclusivamente métodos fisicoquímicos. Esto último se debe principalmente a las características atípicas que presenta el lixiviado (alto contenido de salinidad), lo que hace a los procesos biológicos poco eficientes. El agua es utilizada para riego de caminos y algunas áreas verdes (Orta *et al.*, 1999).

## 2.3. TECNOLOGÍAS AVANZADAS DE OXIDACIÓN (TAO)

En algunas ocasiones los tratamientos convencionales resultan inadecuados para alcanzar el grado de depuración requerido por la ley o por el uso posterior del efluente tratado. En estos casos se puede recurrir a las tecnologías o procesos avanzados de oxidación (TAO, PAO) que posibilitan la completa mineralización de las sustancias orgánicas. La mayoría de las TAO pueden aplicarse a la remediación de aguas especiales, los métodos pueden usarse solos o combinados entre ellos o con métodos convencionales. Los procesos de oxidación avanzada muestran una promesa como alternativa de tratamiento.

Las TAO se basan en procesos fisicoquímicos capaces de producir cambios profundos en la estructura química de los contaminantes. Este proceso involucra el uso de oxidantes químicos (usualmente peróxido de hidrógeno, oxígeno u ozono) y frecuentemente catalizadores (tales como sales de hierro o manganeso u óxidos y dióxido de titanio) y puede requerir irradiación con luz ultravioleta o luz visible.

Estas tecnologías se definen como procesos que involucran la generación y uso de especies transitorias poderosas, principalmente el radical hidroxilo (OH•). El radical hidroxilo posee alta efectividad para la oxidación de materia orgánica presente en el agua para obtener una mineralización completa hasta CO<sub>2</sub>, agua y ácidos minerales como sulfúrico, clorhídrico y nítrico, entre otros. Esta especie posee propiedades adecuadas para atacar virtualmente a todos los compuestos orgánicos y reaccionar 10<sup>6</sup> - 10<sup>12</sup> veces más rápido que oxidantes alternativos como el O<sub>3</sub>. La Tabla 2.2, que presenta potenciales de oxidación de distintas especies, muestra que después del flúor, el OH• es el oxidante más energético. Este radical puede ser generado por medios fotoquímicos (incluida la luz solar) o por otras formas de energía (Domènech *et al.*, 2001).

**Tabla 2.2.** Potenciales redox de algunos agentes oxidantes (Domènech *et al.*, 2001)

ESPECIE	E <sup>0</sup> (V, 25 °C) *	ESPECIE	E <sup>0</sup> (V, 25 °C) *
• Flúor	3.03	• Permanganato	1.68
• Radical hidroxilo	2.80	• Dióxido de cloro	1.57
• Oxígeno atómico	2.42	• Ácido hipocloroso	1.49
• Ozono	2.07	• Cloro	1.36
• Peróxido de hidrógeno	1.78	• Bromo	1.09
• Radical perhidroxilo	1.70	• Yodo	0.54

\* Los potenciales están referidos al electrodo normal de hidrógeno

Los radicales hidroxilo no son muy selectivos, lo cual es un atributo oxidante útil en el tratamiento de las aguas residuales, pero también puede ser esperada la producción de un gran número de productos de transformación en el transcurso del camino para completar la mineralización. Algunos de estos productos de transformación pueden ser mucho más tóxicos que los productos originales (Malato y Cáceres, 2001).

Los procesos avanzados de oxidación que involucran la generación *in situ* de radicales hidroxilo, han tomado importancia por sus posibles aplicaciones en la descontaminación de aguas residuales. La reacción del agua oxigenada con sales ferrosas, conocida como reacción de Fenton y la descomposición fotoasistida del agua oxigenada con sales ferrosas (reacción de Foto-Fenton) son fuentes posibles de radicales hidroxilos para la destrucción de contaminantes orgánicos (Rossetti *et al.*, 2000).

Los procesos *fotoquímicos* se basan en el empleo de radiación luminosa para la generación de radicales hidroxilo, los *no fotoquímicos* originan especies reactivas a través de la transformación de especies químicas o mediante la utilización de distintas

formas de energía, con excepción de radiación luminosa. Las TAO se pueden clasificar como se muestra en la Tabla 2.3.

**Tabla 2.3.** Clasificación de las tecnologías avanzadas de oxidación (Domènech *et al.*, 2001)

PROCESOS NO FOTOQUÍMICOS	PROCESOS FOTOQUÍMICOS
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Ozonación en medio alcalino (<math>O_3 / OH^-</math>)</li> <li>• Ozonación con peróxido de hidrógeno (<math>O_3/H_2O_2</math>)</li> <li>• Procesos de Fenton (<math>Fe^{2+}/H_2O_2</math>) y relacionados</li> <li>• Oxidación electroquímica</li> <li>• Radiólisis <math>\gamma</math> y tratamiento con haces de electrones</li> <li>• Plasma no térmico</li> <li>• Descarga electrohidráulica - Ultrasonido</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Oxidación en agua sub/y supercrítica</li> <li>• Procesos fotoquímicos</li> <li>• Fotólisis del agua en el ultravioleta de vacío (UVV)</li> <li>• UV / peróxido de hidrógeno</li> <li>• UV/<math>O_3</math></li> <li>• Fotocatálisis homogénea (foto-Fenton)</li> <li>• Fotocatálisis heterogénea</li> </ul>

Algunas de las ventajas de estas nuevas tecnologías sobre los métodos convencionales son las siguientes: No sólo cambian de fase al contaminante, sino que lo transforman químicamente. Tienen una capacidad potencial para llevar a cabo una profunda mineralización de los contaminantes orgánicos y oxidación de compuestos inorgánicos hasta dióxido de carbono y iones como cloruros, nitratos, etc. Generalmente se consigue la mineralización completa (destrucción) del contaminante. Cuentan con una reactividad no selectiva con una inmensa mayoría de compuestos orgánicos, especialmente interesante si se quiere evitar la presencia de subproductos potencialmente tóxicos procedentes de los contaminantes que sí pueden producirse mediante otros métodos que no consiguen la oxidación hasta sus últimas consecuencias. Usualmente no generan lodos que, a su vez, requieran de un proceso de tratamiento y/o disposición. Permiten transformar contaminantes refractarios en productos que posteriormente pueden ser tratados por métodos más económicos, como puede ser el tratamiento biológico. No se forman subproductos de reacción o se forman en baja concentración. En muchos casos, consumen menos energía que otros métodos (por ejemplo, la incineración). Su efectividad es independiente de la toxicidad de los compuestos (Domènech *et al.*, 2001).

El principal problema de las TAO radica en su elevado costo debido al uso de reactivos caros y consumo energético (generación de radiación UV). Las TAO son especialmente útiles como pretratamiento antes de un tratamiento biológico para contaminantes resistentes a la biodegradación o como proceso de postratamiento para efectuar un pulido de las aguas antes de la descarga a los cuerpos receptores.

Las TAO más extensamente estudiadas incluyen: oxidación fotocatalítica heterogénea, tratamiento con ozono (frecuentemente combinado con  $H_2O_2$ , UV, o ambos), sistemas  $H_2O_2/UV$ , reacción de Fenton, y reacciones tipo foto-Fenton. Algunas TAO, como la fotocatalisis heterogénea, la radiólisis y otras técnicas avanzadas, recurren además a reductores químicos que permiten realizar transformaciones en contaminantes tóxicos



poco susceptibles a la oxidación, como iones metálicos o compuestos halogenados (Pérez *et al.*, 2002).

### 2.3.1 Tecnologías de oxidación no fotoquímicas: Reacción de Fenton

Estas TAO originan especies reactivas potentes, principalmente el radical hidroxilo, a través de la transformación de especies químicas o mediante la utilización de distintas formas de energía, con excepción de la irradiación luminosa.

El reactivo de Fenton es considerado como una tecnología de oxidación avanzada. Se le denomina método de Fenton a la combinación de peróxido de hidrógeno ( $H_2O_2$ ) con un metal de transición en la forma de sal (cloruro o sulfato de hierro). El proceso se basa en la formación de especies altamente reactivas, radicales hidroxilo, que reaccionan con los compuestos orgánicos e inorgánicos.

La reacción de Fenton se puede definir como la generación catalítica de radicales hidroxilos a partir de la reacción en cadena entre un catalizador el ion ferroso ( $Fe^{2+}$ ) o férrico ( $Fe^{3+}$ ) y un agente oxidante, el peróxido de hidrógeno ( $H_2O_2$ ). Los radicales hidroxilos generados oxidan una gran variedad de moléculas orgánicas, y en la mayor parte de los casos pueden lograr la destrucción completa del compuesto. Por ello, se han investigado nuevas tecnologías que involucren este proceso de generación de radicales altamente reactivos para la descontaminación de aguas y efluentes industriales (Huston y Pignatello, 1996).

Se sugiere que los radicales  $HO\cdot$  se forman por la reacción (1). Dichos radicales podían reaccionar luego por dos vías, la oxidación de  $Fe^{2+}$  (una reacción improductiva) y el ataque a la materia orgánica (Domènech *et al.*, 2001):



A  $pH < 3$ , la reacción es autocatalítica, ya que el  $Fe^{3+}$  descompone  $H_2O_2$  en  $O_2$  y  $H_2O$  a través de un mecanismo en cadena.



El proceso es potencialmente útil para destruir contaminantes, ya que es muy efectivo para la generación de HO•, pero un exceso de iones Fe<sup>2+</sup> puede atraparlos [reacción (2)], al igual que los halógenos, el mismo H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> o el radical hidroperoxilo:



El grado y la velocidad total de mineralización son independientes, en general, del estado de oxidación inicial del Fe. En cambio, la eficiencia y la velocidad inicial de mineralización son mayores cuando se parte de Fe<sup>2+</sup>; como contrapartida, las sales de Fe<sup>3+</sup> producen una concentración estacionaria de Fe<sup>2+</sup>. Se debe usar un pH menor que 2.8 (Domènech *et al.*, 2001).

Las ventajas del método son varias: el Fe<sup>2+</sup> es abundante y no es tóxico, el peróxido de hidrógeno es fácil de manejar y ambientalmente benigno. No se forman compuestos clorados como en otras técnicas oxidantes y no existen limitaciones de transferencia de masa por tratarse de un sistema homogéneo. El diseño de reactores para la aplicación tecnológica es bastante sencillo. En contraposición, requiere la adición continua y estequiométrica de Fe<sup>2+</sup> y H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, es decir, necesita una alta concentración de Fe. Sin embargo, debe tenerse en cuenta siempre que un exceso de Fe<sup>2+</sup> puede causar condiciones para el atrapamiento de HO•, como se ha mencionado, de acuerdo con las ecuaciones (2), (7) y (8) (Domènech *et al.*, 2001).

El reactivo de Fenton ha sido utilizado en el tratamiento de sustancias orgánicas e inorgánicas bajo condiciones de laboratorio y también en efluentes reales de diferentes fuentes como aguas residuales municipales. Ha resultado efectivo para degradar compuestos alifáticos aromáticos clorados, bifenilos policlorados (BPC), nitroaromáticos, colorantes azo, clorobenceno, fenoles, fenoles clorados, octacloro-p-dioxina y formaldehído. Es un buen oxidante de herbicidas y otros contaminantes de suelos tales como hexadecano o dieldrin. Puede descomponer solventes para limpieza “en seco” (tintorerías) y decolorar aguas residuales con distintos tipos de colorantes y otros residuos industriales, reduciendo su DQO. También se ha aplicado exitosamente el reactivo de Fenton en la reducción de DQO de aguas municipales y subterráneas y en el tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios (Bae *et al.*, 1997; Gau y Chang 1996; Kim *et al.*, 1997; Lau *et al.*, 2001; Yoon *et al.*, 1998), industria química, refinerías, limpieza de motores y metales. También la reacción de Fenton es efectiva para la degradación de explosivos (Liou *et al.*, 2003). Es útil como pretratamiento de compuestos no biodegradables. Son muy pocos los compuestos que no pueden ser atacados por este reactivo, entre ellos la acetona, el ácido acético, el ácido oxálico, las parafinas y los compuestos organoclorados (Domènech *et al.*, 2001).

### 2.3.2 Tecnologías de oxidación fotoquímicas

La excelente capacidad del radical hidroxilo de oxidar compuestos orgánicos sugiere también la utilidad de explorar su generación fotoquímica. El uso de luz proporciona ciertas ventajas en el tratamiento de aguas y efluentes, que no se limitan al aprovechamiento del HO• como oxidante. Los costos operativos se ven reducidos

debido a un menor consumo de potencia para generar  $\text{HO}\cdot$ . La eficiencia de la destrucción fotoquímica de un determinado compuesto puede alterarse drásticamente en función del diseño del reactor (tipo de lámpara, geometría, hidrodinámica, etc.), lo que incide sobre el consumo de energía eléctrica y los costos (Domènech *et al.*, 2001).

El espectro solar comienza prácticamente en 300 nm y solamente el 4.5% de la radiación solar que llega a la superficie de la tierra se encuentra en el rango ultravioleta (300-400 nm). Por lo tanto, cualquier sistema de descontaminación que utilice la radiación solar debe basarse en una sustancia adsorbedora activa a partir de 300 nm. Esta situación restringe la aplicación de los procesos de descontaminación basados en el uso del peróxido de hidrógeno y ozono con radiación UV solar, ya que estos dos compuestos absorben radiación por debajo de 300 nm (Rossetti *et al.*, 2001).

Algunas de las ventajas de las tecnologías fotoquímicas son: En posible, en algunos casos, utilizar los procesos fotolíticos directos, sin agregar reactivos químicos. Este proceso es importante para compuestos que reaccionan lentamente con  $\text{HO}\cdot$ . Evita el uso de  $\text{O}_3$  o reduce su proporción, con la consiguiente reducción de costos, riesgos para la salud y preocupaciones ambientales. Evita cambios de pH drásticos (por ejemplo, el  $\text{O}_3$  necesita pH altos). Reduce costos operativos debido a un menor consumo de potencia para generar  $\text{HO}\cdot$  (Domènech *et al.*, 2001).

### 2.3.3 Reacción de Fenton fotocatalizada (foto-Fenton)

Entre las TAO uno de los procesos más importantes de generación de radicales  $\text{OH}\cdot$  es usando el sistema  $\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$  en el que la generación de radicales hidroxilos puede iniciarse mediante la absorción de radiación solar por medio de complejos férricos y peróxido de hidrógeno (reacción de foto-Fenton asistida con radiación solar). Por ejemplo, el ferrioxalato adsorbe radiación hasta 500 nm, por lo tanto, la utilización de este complejo férrico para la destrucción de contaminantes orgánicos vía reacción foto-Fenton asistida con radiación solar tiene la ventaja de aprovechar tanto la radiación solar ultravioleta como parte de la visible (Rossetti *et al.*, 2001).

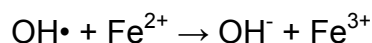
El proceso de Fenton involucra la adición de uno o más agentes oxidantes (oxígeno y peróxido de hidrógeno) y un catalizador (una sal de hierro soluble), mientras que el proceso foto-Fenton (también llamado proceso de Fenton fotoasistido) también incluye irradiación con luz solar o con una fuente de luz artificial, la cual incrementa la velocidad de reacción reduciéndose de  $\text{Fe}^{3+}$  a  $\text{Fe}^{2+}$  completando de esta manera el ciclo catalítico. Las reacciones producen un rango de radicales libres, los cuales suelen reaccionar con cualquier compuesto orgánico presente. Las reacciones involucran la alta reactividad del radical hidroxilo ( $\text{OH}\cdot$ ) los cuales son los más importantes y son característicos de todos los procesos avanzados de oxidación. Otro proceso que puede ocurrir durante el proceso foto-Fenton es la fotólisis directa (especialmente si se usa luz ultravioleta con una longitud de onda por debajo de los 300 nm) y la hidrólisis de los compuestos orgánicos (especialmente con valores de pH muy altos o muy bajos) (Wadley y Waite, 2002).

### 2.3.3.1 Química del proceso foto-Fenton

La adición de sales de Fe(II) al agua que contiene peróxido de hidrógeno conduce a la oxidación del Fe(II) a Fe(III) y la formación del radical hidroxilo (OH•) en una reacción espontánea la cual ocurre sin la influencia de la luz (reacción 1 del inciso anterior):



El radical hidroxilo puede ser atrapado en la reacción con otra especie de Fe<sup>2+</sup>, produciendo más Fe<sup>3+</sup> (reacción 2 del inciso anterior):



Cuando es irradiado con luz ultravioleta (180-400 nm), el Fe<sup>3+</sup> puede catalizar la formación de radicales hidroxilo (reacción 10):



Ésta es llamada “reacción foto-Fenton”, donde el hierro permanece en un ciclo entre los estados de oxidación <sup>2+</sup> y <sup>3+</sup>. La producción de OH• queda determinada por la disponibilidad de luz de longitud de onda conveniente y H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> (Wadley y Waite, 2002).

Si el pH llega a ser muy alto, la precipitación de las sales de Fe<sup>3+</sup> ocurre y la reacción 10 no puede suceder. El camino de la reacción es más complicado que el que se mostró anteriormente debido al largo número de especies iónicas y radicales que pueden formar la solución (Hug *et al.*, 2001).

La reacción de Fenton aumenta su eficiencia por iluminación debido a varios factores:

- La fotólisis de hidroxocomplejos de Fe<sup>3+</sup> es una fuente adicional de OH• (ver ecuación 11).  

$$\text{Fe}^{3+}(\text{OH})^{2+} + h\nu \rightarrow \text{Fe}^{2+} + \text{HO}\cdot \quad (11)$$
- El Fe<sup>2+</sup> fotogenerado de esta manera genera OH• adicionales a través de la ecuación 1 (del inciso anterior) y continúa el ciclo.
- Permite el uso de longitudes de onda desde 300 nm hasta el visible.
- Las concentraciones de Fe<sup>2+</sup> a emplearse pueden ser órdenes de magnitud menores que en la reacción de Fenton convencional.
- Si se usan radiaciones menores que 360 nm, se puede aprovechar la producción de OH• por fotólisis del H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> (ecuación 12):



El pH de 3 es el valor óptimo en la reacción foto-Fenton.

### 2.3.3.2 Ventajas y desventajas del proceso foto-Fenton

Ya se ha mencionado que los procesos Fenton no conducen generalmente a la mineralización y que debe utilizarse la irradiación luminosa para promover una degradación más importante del contaminante. Las ventajas en comparación con el proceso Fenton son que la tasa de degradación se incrementa significativamente y no existe generación excesiva de sólidos suspendidos (Domènech *et al.*, 2001).

En el método fotocatalítico (UV/ H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/Fe(II)) se tienen ventajas como: El proceso puede usarse para tratar aguas que contienen un único contaminante, sus ventajas comparativas aumentan cuando es necesario tratar este tipo de mezclas complejas. La degradación fotoinducida se considera una opción viable, si se utiliza la luz solar como fuente primaria de energía y le otorga un importante y significativo valor medio-ambiental constituyendo un claro ejemplo de tecnología sostenible. El Fe es abundante y no tóxico, el peróxido de hidrógeno es fácil de manejar con los cuidados requeridos. El diseño del reactor para la aplicación tecnológica es bastante sencillo. Una de las principales ventajas de la fotocatalisis es su escasa o nula selectividad, que permite que se puedan tratar así los contaminantes no biodegradables, o que se degradan lentamente, que pueden estar presentes en una mezcla compleja de compuestos orgánicos en aguas residuales. El tratamiento fotocatalítico puede constituirse en un pulimento del agua residual tratada biológicamente para eliminar las cantidades relativamente menores de contaminantes recalcitrantes e incluso de compuestos clorados formados por la adición de cloro proveniente de los tratamientos de desinfección (Menéndez-Flores, 2004).

El proceso foto-Fenton es menos caro de operar que muchos de los otros procesos de oxidación. Por ejemplo la ozonación requiere costosos generadores para la producción *in situ*, mientras que el dióxido de titanio (TiO<sub>2</sub>) usado para la fotocatalisis es caro y difícil de separar de la solución al final del tratamiento. El proceso foto-Fenton requiere productos químicos relativamente baratos y fáciles de transportar (sales de hierro y peróxido de hidrógeno) además de una fuente de luz, la cual frecuentemente puede ser el sol. De aquí que el proceso foto-Fenton puede ser conveniente para un proceso de tratamiento en el sitio de generación del residuo.

El método es eficiente pero tiene la desventaja de que debe agregarse H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> continuamente. También deben mantenerse valores de pH ácido, ya que una de las principales limitaciones del proceso foto-Fenton es su ineficiencia en el rango de pH de aguas naturales (pH 5 a 9). El proceso es usualmente más eficiente en un pH alrededor de 2.8 (Wadley y Waite, 2002).

La alta demanda de energía eléctrica o el consumo de reactivos químicos son problemas comunes entre todos las TAO, especialmente la producción de fotones con luz artificial ya que se requiere un consumo importante de energía. Mientras que el O<sub>3</sub> directo o la fotólisis del H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> necesitan fotones con longitud de onda corta (<310 nm), la fotocatalisis del TiO<sub>2</sub> puede utilizar fotones con longitud de onda arriba de 380 nm, y la reacción de foto-Fenton puede usar fotones con longitud de onda cerca de los 400 nm.

En presencia del reactivo de Fenton las reacciones fotoquímicas pueden ser conducidas con fotones de baja energía, fotones que pertenecen a la parte visible del espectro. Las mezclas de  $\text{Fe}^{3+} + \text{H}_2\text{O}_2$  forman o dan lugar a reacciones que presentan absorción de fotones arriba de 550 nm. De esta manera, el proceso foto-Fenton es de las TAO que tiene una reducción en su costo ya que pueden ser llevados a cabo bajo irradiación solar (Pérez *et al.*, 2002).

### 2.3.3.3 Usos del proceso foto-Fenton

Los usos más frecuentes de esta tecnología han sido en el tratamiento de aguas industriales, suelos y lixiviados (Galicia-Sánchez, 2006; Kim *et al.*, 1997). Trata con éxito compuestos nitroaromáticos, fenoles policlorados, herbicidas (2,4-D y 2,4,5-T) (Domènech *et al.*, 2001). Puede ser usado para tratar el concentrado de una membrana o de procesos de adsorción o para un pretratamiento de agua que puede ser sujeta a un tratamiento biológico posterior (Wadley y Waite, 2002). Los contaminantes tóxicos, como los fenoles, en las aguas residuales industriales pueden ser eliminadas eficientemente por métodos fotoquímicos usando una combinación de luz UV,  $\text{H}_2\text{O}_2$  y compuestos férricos (Chen *et al.*, 1997). Ha sido utilizado en la oxidación de p-clorofenol (Yoon *et al.*, 2000). El nitrobenzeno puede ser removido por foto-Fenton usando materia orgánica disuelta como los ligandos orgánicos del  $\text{Fe}^{3+}$ , obteniéndose una clara evidencia de que la reacción foto-Fenton juega un importante rol en la degradación medioambiental de compuestos químicos tóxicos (Fukushima *et al.*, 2000). La reacción foto-Fenton conduce a una completa mineralización de 4-ter-butilpiridina (tBP) en tiempos relativamente cortos (Nedoloujko y Kiwi, 2000). También se ha utilizado con muy buenos resultados en la degradación de "imidacloprid", uno de los insecticidas más usados en las áreas de la agricultura mediterránea (Malato y Cáceres, 2001). Las características de degradación del pentaclorofenol (PCP) fueron estudiadas por el sistema foto-Fenton ( $\text{H}_2\text{O}_2/\text{Fe}$  (III)). El PCP ha sido listado como un contaminante prioritario por la Agencia de Protección al Medio Ambiente por la intensidad de su toxicidad, por lo que la atención ha sido enfocada en su presencia y remoción del medio ambiente (Fukushima y Tatsumi, 2001). Trata con éxito compuestos orgánicos presentes en las aguas residuales de la industria textil (Pérez *et al.*, 2002), así como el colorante naranja ácido 24, utilizado en la industria textil (Chacón-Castillo, 2003). En resumen, el proceso de foto-Fenton es conveniente como una opción de tratamiento práctico para aguas contaminadas con plaguicidas y otros compuestos orgánicos que son poco biodegradables (Wadley y Waite, 2002).

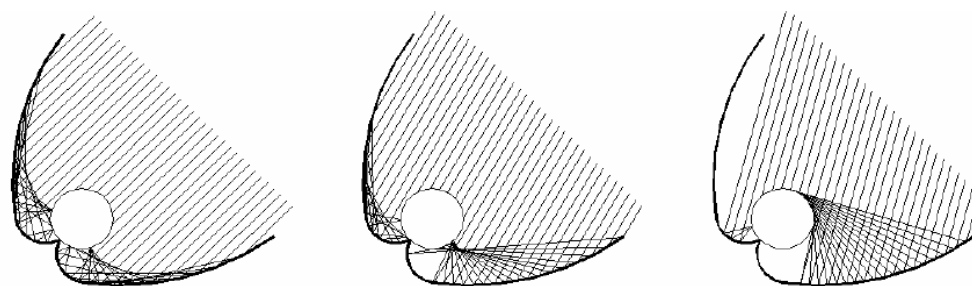
## 2.4. COLECTORES DE CANAL PARABÓLICO COMPUESTO (CPC)

La radiación solar como fuente de luz y, en particular, su componente ultravioleta, es considerado de interés siendo la radiación ultravioleta la clave de algunos de los procesos fotocatalíticos homogéneos, como el foto-Fenton (Rodríguez, 2003).

La radiación solar está constituida por una componente directa y otra difusa. El porcentaje de cada una de ellas depende de las condiciones atmosféricas (las nubes, por ejemplo, eliminan la radiación directa). La radiación directa es aquella fracción de la

radiación solar que llega a la superficie de la tierra sin ser desviada por la atmósfera y que, por lo tanto, su dirección está perfectamente definida; la difusa, en cambio, es aquella que ha sufrido interacción con las diversas partículas de la atmósfera sufriendo una alteración en su trayectoria (Castillo-López, 2006).

Los colectores de canal parabólico compuesto (CPC) han resultado ser una de las mejores opciones tecnológicas para aplicaciones solares de fotocatalisis. Estos colectores solares estáticos, están constituidos por una superficie reflectante que sigue una forma involuta alrededor de un reactor cilíndrico y han demostrado aportar una de las mejores ópticas para sistemas de baja concentración. En la Figura 2.4 se puede observar que toda la luz que llega a la apertura del colector será reflejada sobre el reactor si el ángulo de incidencia es menor del ángulo de aceptación del CPC (Blanco *et al.*, 2001).



**Figura 2.4.** Radiación solar reflejada en un colector de canal parabólico compuesto (CPC)  
(Blanco *et al.*, 2001)

Los CPC son una mezcla entre los concentradores cilíndricos parabólicos y los colectores sin concentración: su diseño permite que casi toda la radiación que llega al área de apertura del colector pueda ser capturada y estar disponible para el proceso fotocatalítico en el reactor.

Aunque estos colectores CPC no poseen seguimiento solar alguno, pueden alcanzar un factor de concentración de hasta unos 10 soles gracias a la forma geométrica de su superficie reflectiva. Para aplicaciones de fotocatalisis pueden ser diseñados con factor de concentración 1, con lo que, gracias al diseño particular del reflector, prácticamente la totalidad de la radiación UV que llega al área de apertura del colector CPC (tanto la directa como la difusa, independientemente esta última de la dirección con que llega) es reflejada hacia el reactor, iluminando la parte interior del reactor tubular. Además, la forma tubular del reactor permite una fácil impulsión y distribución del agua a tratar, simplificando la parte hidráulica de la instalación. Los reflectores CPC están generalmente hechos de aluminio pulido y la estructura puede ser un simple marco soporte del fotorreactor con tubos conectados (Castillo-López, 2006).

Los concentradores del canal parabólico compuesto tienen una geometría adecuada para aplicaciones en sistemas de fotocatalisis solar debido a su simplicidad de diseño, bajo costo de construcción y mantenimiento, además de tener ventaja de utilizar tanto

radiación directa como radiación difusa. Los CPC sólo requieren de un ajuste para el seguimiento del sol en forma estacional ya que son sistemas estáticos, ésta es la explicación de su menor costo de fabricación y mantenimiento. Para obtener la mayor captación de radiación solar los CPC deben tener un ángulo de incidencia, que se logra empleando el ángulo correspondiente a la latitud geográfica (Blanco *et al.*, 2001).

Estas tecnologías, tremendamente atractivas desde un punto de vista medioambiental, están suscitando un importante interés industrial para su utilización en las distintas aplicaciones. Un ejemplo relevante lo constituye la instalación en Arganda del Rey (Madrid, España), en 1999, de la primera “Planta Industrial de Fotocatálisis Solar” que se ha instalado en el mundo. La energía solar se capta mediante colectores de canal parabólico compuesto (CPC) diseñados y optimizados para este proceso. Esta tecnología ha sido desarrollada por un consorcio industrial europeo coordinado por el CIEMAT (España), dentro de un proyecto de investigación financiado por la Unión Europea (Blanco *et al.*, 1999). En la Plataforma Solar de Almería ha sido estudiada a escala piloto, bajo la radiación solar, la oxidación fotocatalítica del ácido p-nitrotolueno-o-sulfónico (p-NTS) en colectores CPC (Parra *et al.*, 2001). También se han llevado a cabo estudios del plaguicida carbofurán, obteniéndose eficiencias mayores respecto a las que se obtienen en colectores planos y colector de canal parabólico (Castillo-López, 2006).



### 3. METODOLOGÍA

En este capítulo se describe la metodología experimental, la cual consistió en realizar pruebas de tratabilidad del lixiviado generado en el tiradero a cielo abierto de la ciudad de Morelia, Michoacán, México, mediante el proceso de foto-Fenton. La parte experimental de este trabajo se llevó a cabo en las instalaciones del Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA), en la ciudad de Jiutepec, Morelos, México, la cual se planteó como sigue.

#### 3.1. CARACTERIZACIÓN FISCOQUÍMICA DEL LIXIVIADO

Se trabajó con un mismo lote de lixiviados con la finalidad de evitar variaciones en los parámetros fisicoquímicos de control.

##### 3.1.1 Muestreo de lixiviados

El objetivo del muestreo fue el de coleccionar una porción del material que representara el estado actual de la composición del lixiviado. Este objetivo implica que la proporción o concentración relativa de todos los componentes serán las mismas en las muestras que en el material de donde proceden, y que dichas muestras serán manejadas de tal forma que no se produzcan alteraciones significativas en su composición antes de que se hagan las pruebas correspondientes.

El muestreo se llevó a cabo con base en la norma oficial mexicana NMX-AA-003-1980 la cual establece los lineamientos generales y recomendaciones para muestrear las descargas de aguas residuales, con el fin de determinar sus características físicas y químicas (DOF, 1980).

En esta investigación fueron utilizados los lixiviados generados en el tiradero a cielo abierto de la ciudad de Morelia, Michoacán, México. Previo al muestreo se consideraron aspectos generales como el requerimiento de un volumen grande de lixiviados para llevar a cabo la experimentación con el proceso foto-Fenton. Dado que el volumen era grande, éste no se podía mantener en hielo durante su transporte, por lo que las muestras de lixiviado no debían estar demasiado tiempo a temperatura ambiente dado que no se utilizó ningún preservador. Por lo anterior se decidió realizar el muestreo temprano y trasladar la muestras de lixiviado de inmediato a la ciudad de Cuernavaca, Morelos, México. El volumen total muestreado fue de 80 litros distribuidos en 4 garrafones de 20 litros cada uno para facilitar su transporte, en los cuales las tapas fueron fijadas con cinta para evitar el derrame de lixiviado. Posteriormente, los lixiviados se vertieron en un recipiente de 100 litros para garantizar su homogeneidad, conservándose en un cuarto frío a 4°C para mantener sus propiedades el mayor tiempo posible y de esta manera evitar que entren en un proceso de descomposición. En las Figuras 3.1 y 3.2 se observan los recipientes donde fueron transportados y posteriormente almacenados.

Las muestras simples se tomaron en la laguna que se forma de lixiviados a un costado del tiradero, la toma de muestras se realizó en forma manual, utilizándose guantes de látex, cubeta de plástico, embudo de plástico, cubrebocas y garrafones de 20 litros etiquetados, los cuales fueron enjuagados varias veces con el lixiviado antes de efectuar el muestreo.



**Figura 3.1.** Muestras de lixiviado los cuales fueron transportados en garrafones de 20 litros



**Figura 3.2.** Recipiente de 100 litros donde se almacenaron los lixiviados en un cuarto frío a 4°C

### 3.1.2 Determinación de los parámetros

Todos los análisis de los parámetros fisicoquímicos se realizaron por duplicado en el laboratorio del posgrado en Ingeniería Ambiental campus Morelos, siguiendo las técnicas analíticas de acuerdo con lo estipulado en las normas oficiales mexicanas y los métodos HACH.

Las características fisicoquímicas del lixiviado comprendieron la determinación de los parámetros: pH, demanda química de oxígeno (DQO), demanda bioquímica de oxígeno

(DBO<sub>5</sub>), carbón orgánico total (COT), color, conductividad eléctrica, sólidos disueltos totales (SDT), sólidos totales (ST) y sólidos volátiles totales (SVT).

La Tabla 3.1 muestra un resumen de las técnicas analíticas empleadas, así como el método y el equipo utilizado en las mismas.

**Tabla 3.1.** Técnicas analíticas, métodos y equipo utilizado en la caracterización de los lixiviados

PARÁMETRO	MÉTODO	EQUIPO	NORMA
pH	Potenciométrico	Potenciómetro marca Cole Parmer Mod. 05669-2	NMX-AA-008-SCFI-2000
Demanda química de oxígeno (DQO)	Oxidación con dicromato de potasio (digestión) y lectura en espectrofotómetro	Digestor HACH Mod. 45600-00 Espectrofotómetro HACH DR-2400	NMX-AA-030-SCFI-2001
Demanda bioquímica de oxígeno (DBO)	Medición de oxígeno disuelto	Oxímetro YSI Mod. 54-a	NMX-AA-028-SCFI-2001
Sólidos totales y volátiles totales (ST y SVT)	Prueba de sólidos		NMX-AA-034-SCFI-2001
Carbón orgánico total (COT)	Infrarojo	Analizador Beckman Industrial Mod. 915-B	
Color	Nefelométrico	Espectrofotómetro HACH DR-2000 Mod. 44863-00	Método HACH
Conductividad	Electrométrico	Conductímetro HACH (Conductivity/TDS Meter Mod. 44600).	Método HACH
Sólidos disueltos totales (SDT)	Electrométrico	Conductímetro HACH (Conductivity/TDS Meter Mod. 44600).	Método HACH

### 3.2. DISEÑO EXPERIMENTAL

Para el diseño experimental se propone como se muestra en la Tabla 3.2. Las unidades experimentales se distribuyeron en dos bloques, en función del valor del pH, y en tres tratamientos dependiendo de la relación de Fe(II):H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>. Con base en los resultados que se obtuvieron en el primer bloque (pH del lixiviado), se hicieron modificaciones al diseño del experimento. Por lo anterior, no se llevaron a cabo los experimentos a pH ácido con las relaciones de Fe(II):H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> de 1:10 y 1:40, debido a las bajas eficiencias de remoción en los experimentos preliminares que se llevaron a cabo al inicio de esta investigación.

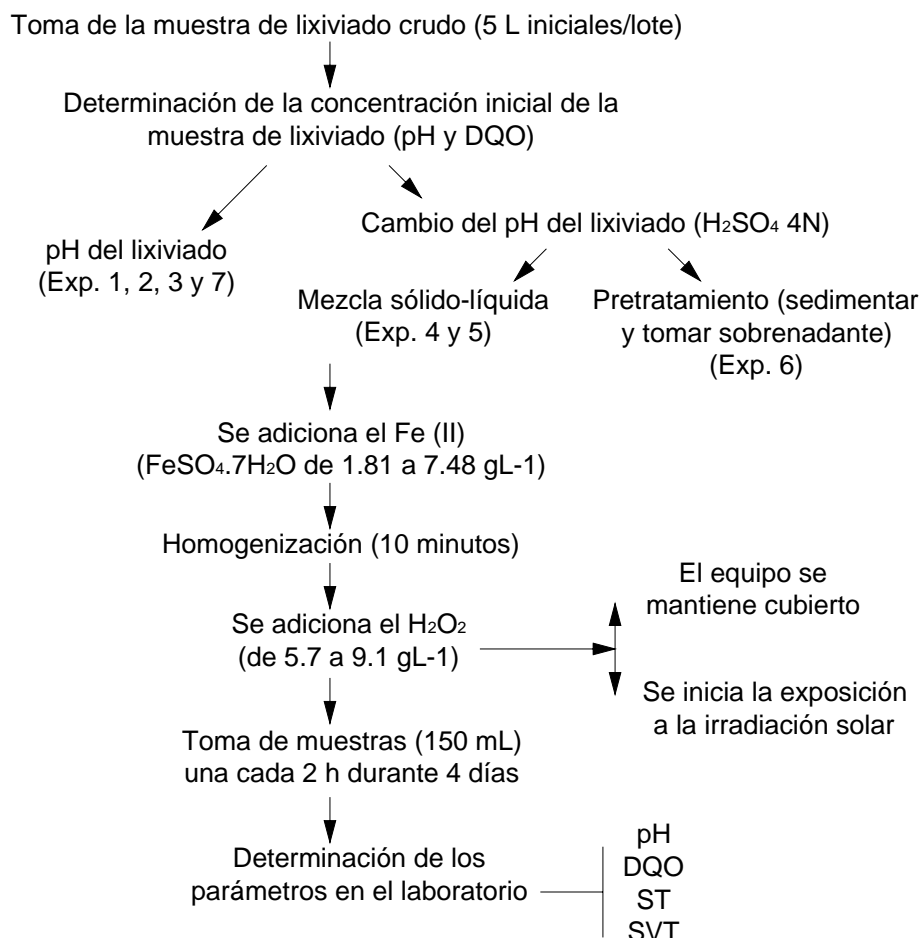
**Tabla 3.2.** Diseño del experimento

BLOQUES	TRATAMIENTOS			
		DQO:H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> 1 g:2.125 g Fe (II):H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> de 1:10	DQO:H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> 1 g:2.125 g Fe (II):H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> de 1:25	DQO:H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> 1 g:2.125 g Fe (II):H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> de 1:40
pH del lixiviado	pH = 8	Experimento 1	Experimento 2	Experimento 3
	pH = 3		Experimento 4	
pH ácido	pH = 5		Experimento 5	
	pH = 3 (pretratamiento)		Experimento 6	

### 3.3. EXPERIMENTACIÓN CON EL PROCESO FOTO-FENTON

#### 3.3.1 Procedimiento de experimentación

En la Figura 3.3 se puede ver un esquema del procedimiento que se siguió en la experimentación.



**Figura 3.3.** Procedimiento seguido en la experimentación con el proceso foto-Fenton

Del recipiente de almacenamiento que se encuentra en el cuarto frío se toma la muestra de lixiviado. El volumen inicial para cada uno de los experimentos fue de 5 L. Adicionalmente, se toma una muestra para determinar la DQO inicial que tiene el lixiviado crudo. Con base en este valor se determina la dosis de peróxido que se adicionó a cada uno de los experimentos, en función de la relación estequiométrica DQO:H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>. Así mismo, con base en la relación molar Fe(II):H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, se determina la cantidad de Fe(II) que se utiliza durante la experimentación. En los casos donde se modificó el valor del pH del lixiviado, esto se llevó a cabo antes de iniciar cada experimento. Se adicionó una solución de ácido sulfúrico 4N (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>), llevándose a cabo una precipitación de contaminantes.

La experimentación inició con la homogenización de la muestra de lixiviado. Esto se llevó a cabo recirculándolo por los tubos de vidrio del reactor por un periodo de 10 min. Posteriormente, se adicionó el sulfato ferroso heptahidratado granular recirculándolo nuevamente por un lapso de 10 min. Para ello era necesario que el equipo estuviera cubierto para impedir la incidencia de la radiación solar sobre la muestra. Después de este tiempo se adicionó la dosis de peróxido y se retiró la cubierta del reactor. A partir de que se inició la exposición a la radiación solar, se tomaron las lecturas de la radiación cada 10 minutos con el piranómetro que se colocó con el mismo ángulo de inclinación que el reactor.

Después de una hora de exposición a la radiación solar se tomó la primera muestra de 150 mL; posteriormente, las muestras fueron tomadas en intervalos de 2 horas hasta completar el tiempo de experimentación del día, que por lo general fue de 6 horas. Era necesario cubrir y guardar el reactor para continuar con la experimentación al siguiente día, el cual iniciaba con la homogenización del lixiviado por un lapso de 10 minutos y después de este periodo se destapaba nuevamente el reactor exponiéndolo a la radiación solar. Las horas de experimentación de cada día se acumularon hasta el final de cada uno de los experimentos que, por lo general, fueron de 4 días. Posteriormente, en el laboratorio se analizaron las muestras para determinar el comportamiento que tuvieron los lixiviados durante el tiempo de exposición a la radiación solar.

En los experimentos preliminares se determinó que en lapsos de 30 minutos la degradación que tenían los lixiviados no era representativa, por lo que se estableció que las muestras que tomaran cada 2 horas, en un periodo de 4 días, con el fin de trabajar en días laborables del instituto, debido a que si se presentaba algún problema en el reactor se pudiera tener el apoyo del personal del laboratorio.

En el lapso que los lixiviados estuvieron sin irradiación, los sólidos que se tenían en suspensión se sedimentaban, por lo que al inicio de cada día de experimentación los lixiviados se homogenizaron y durante el periodo que estaban en exposición a la radiación solar se mantenían en agitación continua para evitar que estos se precipitaran.

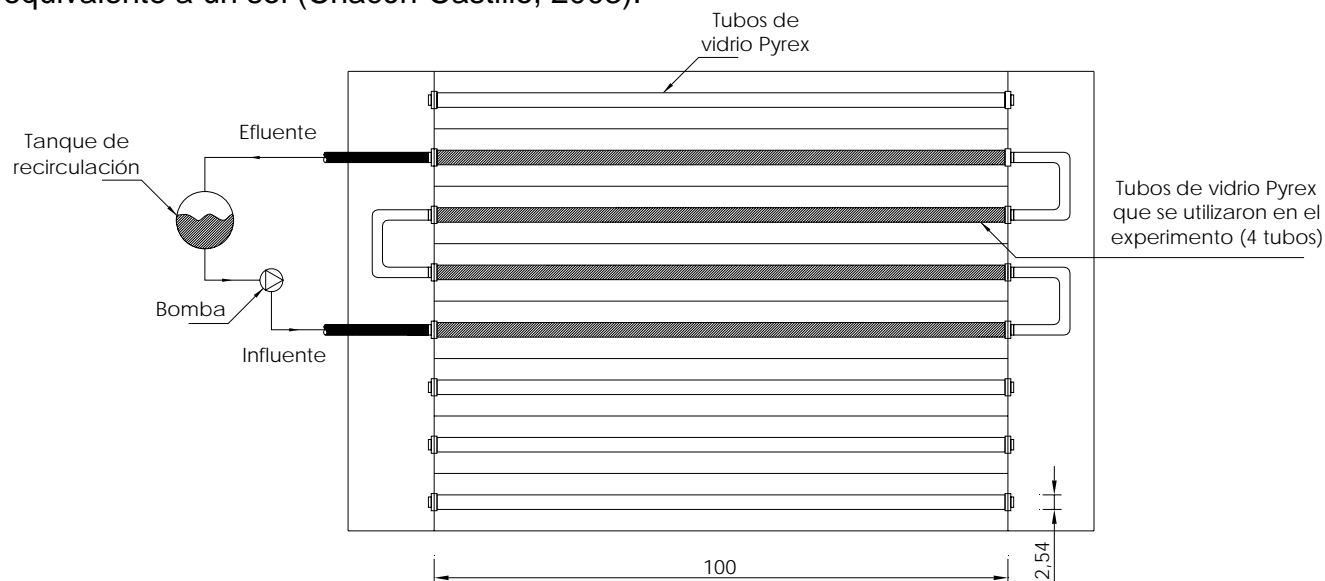
### 3.3.2 Descripción del reactor

El experimento se realizó en un sistema con una capacidad de 8 colectores de canal parabólico compuesto (CPC) de aluminio con una superficie total de colección de 0.8 m<sup>2</sup>. Para obtener la mayor captación de radiación solar los CPC deben tener un ángulo de incidencia, que se logra empleando el ángulo correspondiente a la latitud geográfica (Chacón-Castillo, 2003). Para la ciudad de Cuernavaca, los colectores están colocados en forma horizontal sobre una plataforma con una inclinación de 19° (equivalente a la latitud local) con respecto a la horizontal, para evitar ajustes por el ángulo de inclinación del colector (Figura 3.4).



**Figura 3.4.** Colector de canal parabólico compuesto (CPC)

Como se puede observar en la Figura 3.5, durante la experimentación no se trabajó en todo el reactor, solo se utilizó una parte de la capacidad de este, por lo que la zona de reacción consistió de 4 tubos de vidrio pyrex. Cada tubo tiene una longitud de 100 cm, un diámetro exterior de 2.9 cm y un diámetro interior de 2.54 cm, con los cuales se alcanzó una superficie de colección de 0.4 m<sup>2</sup>. El centro de cada tubo se encuentra localizado en el foco parabólico. El semiángulo de apertura de los CPC es de 45°, la reflectancia promedio de 0.85. La transmitancia promedio del fotorreactor es de 0.8 y el ángulo de orilla de 90°, con lo que se tenía una concentración de la radiación solar equivalente a un sol (Chacón-Castillo, 2003).



**Figura 3.5.** Esquema del colector de canal parabólico compuesto (CPC)

Para la carga del sistema, se utilizó un recipiente de plástico de polipropileno de alta densidad con una capacidad de 5 L y las mangueras eran de 2 cm (¾”) de diámetro externo. Para poder tener una recirculación constante, el volumen mínimo de agua en el sistema fue de 2.5 L. El volumen inicial del lixiviado empleado en cada experimento,

como ya se mencionó, fue de 5 L. Estos lixiviados fueron suministrados al sistema por medio de una bomba peristáltica con un flujo de 1 L/min.

### 3.3.3 Relación DQO:H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>

La dosis de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> se basa en la relación estequiométrica propuesta por Kim *et al.* (1997), con respecto a la DQO inicial que tenía el lixiviado. Ésta se calcula suponiendo una oxidación de DQO completa como sigue:

$$1 \text{ g DQO} = 1 \text{ g O}_2 = 0.00125 \text{ mol O}_2 = 0.0625 \text{ mol H}_2\text{O}_2 = 2.125 \text{ g H}_2\text{O}_2$$

$$1 \text{ g DQO} = 2.125 \text{ g H}_2\text{O}_2$$

El agente oxidante que se utilizó en la experimentación fue peróxido de hidrógeno grado industrial al 50%, lo que significa que cada mL de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> equivale a 0.50 g de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>.

En la Tabla 3.3 se muestran la cantidad de peróxido que se adicionó a cada uno de los experimentos.

**Tabla 3.3.** Dosis de peróxido que se adiciona en cada experimento determinada con base en la relación estequiométrica 1 g DQO = 2.125 g H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>

EXPERIMENTO	DQO <sub>inicial</sub> (g/L)	Dosis de H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	
		(g/L <sub>lix.</sub> )	(mL/ L <sub>lix.</sub> )
1	4.304	9.149	17.94
2	4.115	8.744	17.15
3	4.155	8.829	17.31
4	4.128	8.772	17.20
5	4.223	8.974	17.60
6	2.703	5.744	11.26

### 3.3.4 Relación Fe(II):H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>

La dosis de Fe(II) se basa en la cantidad de peróxido que se adiciona a cada experimento y ésta se obtiene en función de la relación molar entre el Fe(II) y el H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>. Las relaciones molares que se utilizaron se muestran en la Tabla 3.4.

**Tabla 3.4.** Relaciones molares Fe(II):H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>

RELACIONES MOLARES, DE MASA Y VOLUMEN							
Fe(II)	H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	EXPERIMENTO	FeSO <sub>4</sub> ·7H <sub>2</sub> O		Solución de H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> al 50%		
1	10	1	2.69 x 10 <sup>-2</sup> M	7.48 g/L	0.27 M	17.94 mL/L	
		2	1.03 x 10 <sup>-2</sup> M	2.88 g/L	0.26 M	17.15 mL/L	
1	25	4	1.03 x 10 <sup>-2</sup> M	2.87 g/L	0.26 M	17.20 mL/L	
		5	1.06 x 10 <sup>-2</sup> M	2.93 g/L	0.26 M	17.60 mL/L	
		6	6.76 x 10 <sup>-3</sup> M	1.88 g/L	0.17 M	11.26 mL/L	
1	40	3	6.49 x 10 <sup>-3</sup> M	1.81 g/L	0.26 M	17.31 mL/L	

El catalizador de  $\text{Fe}^{2+}$  utilizado, como ya se mencionó, fue suministrado a partir de sulfato ferroso heptahidratado granular ( $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ ).

### 3.3.5 Valor de pH

La experimentación se llevó a cabo con el pH original que tiene el lixiviado. Además, se realizaron experimentos fijando valores de pH ácido. Esto se logró con la adición de una solución de ácido sulfúrico 4N ( $\text{H}_2\text{SO}_4$ ) antes de la oxidación. En la Figura 3.6 se observa cómo se realizó el ajuste del pH en el lixiviado.

En los experimentos en los cuales se cambió el pH del lixiviado a valores de  $\text{pH}=3$  y  $\text{pH}=5$  (Exp. 4, 5 y 6) se provocó la precipitación de compuestos que reaccionaron con el ácido sulfúrico. En los Exp. 4 y 5 no se separaron los sólidos en suspensión que se precipitaron, por lo que se utilizó una mezcla sólido-líquida de lixiviado. En el experimento 6 los sólidos suspendidos que se formaron al precipitar los contaminantes con la adición del ácido fueron removidos de los lixiviados en el pretratamiento.



**Figura 3.6.** Ajuste del pH en el lixiviado

### 3.3.6 Radiación

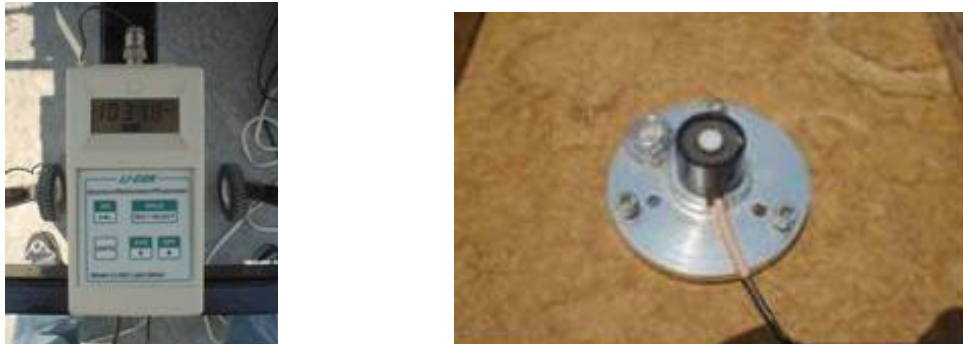
Cuando se realizan ensayos de degradación fotocatalítica de diferentes sustancias, el parámetro más comúnmente utilizado para referir los resultados y la evolución del proceso es el tiempo de residencia, que indica el tiempo de exposición a la luz de la mezcla que está pasando por el reactor (Blanco *et al.*, 2001).

En el caso de la fotocatálisis solar, la degradación se lleva a cabo bajo diferentes condiciones en virtud de cambios momentáneos de energía incidente, hora del día, época del año, altitud, latitud, diferencias de geometrías, etc. La comparación de resultados se hace usando la energía incidente que se calcula con base en las mediciones instantáneas durante el experimento.

La radiación solar incidente sobre las paredes del colector se determina utilizando un piranómetro marca LI-COR modelo LI-250 Light Meter, en un intervalo de  $\lambda$  desde 280 a



2800 nm como el que se muestra en la Figura 3.7. Sin embargo el proceso foto-Fenton permite el uso de  $\lambda$  desde 300 a 600 nm para el caso de energía solar. Por este motivo se realizan los ajustes pertinentes de las mediciones que se obtienen con el piranómetro.



**Figura 3.7.** Piranómetro

El primer paso para esto es realizar el ajuste de las mediciones del piranómetro tomando como referencias el estándar AM1.5 del espectro solar, el segundo paso es determinar el factor con el cual se obtiene la radiación comprendida en el intervalo de  $\lambda$  desde 300 a 600 nm y finalmente se ajustan las lecturas del piranómetro. En la Tabla 3.5 se presenta el ajuste del estándar AM1.5 con el cual se determina el valor de 0.35 como el factor que se emplea para los ajustes en las mediciones del piranómetro (Chacón-Castillo, 2003).

Con las lecturas del piranómetro ajustadas se determina la energía acumulada, utilizando la expresión:

$$Q_n = Q_{n-1} + \Delta t G_n A / V * 10^{-6} \quad (3-1)$$

$$\Delta t = t_n - t_{n-1}$$

$Q_n$ : Energía acumulada, kJ/L

$Q_{n-1}$ : Energía acumulada en el tiempo anterior, kJ/L

$\Delta t$ : Diferencial del tiempo en que se toma cada muestra, s

$G_n$ : Radiación global ajustada medida en el piranómetro a cada momento del experimento,  $W/m^2$

$A$ : Área de colección solar,  $m^2$

$V$ : Volumen total de agua del sistema,  $m^3$

**Tabla 3.5.** Estándar AM1.5 ajustada para experimentos (Chacón-Castillo, 2003)

Longitud de onda (nm)	Fracción de irradiación estándar AM1.5 normalizado	Fracción de irradiación ajustada para los experimentos
305.0 - 400.0	0.0512	0.0518
305.0 - 500.0	0.1926	0.1947
305.0 - 550.0	0.2780	0.2810
<b>305.0 - 600.0</b>	<b>0.3508</b>	<b>0.3545</b>
305.0 - 630.0	0.3944	0.3986
305.0 - 710.0	0.4917	0.4969
305.0 - 800.0	0.5938	0.6002
305.0 - 905.0	0.6848	0.6922
305.0 - 993.5	0.7459	0.7539
305.0 - 1520.0	0.8979	0.9075
305.0 - 1985.0	0.9565	0.9668
305.0 - 2494.0	0.9877	0.9983
305.0 - 2941.0	0.9894	1.0000
305.0 - 4045.0	1.0000	-

### 3.4. MEDICIÓN DE LA MATERIA ORGÁNICA

En las aplicaciones prácticas del proceso de degradación oxidativa, no basta la mera desaparición de los contaminantes; es imprescindible también la conversión de, al menos un importante porcentaje del carbono orgánico en carbono inorgánico, en forma de CO<sub>2</sub>. El fin del proceso es la mineralización completa de todo el carbono orgánico, para asegurar que tanto el contaminante como cualquier otro producto intermedio formado durante el proceso fotocatalítico han sido degradados. En algunos casos, la degradación parcial del contaminante puede ser aceptable si el producto final es un producto inocuo. Por lo tanto, para un adecuado seguimiento del proceso fotocatalítico se utiliza una amplia variedad de mediciones químicas; las más importantes se describen brevemente en los siguientes incisos (Domènech *et al.*, 2001).

Las mediciones de DBO<sub>5</sub>, DQO y COT dan diferente información del estado del sistema y en cierta medida son complementarias. Las mediciones de DBO<sub>5</sub> permiten seguir la evolución de los compuestos biodegradables y combinada con la DQO, permite conocer el cambio en la proporción de biodegradabilidad al avanzar la fotocatálisis. De igual forma, el cambio de concentración de la DQO a lo largo del tiempo, genera una estimación de la susceptibilidad a la oxidación química por parte de la materia presente a lo largo del tratamiento. En tanto, el COT provee información sobre la disminución en concentración de la materia orgánica y, por ende, del grado de mineralización debida a la fotocatálisis (Blanco *et al.*, 2001).

La medición de la materia orgánica se llevó a cabo mediante las siguientes pruebas:

### 3.4.1 Demanda química de oxígeno (DQO)

Es la medida de los compuestos fuertemente oxidantes necesarios para oxidar la materia orgánica e inorgánica susceptible de oxidación contenida en una muestra. Su determinación se basa en la oxidación enérgica de la materia orgánica e inorgánica que se encuentra en el agua, en un medio fuertemente ácido con una solución valorada de dicromato de potasio. Los valores de este parámetro están asociados al grado de avance de la oxidación de los contaminantes, por lo que la determinación seriada de DQO es una herramienta útil de seguimiento del proceso. La técnica completa para la determinación de la DQO puede ser consultada en el Anexo I. Se expresa como  $\text{mgO}_2\text{L}^{-1}$ .

### 3.4.2 Demanda bioquímica de oxígeno (DBO)

Este parámetro se obtiene mediante una prueba empírica estándar y mide la cantidad de oxígeno utilizado para la biodegradación de materia orgánica e inorgánica contenida en una muestra por medio de un inóculo de microorganismos. El oxígeno se consume también en la oxidación de materia inorgánica como sulfuros o sales ferrosas. La prueba usa un tiempo fijo de incubación; la medición de oxígeno consumido en un período de 5 días ( $\text{DBO}_5$ ) es la más comúnmente empleada. Puede medirse también el oxígeno consumido hasta que no haya modificación alguna en la concentración de éste, lo que puede tomar entre 30 y 90 días de incubación ( $\text{DBO}_{\text{última}}$ ). El procedimiento es sencillo: se determina el oxígeno disuelto al inicio y al final del tiempo de incubación preestablecido. La DBO es simplemente la diferencia entre la concentración inicial y final de oxígeno disuelto. La técnica completa para la determinación de la DBO puede ser consultada en el Anexo I. Se expresa como  $\text{mgO}_2\text{L}^{-1}$ .

Es importante mencionar que si hay compuestos tóxicos para los microorganismos esta prueba no es confiable, ya que los microorganismos se mueren y no consumen oxígeno molecular.

### 3.4.3 Sólidos volátiles totales

Es la cantidad de materia orgánica (incluidos aquellos inorgánicos) capaz de volatilizarse por el efecto de la calcinación a  $550 \pm 50^\circ\text{C}$  en un tiempo de 15 a 20 min. Uno de los principales objetivos para hacer las determinaciones en muestras de residuos domésticos, industriales y en lodos es obtener la medida de la cantidad de materia orgánica presente. Esta prueba se lleva a cabo por el procedimiento de combustión, en el que la materia orgánica se convierte en dióxido de carbono gaseoso, y otros gases (como  $\text{SO}_2$ ,  $\text{NO}_2$ , etc.) y agua y se volatiliza, al tiempo que se controla la temperatura para evitar la descomposición y volatilización de las sustancias inorgánicas; a la vez, la prueba es compatible con la oxidación completa de la materia orgánica. La pérdida de peso debida a la oxidación a alta temperatura y a la volatilización se interpreta en términos de materia orgánica. La técnica completa para la determinación de los SVT puede ser consultada en el Anexo I. Se expresa como  $\text{mgSVTL}^{-1}$ .

### 3.4.4 Carbono orgánico total (COT)

El carbono orgánico total mide la cantidad de dióxido de carbono producida en la mineralización total de una muestra. A diferencia de la DQO, su valor es independiente del estado de oxidación de los compuestos presentes en el sistema.

El COT se determina inyectando una porción de la muestra en una cámara de reacción a alta temperatura, la cual está empacada con un catalizador oxidante. El agua es vaporizada y el carbono total oxidado a  $\text{CO}_2$  y agua. El  $\text{CO}_2$  generado es transportado por el gas portador y medido en un analizador infrarrojo no-dispersivo. Esta medición proporciona la cantidad de carbón total por lo que el carbón inorgánico debe ser determinado de manera separada y el COT obtenido por diferencia. El seguimiento del proceso mediante esta herramienta es importante porque valores de COT cercanos a cero son los únicos que garantizan que no se acumulen contaminantes recalcitrantes, intermediarios de mayor persistencia, capacidad de acumulación o toxicidad que los iniciales. La determinación del COT es un índice del grado de avance de la oxidación y una herramienta indispensable para el seguimiento del proceso fotocatalítico.

El COT es la manera más conveniente y directa de determinar la cantidad de materia orgánica, pero para conocer cuáles son las fracciones del COT que pueden ser oxidadas ya sea química o bioquímicamente deben medirse la DQO y la DBO, respectivamente.

En el proceso que dio los mejores resultados, se hicieron las mediciones de la demanda bioquímica de oxígeno y de carbón orgánico total al inicio y al final del experimento.

## 4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En este capítulo se presentan los resultados experimentales obtenidos en la evaluación del proceso foto-Fenton en lixiviados de rellenos sanitarios, específicamente los que se mencionaron en la justificación de esta investigación, del tiradero a cielo abierto de la ciudad de Morelia, Michoacán, México.

### 4.1. CARACTERIZACIÓN FÍSICOQUÍMICA DEL LIXIVIADO

Con base en la caracterización fisicoquímica del lixiviado se obtuvieron los resultados mostrados en la Tabla 4.1.

**Tabla 4.1.** Caracterización fisicoquímica de los lixiviados

Parámetro	Concentración	Parámetro	Concentración
pH	8.16	STV (mg/L)	2863
DQO total (mg/L)	4295	Color (PtCo)	18222
DBO <sub>5</sub> (mg/L)	220	Conductividad (mS/cm)	10.42
COT (mg/L)	1488	SDT(g/L)	5.14
ST (mg/L)	7519		

Los lixiviados del tiradero municipal de la ciudad de Morelia se encuentran químicamente estabilizados y pueden ser denominados como “lixiviados viejos” ya que la relación DBO<sub>5</sub>/DQO tiene un valor de 0.05, lo que indica que se tiene una biodegradabilidad muy baja. El valor del pH es de 8. También se tiene una relación COT/DQO del orden de 0.35, que indica la presencia de compuestos orgánicos difícilmente oxidables, acorde con la clasificación de Diamadopoulos (1994) y Robles-Martínez (2005). Estas características permiten tratarlo solamente mediante procesos fisicoquímicos ya que el contenido de compuestos biodegradables es bajo con respecto al de los no biodegradables o recalcitrantes.

En las Tablas 4.2 y 4.3 se puede observar una comparación de los valores obtenidos en la caracterización de los lixiviados del tiradero municipal de la ciudad de Morelia con lixiviados de los diferentes rellenos sanitarios de México.

La caracterización de los principales parámetros fisicoquímicos determinados en el lixiviado viejo de las etapas I y II del relleno sanitario de Bordo Poniente muestran que el lixiviado crudo se encuentra en la fase de estabilidad fisicoquímica debido a que el pH es básico y que la relación DBO<sub>5</sub>/DQO es de 0.1 lo que indica una biodegradabilidad muy baja de la materia orgánica (Durán-Pilotzi *et al.*, 2002). De la caracterización que se realizó a los lixiviados de los sitios de disposición final Santa Catarina, ubicado en la delegación Iztapalapa (Morales-Jiménez, 2000), así como a los lixiviados del relleno sanitario Prados de la Montaña, en Santa Fe (González y Valdivia, 2000) ambos en el Distrito Federal, se tiene que la relación DBO<sub>5</sub>/DQO es de 0.38 y 0.37, respectivamente, por lo que la materia orgánica que está presente en el lixiviado

es más biodegradable que la del relleno sanitario de Bordo Poniente (0.1), de Xalapa (0.09) y de esta investigación (0.05).

**Tabla 4.2.** Caracterización fisicoquímica en lixiviados de diferentes rellenos sanitarios de México (Durán-Pilotzi et al., 2002; Galicia-Sánchez, 2006; González y Valdivia, 2000; Méndez et al., 2002; Morales-Jiménez, 2000)

Parámetro	Lixiviados de esta tesis	Prados de la Montaña	Santa Catarina	Bordo Poniente	Mérida, Yucatán	Xalapa, Veracruz
pH	<b>8.16</b>	8	8.05	8	8.4	8.0
DQO (mg/L)	<b>4295</b>	37000	16692	2930	5764	10632
DBO <sub>5</sub> (mg/L)	<b>220</b>	13800	6295	280	1652	915
COT (mg/L)	<b>1488</b>	---	---	---	2857	---
ST (mg/L)	<b>7519</b>	---	---	---	12810	14960
STV (mg/L)	<b>2863</b>	---	---	---	3839	---
Color (PtCo)	<b>18222</b>	---	---	3530	---	---
Conductividad (mS/cm)	<b>10.42</b>	---	---	20.3	---	---
SDT(mg/L)	<b>5140</b>	7454	17400	11500	12737	13700
DBO <sub>5</sub> :DQO	<b>0.05</b>	0.37	0.38	0.1	0.29	0.09
COT:DQO	<b>0.35</b>				0.50	

De la caracterización de los lixiviados del relleno sanitario de la ciudad de Mérida, Yucatán se pudo observar que la mayor parte de materia orgánica se encuentra en forma soluble y se tiene que la materia orgánica es un poco más biodegradable, con un valor en la relación DBO<sub>5</sub>/DQO de 0.29 (Méndez *et al.*, 2002), con respecto a Bordo Poniente, Xalapa y el de esta investigación, y menos que Prados de la Montaña y Santa Catarina.

En las partes bajas del tiradero de basura “El Atorón”, en Xalapa, Veracruz, se forma una laguna de lixiviados donde se llevó a cabo el muestreo, de la caracterización se obtuvo una relación DBO<sub>5</sub>/DQO de 0.09 lo que indica que se tiene una biodegradabilidad muy baja de la materia orgánica (Galicia-Sánchez, 2006).

Se observa que en todos los lixiviados que se están analizando, el valor del pH es del orden de 8. El valor más alto de los reportados en el relleno sanitario de Mérida, lo que se explicaría por la reacción con el material de cubierta, formado por compuestos de calcio (8.4).

En lo que respecta a la demanda química de oxígeno (DQO), los lixiviados de Xalapa, Santa Catarina y Prados de la Montaña presentan una carga orgánica elevada con valores de 10532, 16692 y 37000 mg/L. Los lixiviados de esta tesis, los del Bordo Poniente y los de Mérida tienen una carga orgánica, relativamente intermedia, con valores de 4295, 2930 y 5764 mg/L, respectivamente. Así mismo, la demanda bioquímica de oxígeno (DBO<sub>5</sub>) presenta un comportamiento similar. El valor más alto de DBO se presenta en los lixiviados de Prados de la Montaña (13800 mg/L) y los lixiviados que se utilizaron en esta investigación tienen el valor más bajo (220 mg/L),

indicando probablemente la presencia de compuestos tóxicos medidos en la DQO, ya que es el que presenta la relación de biodegradabilidad más baja (0.05).

La relación COT/DQO en el lixiviado de la ciudad de Mérida es de 0.50, lo que indica la presencia de compuestos orgánicos difícilmente oxidables, esta relación es mayor que la de los lixiviados de la ciudad de Morelia, motivo de esta tesis, donde se obtuvo un valor de 0.35. La cantidad de sólidos totales y de sólidos volátiles totales que tiene el lixiviado del relleno sanitario de Mérida es mayor que los valores del lixiviado generado en el tiradero de Morelia en un 41 y 25%, respectivamente.

## 4.2. TRATAMIENTO CON EL PROCESO FOTO-FENTON

### 4.2.1 Experimento 1

Relaciones DQO:H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 1:2.125; Fe(II):H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 1:10 al valor del pH de la muestra de lixiviado.

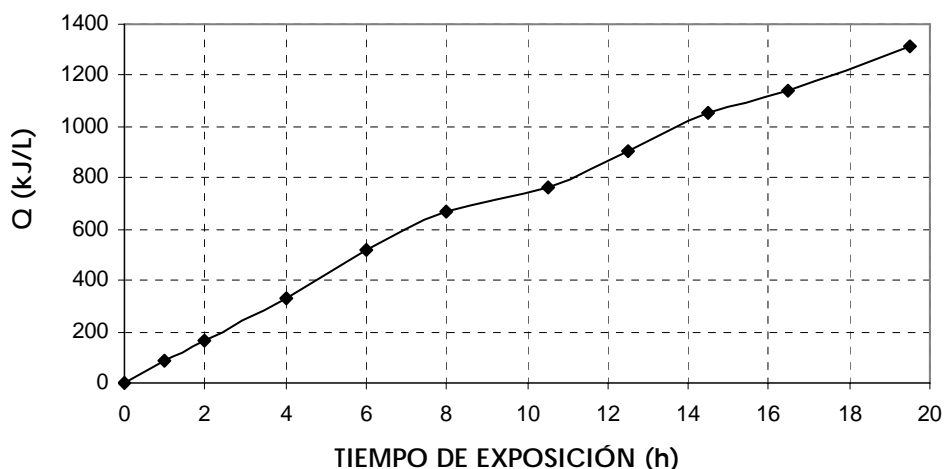
La determinación de la cantidad de peróxido de hidrógeno se obtiene con base en la relación estequiométrica DQO:H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> propuesta por Kim *et al.* (1997) de 1 g de DQO = 2.125 g de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>. La determinación de la cantidad de Fe(II) que se adicionó al experimento se obtuvo en función de la relación molar Fe(II):H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> de 1:10 (2.69 x 10<sup>-2</sup> M Fe(II):0.269 M H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>).

En la Tabla 4.3 se presentan los valores de la radiación. Éstos han sido corregidos por el factor de irradiación de 0.35, ajuste necesario en virtud de que el piranómetro utilizado mide longitudes de onda,  $\lambda$ , de 280 a 2800 nm y, para el caso de energía solar, el proceso foto-Fenton usa longitudes desde 300 a 600 nm, lo que corresponde al 35% de la longitud de onda, tal como se describió en la metodología (Chacón-Castillo, 2003).

**Tabla 4.3.** Energía acumulada Qn (kJ/L), en el experimento 1

MUESTRA	TIEMPO DE EXPOSICIÓN (h)	RADIACIÓN GLOBAL AJUSTADA, G <sub>n</sub> (W/m <sup>2</sup> )	ENERGÍA ACUMULADA, Q <sub>n</sub> (kJ/L)
1	0	0	0
2	1.0	297	88
3	2.0	262	168
4	4.0	261	334
5	6.0	277	515
6	8.0	231	672
7	10.5	99	759
8	12.5	194	901
9	14.5	206	1057
10	16.5	105	1141
11	19.5	141	1315

El tiempo de exposición de los lixiviados a la radiación solar fue de 19.5 horas acumuladas, las cuales se acumularon durante los días de experimentación, que en este caso fueron en un periodo de 4 días, teniendo una energía acumulada al final del experimento de 1315 kJ/L como se muestra en la Figura 4.1.



**Figura 4.1.** Energía acumulada (kJ/L) en el experimento 1, relación Fe(II):H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 1:10 y pH del lixiviado, en un periodo de 19.5 h acumuladas

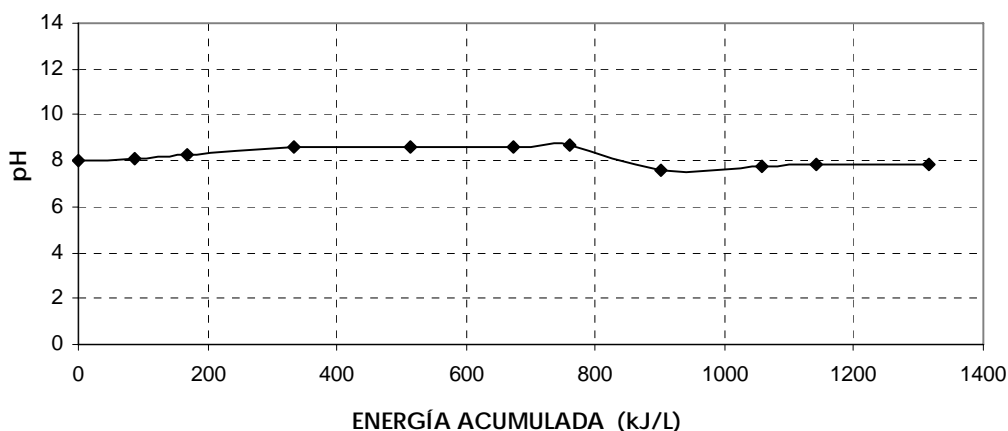
De las muestras que fueron tomadas durante la experimentación (tiempo que los lixiviados estuvieron expuestos a la radiación solar) se obtuvieron los valores de los parámetros de la Tabla 4.4.

**Tabla 4.4.** Parámetros obtenidos en el experimento 1

ENERGÍA ACUMULADA (kJ/L)	pH	DQO TOTAL (mg/L)	SÓLIDOS TOTALES (mg/L)	SÓLIDOS VOLÁTILES TOTALES (mg/L)
0	8.00	4304	7488	2700
88	8.10	3907	10450	3027
168	8.29	3762	10587	3178
334	8.59	3753	11058	3333
515	8.60	3407	10718	3352
672	8.62	3487	10723	3292
759	8.65	3417	10613	3202
901	7.56	3484	10436	3036
1057	7.73	3406	10372	3189
1141	7.81	3467	10189	3092
1315	7.86	3403	9819	2999

El valor del pH con el que se trabajó fue el pH del lixiviado, teniendo un valor inicial de 8. En la Figura 4.2 se observa que se presentaron variaciones en el transcurso de la experimentación manteniéndose en valores de 8 o muy cercanos a éste.

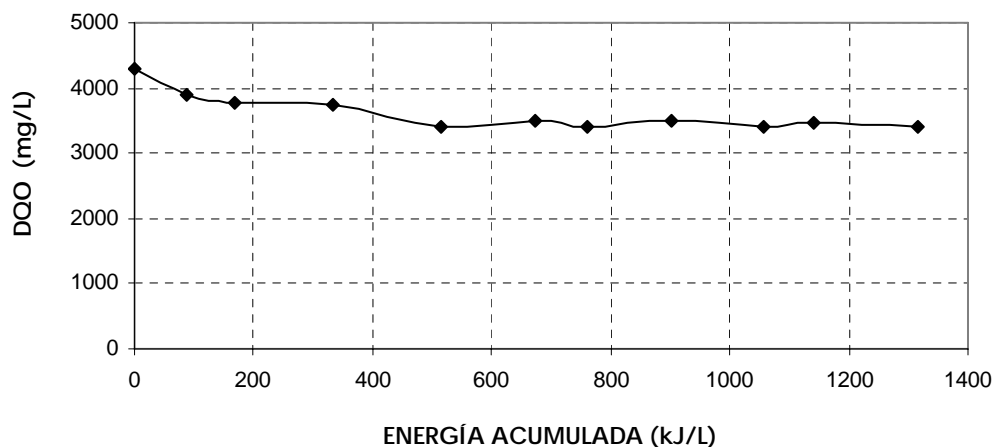




**Figura 4.2.** Valores de pH en el experimento 1, relación Fe(II):H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 1:10 y pH del lixiviado

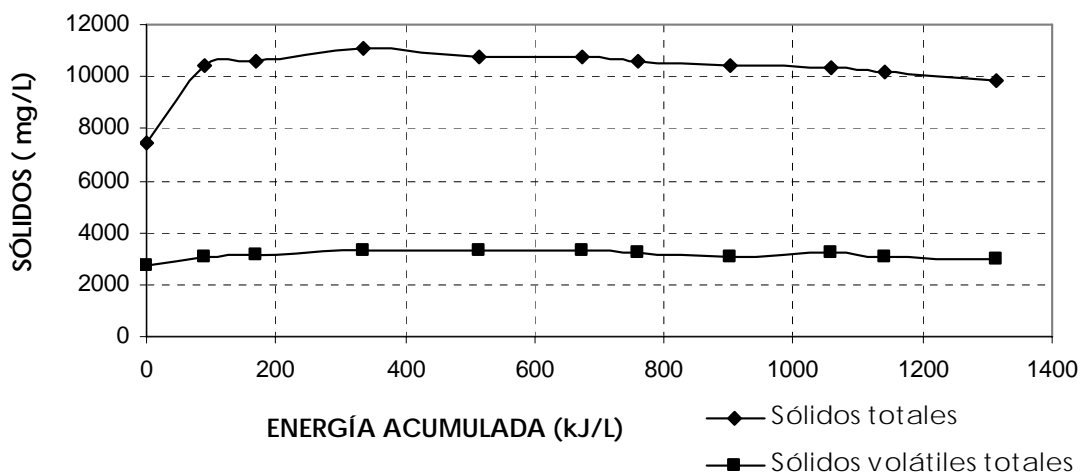
La medición de la materia orgánica se llevó a cabo mediante las pruebas de DQO y SVT obteniéndose los resultados que se muestran en las Figuras 4.3 y 4.4.

En la determinación de la DQO en las muestras que fueron tomadas en el transcurso de la experimentación, se observa que después de estar 6 horas en exposición a la radiación solar se presentó una reducción del 21% que se mantuvo hasta el final de la experimentación.



**Figura 4.3.** Demanda química de oxígeno del experimento 1, relación Fe(II):H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 1:10 y pH del lixiviado

En el experimento 1 los valores de los sólidos totales (ST) y los sólidos volátiles totales (SVT) se incrementaron al adicionar los reactivos, el lixiviado a pH original tiene valores de 7488 mg/L de sólidos totales y 2700 mg/L de sólidos volátiles totales, alcanzando valores de 10450 y 3027 mg/L respectivamente, presentando un incremento del 28 y 11%. Esto se debe a la cantidad de Fe(II) que se está adicionando (7.48 g/L). Los valores que se obtuvieron al final del experimento son mayores que los que se tenían al inicio. La eficiencia de remoción se obtiene con relación a los valores que tiene el lixiviado después adicionar los reactivos, alcanzando solamente una eficiencia del 1%.



**Figura 4.4.** Sólidos totales y sólidos volátiles totales del experimento 1, relación Fe(II):H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 1:10 y pH del lixiviado

En las pruebas utilizadas para la medición de la materia orgánica se obtuvieron eficiencias de remoción del 21% para la demanda química de oxígeno y 1% para sólidos volátiles totales, mostradas en la Tabla 4.5.

**Tabla 4.5.** Eficiencias del experimento 1

	<i>DQO</i>	<i>SVT</i>
% de remoción	21	1

## 4.2.2 Experimento 2

Relaciones DQO:H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 1:2.125; Fe(II):H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 1:25 al valor del pH de la muestra del lixiviado.

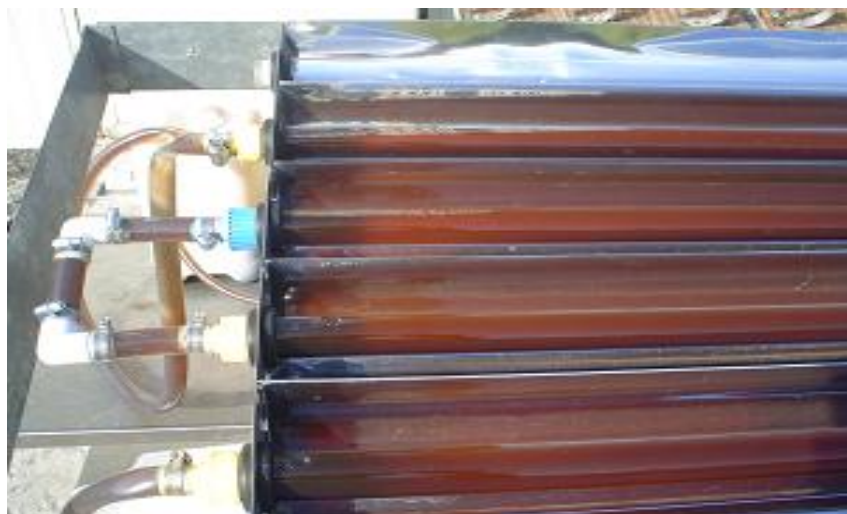
Con base en la relación estequiométrica DQO:H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> de 1 g de DQO = 2.125 g de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> se determinó la cantidad de peróxido de hidrógeno. De la relación molar Fe(II):H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> de 1:25 (1.03 x 10<sup>-2</sup> M Fe(II):0.257 M H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>) se determinó la cantidad de Fe(II) necesaria para llevar a cabo este experimento. Bajo las mismas condiciones el experimento se realizó por triplicado, los valores mostrados son un promedio de los experimentos realizados.

Para hacer los ajustes en las mediciones del piranómetro los valores de la radiación han sido corregidos por el factor de irradiación de 0.35, como se observa en los datos de la Tabla 4.6.

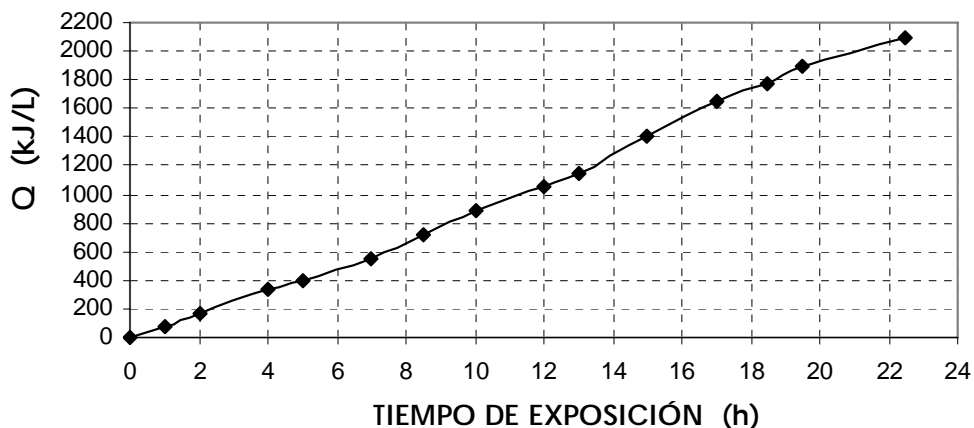
**Tabla 4.6.** Energía acumulada  $Q_n$  (kJ/L), promedio, en el experimento 2

MUESTRA	TIEMPO DE EXPOSICIÓN (h)	RADIACIÓN GLOBAL AJUSTADA, $G_n$ ( $W/m^2$ )	ENERGÍA ACUMULADA, $Q_n$ (kJ/L)
1	0	0	0
2	1.0	269	80
3	2.0	281	166
4	4.0	260	331
5	5.0	218	402
6	7.0	216	548
7	8.5	309	711
8	10.0	315	883
9	12.0	228	1055
10	13.0	224	1144
11	15.0	315	1403
12	17.0	285	1648
13	18.5	190	1776
14	19.5	253	1895
15	22.5	131	2090

En la Figura 4.5 se observan los lixiviados que fueron expuestos a la radiación solar por un tiempo de 22.5 horas, en un periodo de 4 días, en los cuales se tuvo una energía acumulada final de 2090 kJ/L como se muestra en la Figura 4.5.



**Figura 4.5.** Lixiviados expuestos a la radiación solar durante el experimento 2



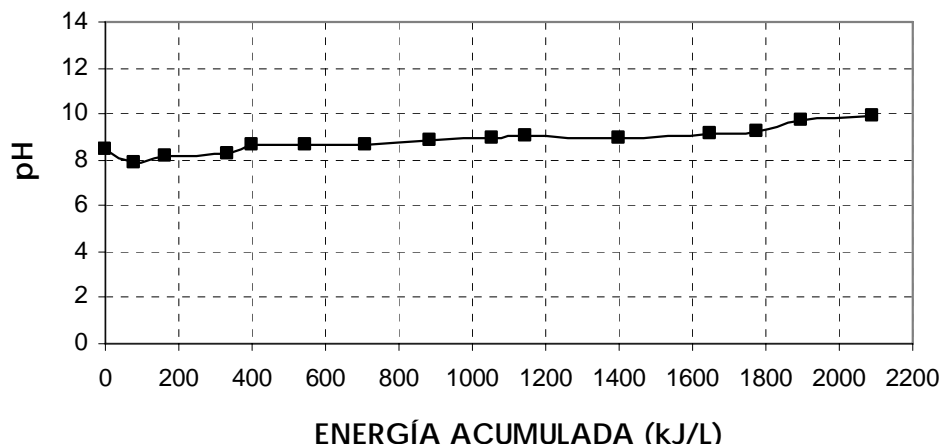
**Figura 4.6.** Energía acumulada (kJ/L) del experimento 2, relación Fe(II):H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 1:25 y pH del lixiviado

De las muestras que fueron tomadas durante las 22.5 horas acumuladas que los lixiviados estuvieron expuestos a la radiación solar, se obtuvieron los valores de los parámetros mostrados en la Tabla 4.7.

**Tabla 4.7.** Parámetros del experimento 2

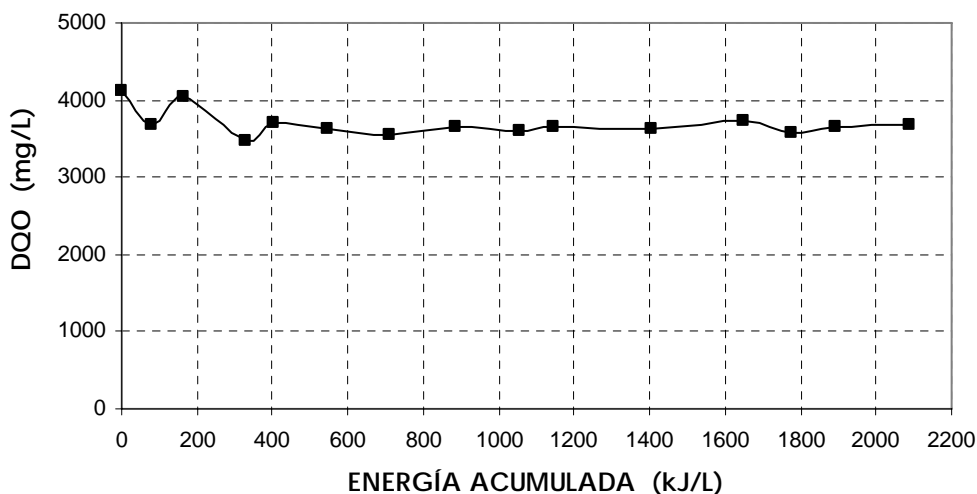
ENERGÍA ACUMULADA (kJ/L)	pH	DQO TOTAL (mg/L)	SÓLIDOS TOTALES (mg/L)	SÓLIDOS VOLÁTILES TOTALES (mg/L)
0	8.51	4115	7494	2674
80	7.84	3670	8155	2600
166	8.18	4033	8201	2549
331	8.27	3478	8173	2533
402	8.68	3705	8026	2495
548	8.67	3632	8007	2461
711	8.64	3558	8355	2456
883	8.88	3659	8394	2473
1055	8.96	3589	8103	2384
1144	9.02	3653	8107	2343
1403	8.94	3631	8516	2496
1648	9.13	3742	8604	2555
1776	9.26	3565	8630	2528
1895	9.73	3644	8893	2590
2090	9.93	3690	8442	2284

El valor inicial del pH fue de 8.51, el cual presentó una ligera disminución en el transcurso de las primeras 4 horas de exposición, posteriormente se presenta un incremento teniendo un valor de pH 9.93 al final del experimento como se muestra en la Figura 4.7.



**Figura 4.7.** Valores de pH en el experimento 2, relación Fe(II):H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 1:25 y pH del lixiviado

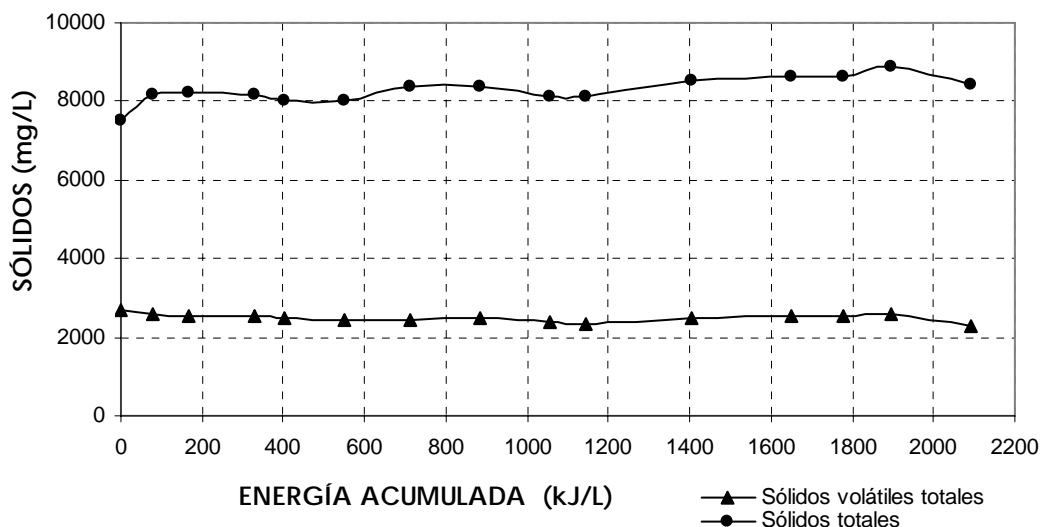
La medición de la materia orgánica se llevó a cabo mediante las pruebas de demanda química de oxígeno y sólidos volátiles totales. En la Figura 4.8 se observa que la eficiencia total de remoción de DQO en este experimento fue del 10% respecto a la muestra que se tomó después de haber agregado los reactivos.



**Figura 4.8.** Demanda química de oxígeno en el experimento 2, relación Fe(II):H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 1:25 y pH del lixiviado

Como se puede observar en la Figura 4.9 los sólidos volátiles totales llegan a una eficiencia de remoción del 15% al final de la experimentación.

En el experimento 2, los sólidos totales se incrementan poco al adicionar los reactivos (8%), y los sólidos volátiles totales no presentan ningún incremento. Al agregar 2.88 g/L de sulfato ferroso heptahidratado se alcanza una eficiencia de remoción de sólidos volátiles totales (SVT) del 15%, en este caso los valores al final de la experimentación son menores que los del lixiviado crudo. En lo que respecta a los sólidos totales (ST), estos se mantienen dentro de los valores que se obtuvieron al adicionar los reactivos.



**Figura 4.9.** Sólidos totales y sólidos volátiles totales en el experimento 2, relación Fe(II):H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 1:25 y pH del lixiviado

Las eficiencias de remoción de la materia orgánica en este experimento son del 10% para la demanda química de oxígeno y 15% para sólidos volátiles totales, como se observa en la Tabla 4.8.

**Tabla 4.8.** Eficiencias del experimento 2

	<i>DQO</i>	<i>SVT</i>
<b>% de remoción</b>	10	15

### 4.2.3 Experimento 3

Relaciones DQO:H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 1:2.125; Fe(II):H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 1:40 al valor del pH de la muestra del lixiviado.

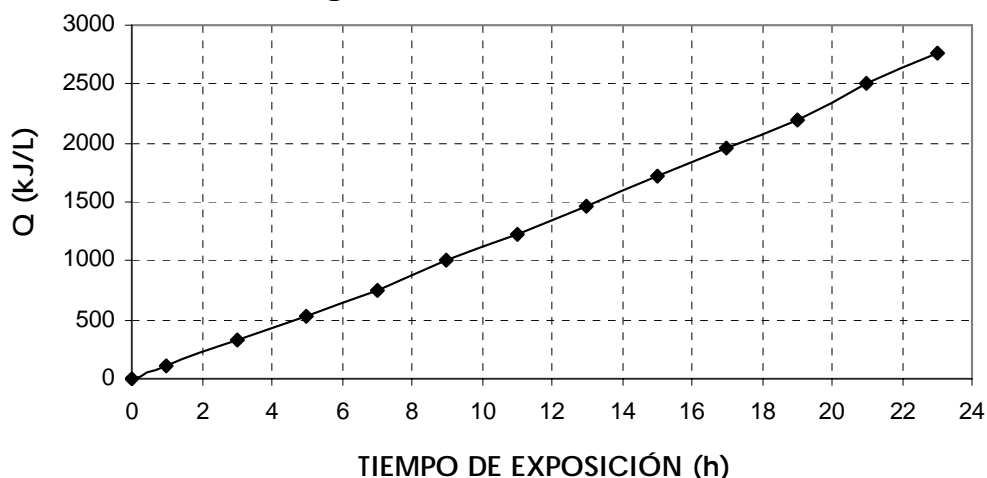
En lo que respecta a la determinación de peróxido, se mantienen las condiciones de los experimentos anteriores, relación DQO:H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> de 1 g de DQO = 2.125 g de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>. En este caso, la relación molar Fe(II):H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> fue de 1:40 (6.49 x 10<sup>-3</sup> M Fe(II):0.260 M H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>).

Los valores de la radiación presentados en la Tabla 4.9, han sido corregidos por el factor de irradiación de 0.35 empleado para hacer los ajustes en las mediciones del piranómetro.

**Tabla 4.9.** Energía acumulada  $Q_n$  (kJ/L), del experimento 3

MUESTRA	TIEMPO DE EXPOSICIÓN (h)	RADIACIÓN GLOBAL AJUSTADA, $G_n$ ( $W/m^2$ )	ENERGÍA ACUMULADA, $Q_n$ (kJ/L)
1	0	0	0
2	1	352	105
3	3	376	335
4	5	317	536
5	7	330	752
6	9	374	1005
7	11	311	1224
8	13	320	1457
9	15	358	1728
10	17	283	1952
11	19	305	2203
12	21	344	2498
13	23	284	2754

Como se observa en la Figura 4.10, la energía acumulada al final de la experimentación fue de 2754 kJ/L. Esto se logró con un tiempo de exposición a la radiación solar de 23 horas acumuladas, en un periodo de 4 días.



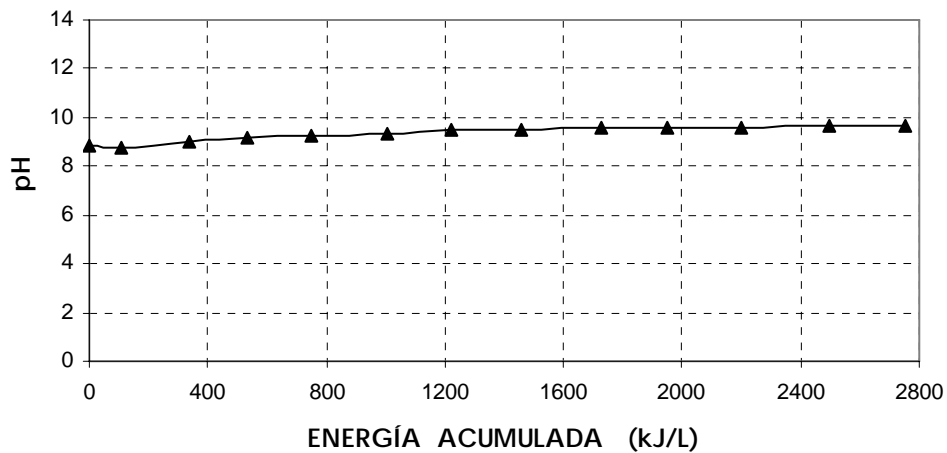
**Figura 4.10.** Energía acumulada (kJ/L) en el experimento 3, relación  $Fe(II):H_2O_2$  1:40 y pH del lixiviado

Los valores de los parámetros mostrados en la Tabla 4.10 se obtuvieron de las muestras que fueron tomadas en durante el periodo de experimentación.

**Tabla 4.10.** Parámetros del experimento 3

ENERGÍA ACUMULADA (kJ/L)	pH	DQO TOTAL (mg/L)	SÓLIDOS TOTALES (mg/L)	SÓLIDOS VOLÁTILES TOTALES (mg/L)
0	8.84	4155	7289	2557
105	8.80	3784	7927	2706
335	9.03	3355	8140	2751
536	9.18	3738	8807	3053
752	9.22	3744	8513	2927
1005	9.33	3981	8557	2984
1224	9.47	3819	8262	2594
1457	9.49	3743	8602	2864
1728	9.55	3665	8648	2863
1952	9.61	3216	8507	2788
2203	9.61	3441	8543	2861
2498	9.63	3356	8687	2863
2754	9.64	3152	8436	2889

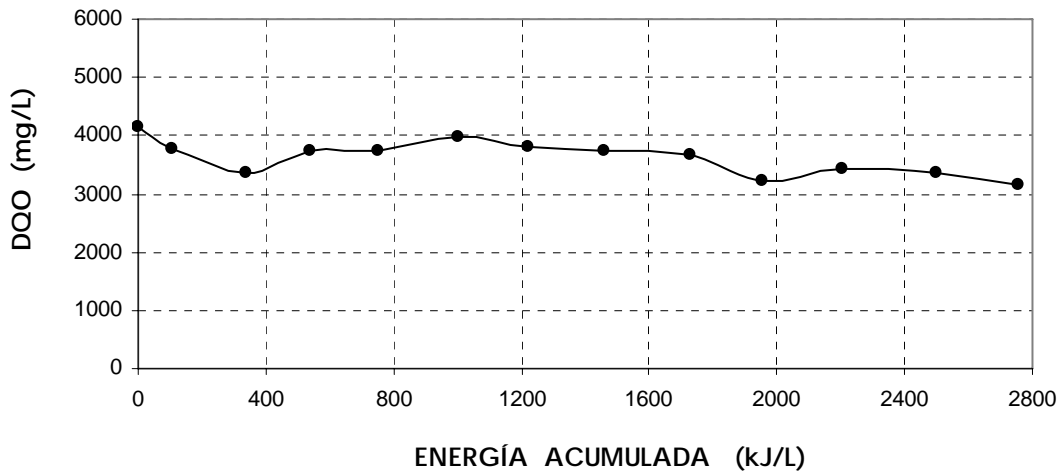
Como se muestra en la Figura 4.11, en este experimento se trabajó con el pH del lixiviado, partiendo de un valor inicial de 8.84. En el transcurso de la experimentación se presentaron variaciones incrementándose hasta un valor de 9.64.



**Figura 4.11.** Valores de pH del experimento 3, relación Fe(II):H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 1:40 y pH del lixiviado

La máxima reducción de demanda química de oxígeno (DQO) fue del 24% después de 11 horas (acumuladas) en exposición a la radiación solar, como se puede observar en la Figura 4.12.

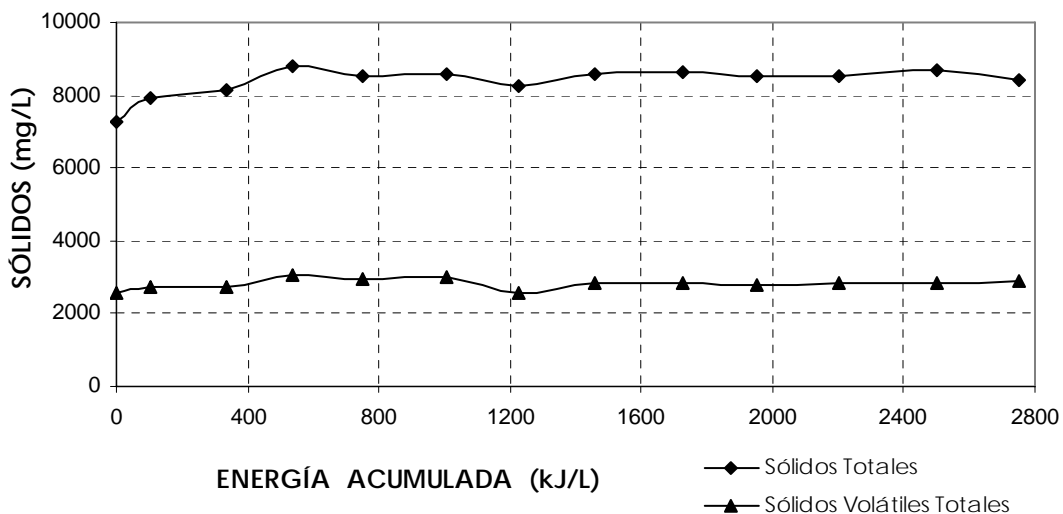




**Figura 4.12.** Demanda química de oxígeno del experimento 3, relación Fe(II):H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 1:40 y pH del lixiviado

Como se observa en la Figura 4.13, al adicionar los reactivos en el experimento 3 es poco el incremento que se presenta en los sólidos totales, un 8% y en los sólidos volátiles totales un 6%, en este caso la cantidad de sulfato ferroso heptahidratado que se agregó fue menor (1.81 g/L) que en los experimentos anteriores. Una vez que se inicia la fotocatalisis ambos se incrementan ligeramente (6%) y se mantienen hasta el final de la experimentación.

Bajo estas condiciones, adicionando 8.74 g de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/L y 1.81 g de Fe(II)/L, no hay degradación en los sólidos volátiles totales (SVT).



**Figura 4.13.** Sólidos totales y sólidos volátiles totales en el experimento 3, relación Fe(II):H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 1:40 y pH del lixiviado

En la Tabla 4.12 se presentan las eficiencias de remoción de la materia orgánica, del 24% en demanda química de oxígeno y 0% en sólidos volátiles totales

**Tabla 4.11.** Eficiencias del experimento 3

	<b>DQO</b>	<b>SVT</b>
<b>% de remoción</b>	24	0

- En el primer experimento donde la relación molar Fe(II):H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> fue de 1:10, se agregaron 9.15 g de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/L y 7.48 g de FeSO<sub>4</sub>.7H<sub>2</sub>O/L. Con estas condiciones se obtuvo una máxima remoción de la demanda química de oxígeno (DQO) del 21%. Esto se logró a las 6 horas de exposición a la radiación solar, pero después de este periodo la eficiencia de remoción de DQO se mantuvo constante durante el resto de la experimentación. En lo que respecta a los sólidos volátiles totales (SVT), fue muy bajo el porcentaje de remoción final, siendo éste del 1%, con una energía acumulada de 1315 kJ/L.
- En el segundo experimento se adicionaron 8.74 g de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/L y 2.88 g de FeSO<sub>4</sub>.7H<sub>2</sub>O /L, con base en la relación molar Fe(II):H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> de 1:25, y con una energía acumulada de 2090 kJ/L se alcanzaron remociones en la demanda química de oxígeno y sólidos volátiles totales del 10 y 15 % respectivamente.
- En el tercer experimento se alcanzó una mayor remoción de la demanda química de oxígeno respecto a los experimentos anteriores. Con una energía acumulada de 2754 kJ/L, relación molar Fe(II):H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> de 1:40, con la adición de 8.83 g de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/L y 1.81 g de FeSO<sub>4</sub>.7H<sub>2</sub>O/L se obtuvo una eficiencia del 24%. En lo que respecta a los sólidos volátiles totales se presentó un incremento de los valores durante la experimentación, por lo que no se alcanzó ninguna remoción de los mismos.

En la Tabla 4.12 se presenta un resumen de los resultados de los experimentos descritos anteriormente.

**Tabla 4.12.** Resumen de resultados al pH del lixiviado y diferentes relaciones de Fe(II):H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>

EXP.	Relaciones		pH	% de Remoción	
	DQO:H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	Fe(II):H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>		DQO	SVT
1	1:2.125	1:10	del lixiviado (8.00)	21	1
2	1:2.125	1:25	del lixiviado (8.51)	10	15
3	1:2.125	1:40	del lixiviado (8.84)	24	0

En gravimetría el coeficiente de variación que se tiene en la medición de sólidos volátiles totales es del 6% (Standard Methods, 1992). En el reactor se tiene una mezcla poco homogénea, debido al manejo de volúmenes grandes. A pesar de que los lixiviados están en recirculación durante toda la experimentación se pueden formar zonas muertas en el reactor por el cambio de diámetro entre los tubos y las conexiones. Esto explicaría las diferencias durante la medición. Por ello es que, los resultados de remoción menores al 10% no se consideran significativos.

Con base en el análisis anterior, la relación molar que mejores resultados presentó con respecto a SVT fue Fe(II):H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> de 1:25, por lo que los experimentos sucesivos se llevaron a cabo con esta relación, modificándose el pH para medir la influencia de éste en el proceso.

Kim *et al.* (1997) reporta algunas eficiencias de remoción medidas como demanda química de oxígeno (DQO) para diferentes cantidades de hierro que fueron adicionadas a lixiviados en el proceso foto-Fenton. Para  $0.6 \times 10^{-3}$  M Fe(II)/L la remoción fue del 57%, para  $1.2 \times 10^{-3}$  M Fe(II)/L del 70%, con  $1.8 \times 10^{-3}$  M Fe(II)/L del 70% y para  $2.3 \times 10^{-3}$  M Fe(II)/L fue del 70%. Las condiciones de experimentación fueron pH 3, DQO inicial de 1150 mg/L y una relación DQO:H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> de 1:1 (1 g de DQO = 2.125 g H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>).

#### 4.2.4 Experimento 4

Relaciones DQO:H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 1:2.125; Fe(II):H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 1:25 a pH de 3.

En este experimento se trabajó a un valor de pH de 3. Esto se logró con la adición de una solución de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 4N antes de la oxidación. Al igual que en los primeros experimentos la determinación del peróxido se obtuvo en función de la relación estequiométrica propuesta por Kim *et al.* (1997) de DQO:H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> de 1 g de DQO = 2.125 g de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>. Se mantuvo la relación molar de Fe(II):H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> de 1:25 ( $1.03 \times 10^{-2}$  M Fe(II):0.258 M H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>) empleada en el experimento 2.

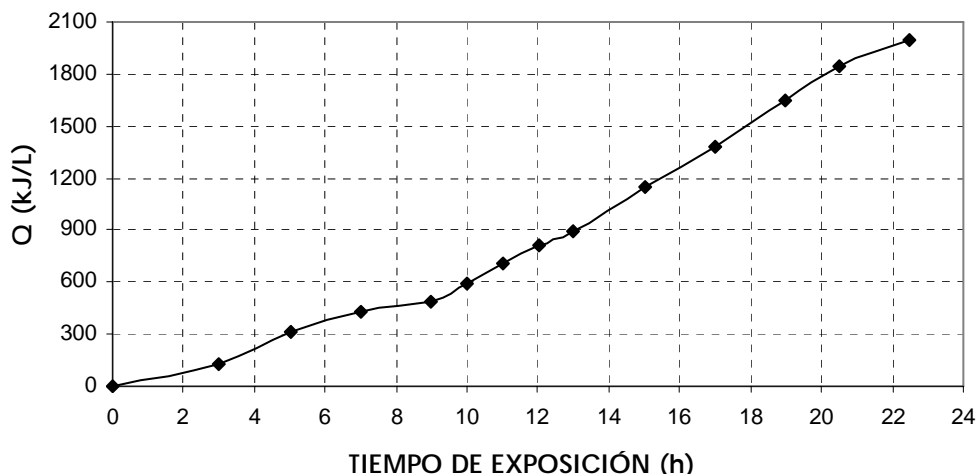
Los valores de la radiación presentados en la Tabla 4.13, han sido corregidos por el factor de irradiación de 0.35 empleado para hacer los ajustes en las mediciones del piranómetro.

**Tabla 4.13.** Energía acumulada Q<sub>n</sub> (kJ/L), del experimento 4

MUESTRA	TIEMPO DE EXPOSICIÓN (h)	RADIACIÓN GLOBAL AJUSTADA, G <sub>n</sub> (W/m <sup>2</sup> )	ENERGÍA ACUMULADA, Q <sub>n</sub> (kJ/L)
1	0	0	0
2	0	0	0
3	3.0	143	128
4	5.0	296	309
5	7.0	198	434
6	9.0	76	485
7	10.0	313	590
8	11.0	318	702
9	12.0	288	807
10	13.0	228	893
11	15.0	327	1151
12	17.0	285	1386
13	19.0	307	1650
14	20.5	288	1844
15	22,5	158	1993

La muestra 1 se tomó antes de cambiar el valor del pH. La muestra 2 fue tomada a un valor de pH de 3 antes de haberse adicionado los reactivos.

En este caso, los lixiviados tuvieron un tiempo de exposición de 22.5 horas acumuladas en un periodo de 5 días, teniendo una energía acumulada final de 1993 kJ/L como se muestra en la Figura 4.14.



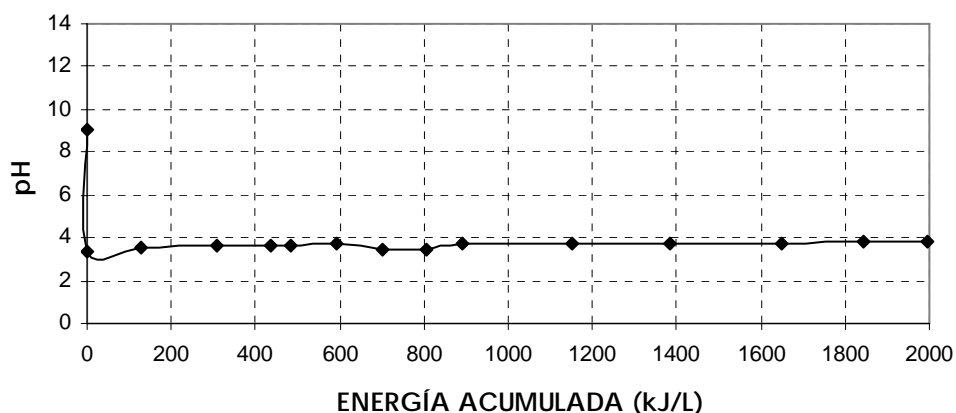
**Figura 4.14.** Energía acumulada (kJ/L) del experimento 4, relación Fe(II):H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 1:25 y pH de 3

De las muestras que fueron tomadas en el periodo de 22.5 horas acumuladas de experimentación, se obtuvieron los valores de los parámetros mostrados en la Tabla 4.14.

**Tabla 4.14.** Parámetros del experimento 4

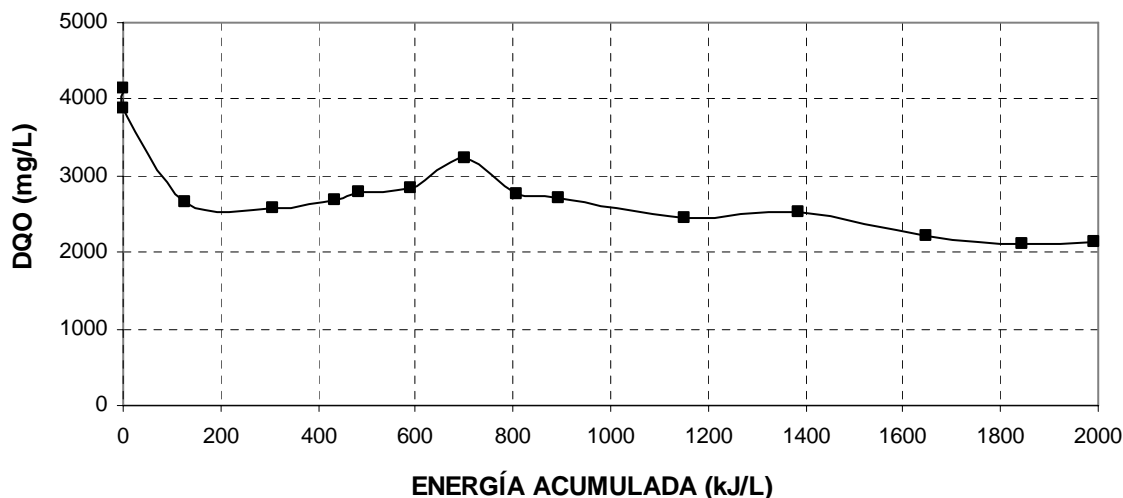
ENERGÍA ACUMULADA (kJ/L)	pH	DQO TOTAL (mg/L)	SÓLIDOS TOTALES (mg/L)	SÓLIDOS VOLÁTILES TOTALES (mg/L)
0	9.10	4128	7324	2620
0	3.33	3884	13487	5706
128	3.53	2665	12354	4607
309	3.64	2568	11990	3950
434	3.68	2691	11956	3956
485	3.68	2781	11720	3768
590	3.71	2843	11976	4061
702	3.42	3230	11932	4010
807	3.49	2753	11593	3968
893	3.71	2717	11676	3842
1151	3.75	2448	11831	4022
1386	3.73	2521	11760	3905
1650	3.76	2205	11948	4011
1844	3.79	2110	12210	4199
1993	3.82	2136	11831	3847

El valor del pH del lixiviado fue de 9.10, el cual se bajó a pH 3 adicionando una solución de ácido sulfúrico 4N antes de iniciar con la radiación. Durante la experimentación el pH se mantuvo dentro del intervalo de 3, teniendo pequeñas variaciones en las diferentes muestras tomadas como se observa en la Figura 4.15.



**Figura 4.15.** Valores de pH de las muestras tomadas en el experimento 4, relación Fe(II):H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 1:25 y pH de 3

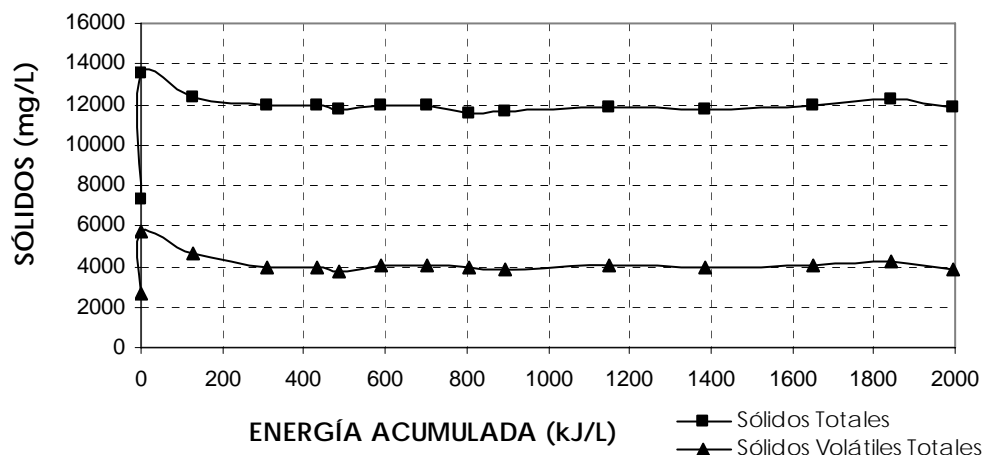
Se pudo observar que al cambiar el pH de los lixiviados se disminuyó el valor de la DQO en un 6%. En la Figura 4.16 se observa que se alcanzó una remoción del 48% al final del experimento.



**Figura 4.16.** Demanda química de oxígeno en el experimento 4, relación Fe(II):H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 1:25 y pH de 3

Como se muestra en la Figura 4.17, en el experimento 4 se observó que al adicionar ácido sulfúrico al lixiviado crudo se incrementaron los sólidos totales un 46% y los sólidos volátiles totales un 54%. Partiendo de valores iniciales en sólidos totales de 7324 mg/L y de 2620 mg/L de sólidos volátiles totales, se alcanzaron valores a pH=3 de 13487 y 5706 mg/L, respectivamente. En este caso, después del cambio del pH, no se presentaron incrementos en los sólidos al adicionar los reactivos, como se observó en

el experimento 2. Los valores finales de sólidos totales y sólidos volátiles totales fueron mayores que los que tenía el lixiviado crudo. A partir de los valores a pH 3 se presentan reducciones del 12% en sólidos totales y del 33% en sólidos volátiles totales al final del experimento.



**Figura 4.17.** Sólidos totales y sólidos volátiles totales del experimento 4, relación Fe(II):H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 1:25 y pH de 3

En las pruebas utilizadas para la medición de la materia orgánica se obtuvieron eficiencias de remoción del 48% en demanda química de oxígeno y del 33% en sólidos volátiles totales, tal como se muestra en la Tabla 4.15.

**Tabla 4.15.** Eficiencias del experimento 4

	<i>DQO</i>	<i>SVT</i>
<b>% de remoción</b>	48	33

### 4.2.5 Experimento 5

Relaciones DQO:H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 1:2.125; Fe(II):H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 1:25 a pH de 5.

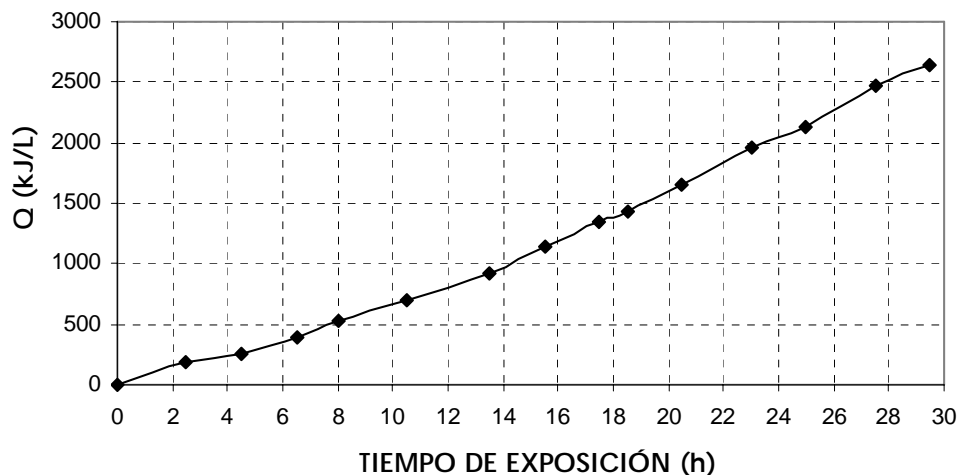
Antes de iniciar con la oxidación, el valor del pH se bajó a 5, adicionando una solución de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 4N. Al igual que en los experimentos anteriores la dosis de peróxido se obtuvo en función de la relación DQO:H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, 1 g de DQO = 2.125 g de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>. Se mantiene la relación molar de Fe(II):H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> de 1:25 (1.56x10<sup>-2</sup> M Fe(II):0.264 M H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>).

En la Tabla 4.16 se presentan los valores de la radiación acumulada durante la experimentación, los cuales han sido corregidos por el factor de irradiación de 0.35 empleado para hacer los ajustes en las mediciones del piranómetro.

**Tabla 4.16.** Energía acumulada  $Q_n$  (kJ/L), en el experimento 5

MUESTRA	TIEMPO DE EXPOSICIÓN (h)	RADIACIÓN GLOBAL AJUSTADA, $G_n$ ( $W/m^2$ )	ENERGÍA ACUMULADA, $Q_n$ (kJ/L)
1	0	0	0
2	2.5	246	182
3	4.5	127	260
4	6.5	214	395
5	8.0	273	530
6	10.5	206	704
7	13.5	202	917
8	15.5	310	1143
9	17.5	276	1351
10	18.5	184	1424
11	20.5	271	1647
12	23.0	292	1960
13	25.0	190	2132
14	27.5	285	2468
15	29.5	183	2651

Los lixiviados estuvieron expuestos a la radiación solar por un periodo de 29.5 horas, esto se logró durante 6 días en los cuales la energía acumulada final fue de 2651 kJ/L como se muestra en la Figura 4.18.



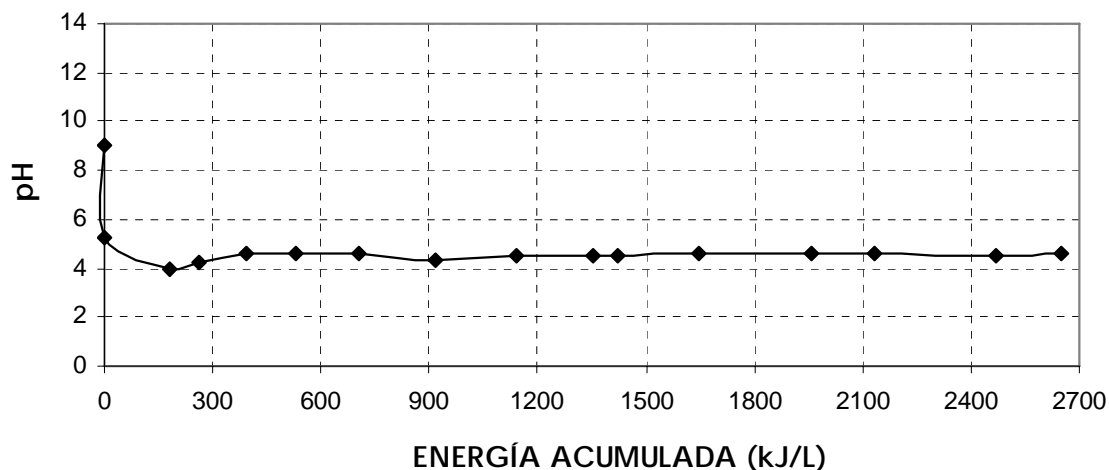
**Figura 4.18.** Energía acumulada (kJ/L) en el experimento 5, relación  $Fe(II):H_2O_2$  1:25 y pH de 5

Los valores de los parámetros mostrados en la Tabla 4.17 se obtuvieron de las muestras que fueron tomadas durante la experimentación.

**Tabla 4.17.** Parámetros del experimento 5

ENERGÍA ACUMULADA (kJ/L)	pH	DQO TOTAL (mg/L)	SÓLIDOS TOTALES (mg/L)	SÓLIDOS VOLÁTILES TOTALES (mg/L)
0	9.00	4223	7457	2597
0	5.23	3779	10229	3792
182	3.96	2355	10961	3431
260	4.22	2586	11251	3770
395	4.59	2414	10991	3420
530	4.64	2300	11129	3483
704	4.65	2029	11559	3916
917	4.33	1974	11082	3452
1143	4.47	2184	11048	3366
1351	4.52	2006	11180	3383
1424	4.55	2360	11464	3658
1647	5.59	2576	11376	3471
1960	4.61	2461	11239	3424
2132	4.63	2213	11458	3549
2468	4.54	2123	11668	3871
2651	4.59	2073	11322	3492

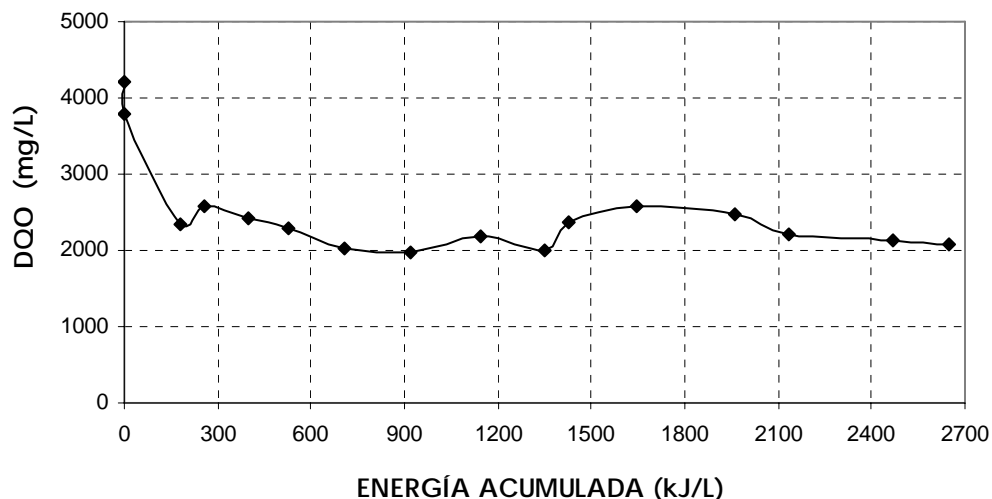
En este experimento el valor del pH del lixiviado fue de 9.00, el cual se bajó a 5 adicionando una solución de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> antes de iniciar la radiación solar. En la Figura 4.19 se observa que durante la experimentación el pH disminuyó a valores de 4 presentando algunas variaciones.



**Figura 4.19.** Valores de pH del experimento 5, relación Fe(II):H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 1:25 y pH de 5

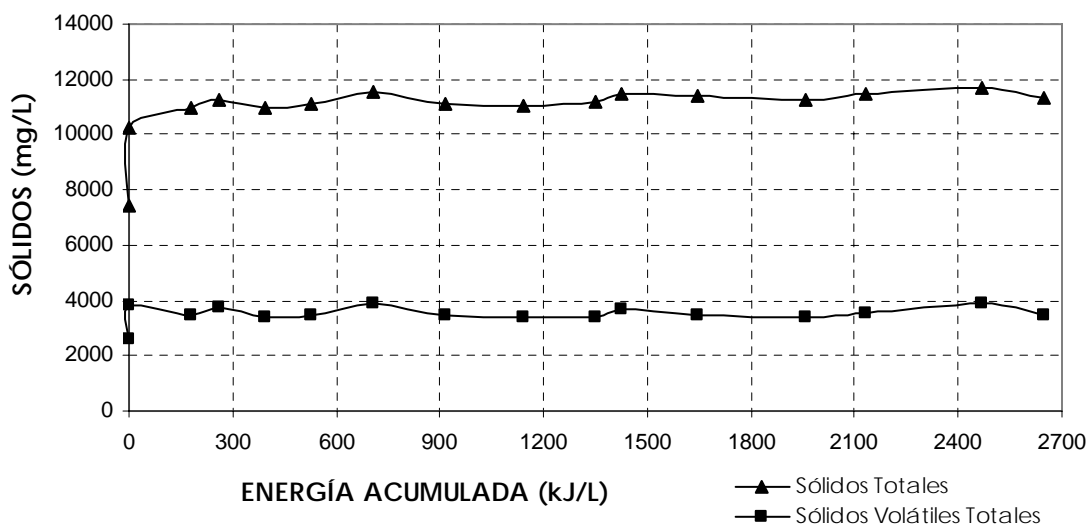
Al bajar el pH del lixiviado se reduce el valor de la demanda química de oxígeno como se muestra en la Figura 4.20. A partir de este valor la reducción final fue del 51%, después de un periodo de 29.5 horas en exposición a la radiación solar acumuladas.





**Figura 4.20.** Demanda química de oxígeno del experimento 5, relación Fe(II):H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 1:25 y pH de 5

En la Figura 4.21 se puede observar que al adicionar el ácido sulfúrico para cambiar el pH del lixiviado, los sólidos totales se incrementan en 27% y los sólidos volátiles totales en 32%. Los cuales tenían valores iniciales de 7457 mg/L en sólidos totales y de 2597 mg/L en sólidos volátiles totales y alcanzan valores a pH 5 de 10229 y 3792 mg/L respectivamente. Al adicionar los reactivos se presenta un incremento del 7% en los sólidos totales manteniéndose estos valores hasta el final de la experimentación. La máxima reducción que se tiene en los sólidos volátiles totales es del 8%.



**Figura 4.21.** Sólidos totales y sólidos volátiles totales en el experimento 5, relación Fe(II):H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 1:25 y pH de 5

En las pruebas utilizadas para la medición de la materia orgánica se tienen eficiencias de remoción de la demanda química de oxígeno de 51% y sólidos volátiles totales de 8% como se muestra en la Tabla 4.18.

**Tabla 4.18.** Eficiencias del experimento 5

	<b>DQO</b>	<b>SVT</b>
<b>% de remoción</b>	51	8

En ambos casos, al cambiar el pH de los lixiviados se reduce el valor inicial de la demanda química de oxígeno. A pesar de que el porcentaje de remoción entre los dos valores de pH no es significativo, la eficiencia en la demanda química de oxígeno a pH 5, en la cual se adicionaron 2.87 g de  $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$  /L y 8.77 g de  $\text{H}_2\text{O}_2$ /L, es mayor que a pH 3, con 2.93 g de  $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$  /L y 8.97 g de  $\text{H}_2\text{O}_2$ /L. Por otro lado, en los sólidos volátiles totales se tiene diferencias considerables en los porcentajes de remoción, presentándose valores muy bajas a pH 5.

En la Tabla 4.19 se presenta un resumen de los resultados de los experimentos descritos anteriormente.

**Tabla 4.19.** Resumen de resultados relación  $\text{Fe(II)}:\text{H}_2\text{O}_2$  de 1:25 a diferentes valores de pH

EXP.	Relaciones		pH	% de Remoción	
	DQO: $\text{H}_2\text{O}_2$	Fe(II): $\text{H}_2\text{O}_2$		DQO	SVT
2	1:2.125	1:25	del lixiviado (8.51)	10	15
4	1:2.125	1:25	3	48	33
5	1:2.125	1:25	5	51	8

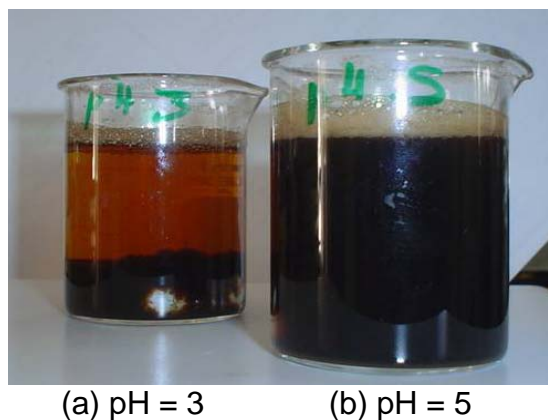
Kim *et al.* (1997) reportan algunas eficiencias de remoción en demanda química de oxígeno a pH del lixiviado (pH=8.2) de 20%, a pH=5 de 30%, y a pH=3 de 70%, con valores de DQO inicial de 1150 mg/L y  $1.2 \times 10^{-3}$  M Fe(II)/L.

Con base en los experimentos previos, se observó que al cambiar el pH también se tenía un cambio en la demanda química de oxígeno. Para ratificar lo anterior se realizó un pretratamiento al lixiviado, el cual consistió en cambiar el valor del pH original a valores de 7, 5 y 3, y dejando sedimentar los contaminantes que precipitaron. Las muestras se tomaron del sobrenadante y se determinó la variación de DQO a los diferentes valores de pH. Los resultados obtenidos se muestran en la Tabla 4.20, en la cual se observa que la mayor reducción de la demanda química de oxígeno se obtuvo a un pH de 3.

**Tabla 4.20.** Reducción de DQO a diferentes valores de pH

pH	DQO total (mg/L)	REDUCCIÓN, %
del lixiviado (8.44)	4065	---
7	3722	8
5	3259	20
3	3193	21

En la Figura 4.22 se observa que al cambiar el pH del lixiviado se formaron precipitados, sobre todo en el vaso (a) donde el valor del pH fue 3, respecto al vaso (b) pH de 5.



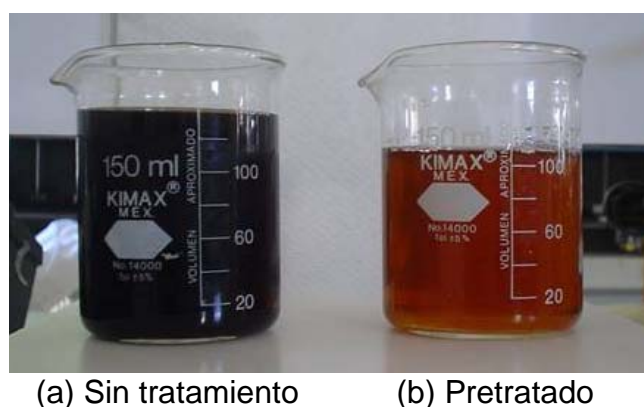
**Figura 4.22.** Formación de precipitados en los lixiviados a pH 3

#### 4.2.6 Experimento 6

Relaciones DQO:H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 1:2.125; Fe(II):H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 1:25 a pH de 3 (con un pretratamiento).

En los experimentos previos se observó que, al bajar el pH a valores ácidos, se formaron precipitados, por lo que el experimento 6 se inició con un pretratamiento. Éste consistió en bajar el pH del lixiviado a 3, se dejaron sedimentar los contaminantes que precipitaron por un periodo de 2 horas. Posteriormente, se tomó el sobrenadante para utilizarlo en la experimentación con el proceso foto-Fenton.

En la Figura 4.23 el vaso del lado izquierdo (a), contiene el lixiviado crudo y el de la derecha, vaso (b), el sobrenadante tomado después de haber realizado el pretratamiento al lixiviado.



**Figura 4.23.** Lixiviados antes y después del pretratamiento

La cantidad de peróxido se determinó con base en la relación DQO:H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, 1 g de DQO = 2.125 g de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> propuesta por Kim *et al.* (1997). La cantidad de Fe(II) se obtuvo de la

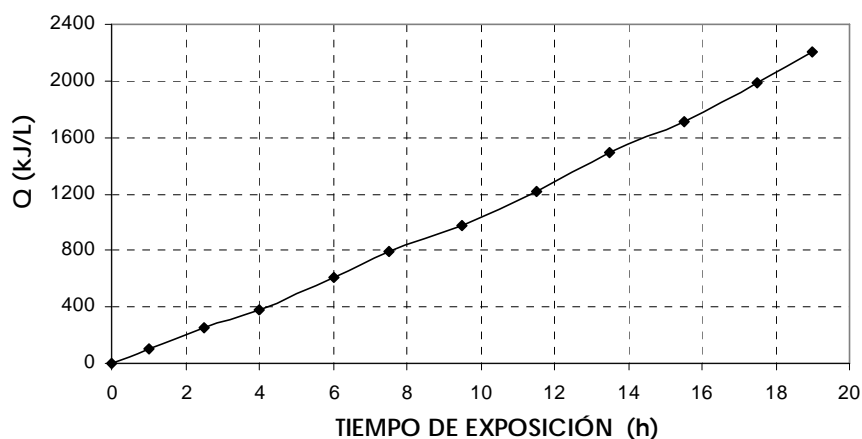
relación molar Fe(II):H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> de 1:25 (6.76x10<sup>-3</sup> M Fe(II):0.169 M H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>). Se adicionaron al lixiviado 5.74 g de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/L y 1.88 g de FeSO<sub>4</sub>.7H<sub>2</sub>O/L. Los valores mostrados son un promedio de los experimentos que se realizaron por triplicado bajo las mismas condiciones.

En la Tabla 4.21 se presentan los valores de la radiación. Éstos han sido corregidos por el factor de irradiación de 0.35, ajuste necesario debido a que el piranómetro utilizado mide longitudes de onda de 280 a 2800 nm y el proceso foto-Fenton usa longitudes desde 300 a 600 nm para el caso de energía solar, lo que corresponde al 35% de la longitud de onda.

**Tabla 4.21.** Energía acumulada Qn (kJ/L), promedio del experimento 6

MUESTRA	TIEMPO DE EXPOSICIÓN (h)	RADIACIÓN GLOBAL AJUSTADA, G <sub>n</sub> (W/m <sup>2</sup> )	ENERGÍA ACUMULADA, Q <sub>n</sub> (kJ/L)
1	0.0	0	0
2	1.0	351	104
3	3.0	335	258
4	4.5	249	376
5	6.5	348	604
6	8.0	362	788
7	10.0	261	972
8	12.0	340	1219
9	13.5	355	1488
10	15.5	284	1713
11	17.5	335	1988
12	19.0	362	2202

Como se observa en la Figura 4.24, la energía acumulada al final de la experimentación fue de 2202 kJ/L. Esto se logró con un tiempo de exposición a la radiación solar de 19 horas acumuladas, en un periodo de 4 días.



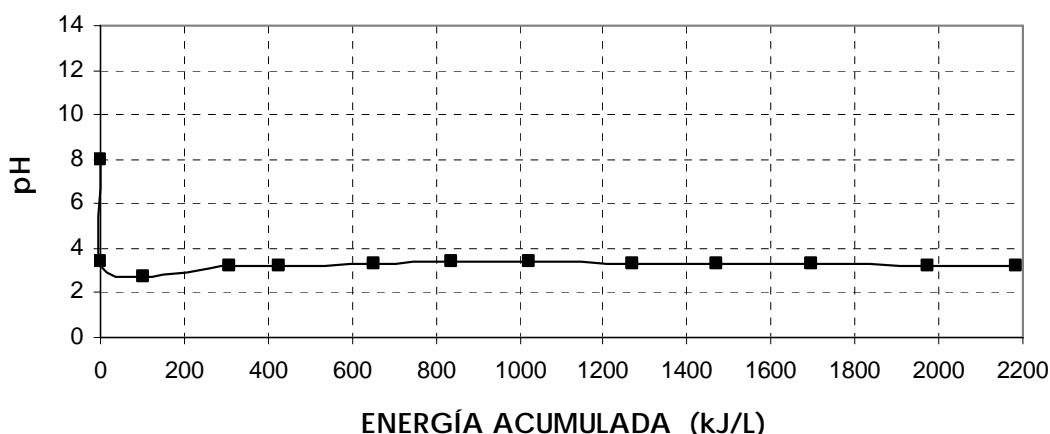
**Figura 4.24.** Energía acumulada (kJ/L), en el experimento 6, relación Fe(II):H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 1:25 y pH de 3 (pretratamiento)

Los valores de los parámetros mostrados en la Tabla 4.22, se obtuvieron de las muestras que fueron tomadas durante la experimentación.

**Tabla 4.22.** Parámetros del experimento 6

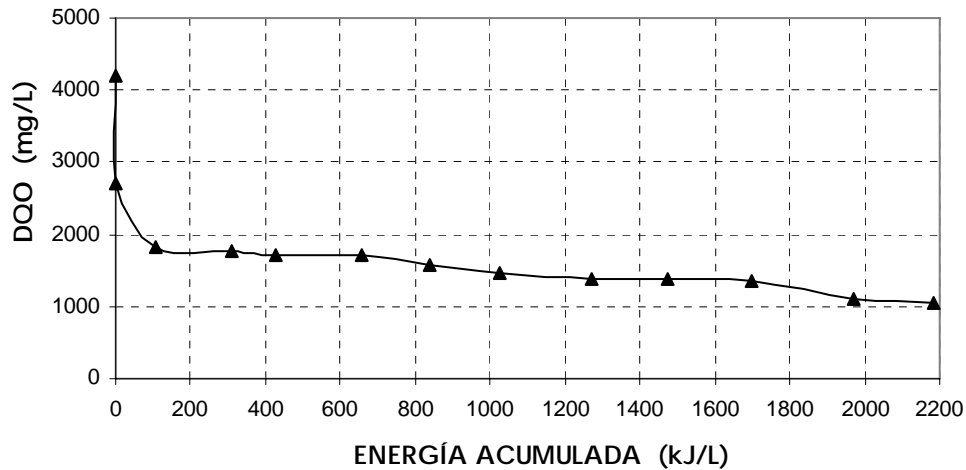
ENERGÍA ACUMULADA (kJ/L)	pH	DQO TOTAL (mg/L)	SÓLIDOS TOTALES (mg/L)	SÓLIDOS VOLÁTILES TOTALES (mg/L)
0	7.97	4190	7513	2782
0	3.36	2707	9405	3446
104	2.69	1825	10208	3007
258	3.18	1766	10180	2823
376	3.25	1722	10276	2839
604	3.32	1702	10373	2687
788	3.36	1563	10187	2735
972	3.36	1474	10150	2719
1219	3.35	1376	10275	2824
1488	3.31	1384	10218	2748
1713	3.26	1366	10396	2888
1988	3.23	1105	10081	2806
2202	3.22	1145	10118	2820

El pH del lixiviado fue de 7.97. Antes de inicial la experimentación se llevó a cabo un pretratamiento, el cual consistió en bajar el pH a 3 adicionando una solución de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, se dejó sedimentar por un periodo de 2 horas, donde los contaminantes que precipitaron y, posteriormente, se tomó el sobrenadante. En la Figura 4.25 se observa que durante la experimentación el pH se mantuvo en valores de 3.



**Figura 4.25.** Valores de pH en el experimento 6, relación Fe(II):H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 1:25 y pH de 3 (pretratamiento)

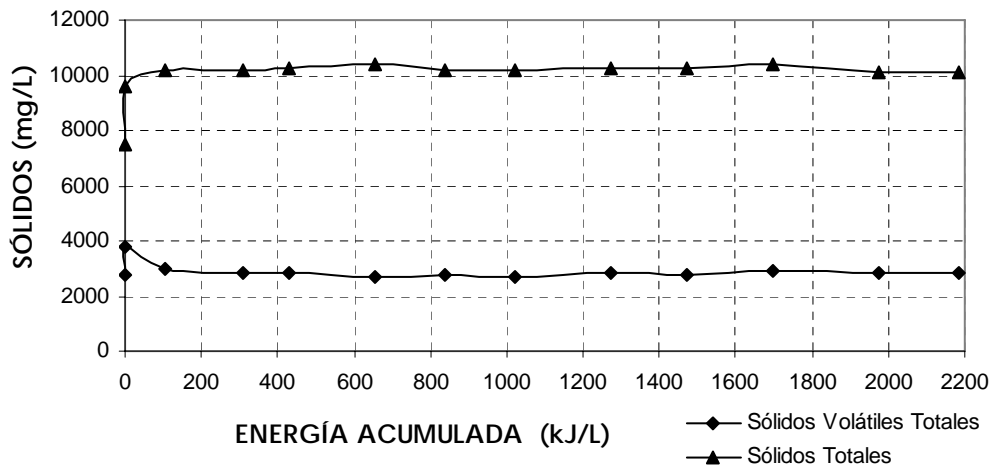
Al cambiar el pH del lixiviado a 3 se disminuyó la demanda química de oxígeno en 35%, obteniendo un valor de 2707 mg/L, partiendo de este valor como el inicial, la eficiencia de remoción de la materia orgánica al final de la experimentación fue del 58% como se muestra en la Figura 4.26.



**Figura 4.26.** Demanda química de oxígeno del experimento 6, relación Fe(II):H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 1:25 y pH de 3 (pretratamiento)

Al realizar el pretratamiento al lixiviado y trabajar con el sobrenadante en el proceso foto-Fenton se tiene una mayor eficiencia en la remoción de la DQO. Por ello, si se parte del valor inicial que tenía el lixiviado crudo y se considera como un tratamiento la precipitación que se llevó a cabo al cambiar a pH 3, seguido del proceso foto-Fenton, se alcanza una eficiencia de remoción del 73%.

En la Figura 4.27 se puede observar que los sólidos totales mantienen valores mayores al inicial. En los sólidos volátiles totales, se obtuvo una reducción final del 25% respecto a los valores de los sólidos volátiles totales a pH=3.

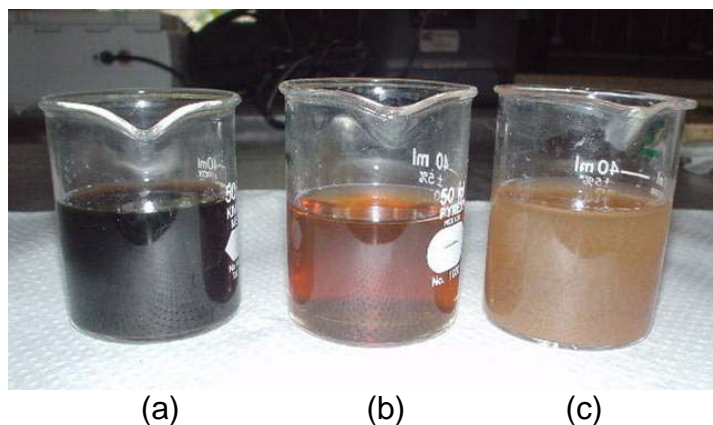


**Figura 4.27.** Sólidos totales y sólidos volátiles totales del experimento 6, relación Fe(II):H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 1:25 y pH de 3 (pretratamiento)

En el experimento 6, se observó que al llevar a cabo el pretratamiento de los lixiviados adicionando ácido sulfúrico para cambiar el pH, los valores de los sólidos totales y los sólidos volátiles totales se incrementaron en 20 y 19%, partiendo de valores a pH original de 7513 y 2782 mg/L e incrementándose en el sobrenadante a 9405 y 3446

mg/L, respectivamente. Al adicionar los reactivos, los sólidos totales se incrementaron en 8% manteniéndose durante la experimentación los mismos valores. Por lo anterior, se puede concluir que los sólidos totales aumentaron por la cantidad de ácido sulfúrico que se adicionó para bajar el pH del lixiviado.

En la Figura 4.28 se observa la diferencia de colores que tienen los lixiviados del experimento 6. El vaso (a) contiene el lixiviado crudo, el vaso (b) el lixiviado del sobrenadante después de haber realizado el pretratamiento y en el vaso (c) se observa el lixiviado al final de la experimentación.



**Figura 4.28.** (a) lixiviado crudo (b) sobrenadante del lixiviado pretratado (c) lixiviado al final de la experimentación 6

En las pruebas utilizadas para la medición de la materia orgánica se obtuvieron eficiencias de remoción del 73% como demanda química de oxígeno y 18% como sólidos volátiles totales, mostradas en la Tabla 4.23.

**Tabla 4.23.** Eficiencias del experimento 6

	<b>DQO</b>	<b>SVT</b>
<b>% de remoción</b>	73	18

Las condiciones óptimas reportadas por Kim *et al.* (1997) para el tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios con la reacción foto-Fenton fueron obtenidas con  $1.2 \times 10^{-3}$  mol L<sup>-1</sup> de Fe(II) adicionado, pH=3 y la relación estequiométrica DQO:H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> de 1:1 (1 g de DQO=2.125 g de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>). Con una energía de 80 kW m<sup>-3</sup> se puede obtener una degradación en demanda química de oxígeno mayor al 70%.

#### 4.2.7 Experimento 7

Relaciones DQO:H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 10:2.125; Fe(II):H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 1:25 al valor del pH de la muestra del lixiviado.

Con la finalidad de reducir la cantidad de Fe(II) que se adicionó al lixiviado se propuso cambiar la relación DQO:H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> que hasta el momento se había utilizado, de la siguiente manera:

$$\text{DQO:H}_2\text{O}_2 \text{ de } 1 \text{ g de DQO} = 2.125 \text{ g de H}_2\text{O}_2$$

$$\text{por } \mathbf{10 \text{ g}} \text{ de DQO} = 2.125 \text{ g de H}_2\text{O}_2$$

En este experimento se trabajó con el pH del lixiviado. El Fe(II) se determinó con la relación molar Fe(II):H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> de 1:25 ( $1.04 \times 10^{-3} \text{ M Fe(II)}:2.60 \times 10^{-2} \text{ M H}_2\text{O}_2$ ).

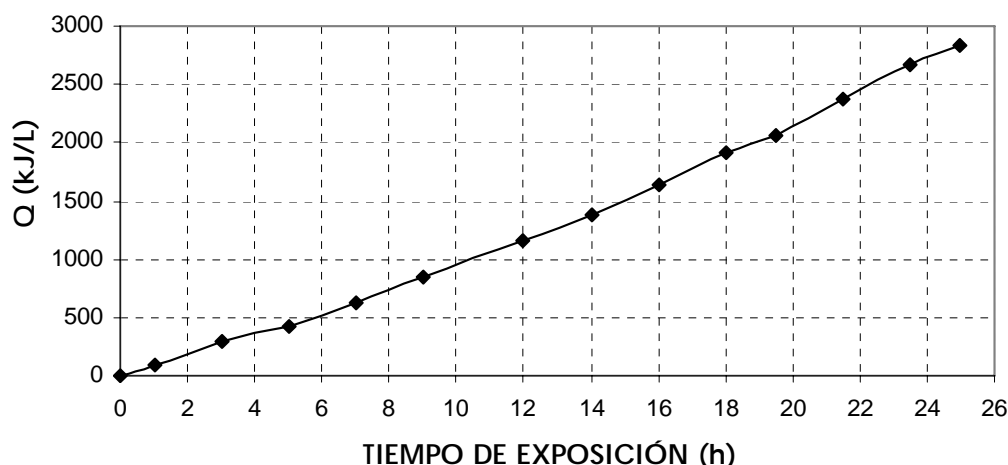
Los valores de la radiación presentados en la Tabla 4.25, han sido corregidos por el factor de irradiación de 0.35 empleado para hacer los ajustes en las mediciones del piranómetro.

**Tabla 4.25.** Energía acumulada Q<sub>n</sub> (kJ/L), en el experimento 7

MUESTRA	TIEMPO DE EXPOSICIÓN (h)	RADIACIÓN GLOBAL AJUSTADA, G <sub>n</sub> (W/m <sup>2</sup> )	ENERGÍA ACUMULADA, Q <sub>n</sub> (kJ/L)
1	0.0	0	0
2	1.0	328	97
3	3.0	311	288
4	5.0	203	416
5	7.0	325	629
6	9.0	315	843
7	12.0	300	1159
8	14.0	294	1373
9	16.0	352	1640
10	18.0	341	1910
11	19.5	246	2062
12	21.5	353	2365
13	23.5	337	2668
14	25.0	232	2833

El tiempo de exposición de los lixiviados a la radiación solar fue de 25 horas acumuladas en un periodo de 5 días, teniendo una energía acumulada al final del periodo de 2833 kJ/L, como se muestra en la Figura 4.29.





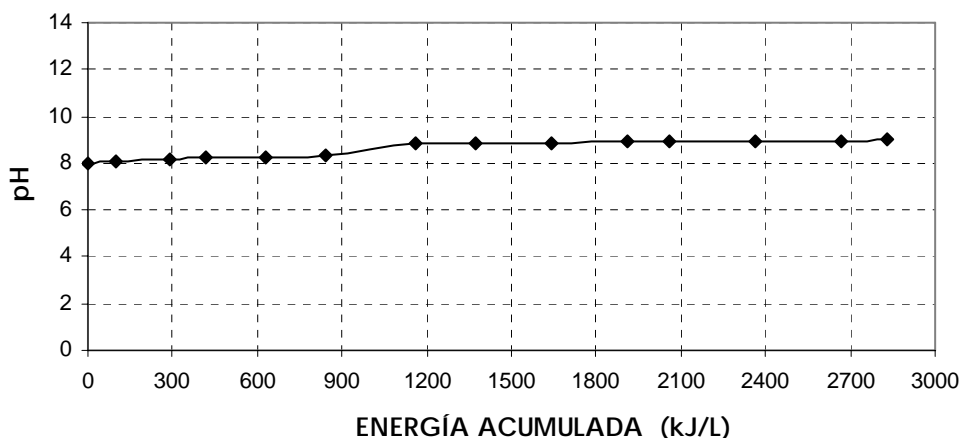
**Figura 4.29.** Energía acumulada (kJ/L) en el experimento 7, relaciones DQO:H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 10:2.125, Fe(II):H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 1:25 y pH del lixiviado

De las muestras que fueron tomadas durante la exposición a la radiación solar, se obtuvieron los valores de los parámetros mostrados en la Tabla 4.25.

**Tabla 4.25.** Parámetros del experimento 7

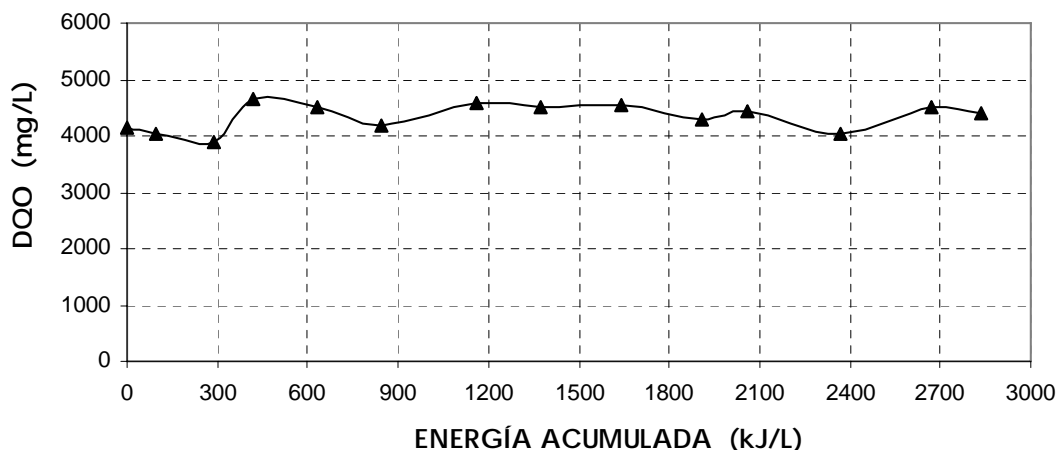
ENERGÍA ACUMULADA (kJ/L)	pH	DQO TOTAL (mg/L)	SÓLIDOS TOTALES (mg/L)	SÓLIDOS VOLÁTILES TOTALES (mg/L)
0	7.98	4163	7536	2753
97	8.10	4043	6987	2565
288	8.14	3909	7142	2464
416	8.21	4642	7135	2353
629	8.22	4502	7055	2391
843	8.31	4173	6982	2380
1159	8.81	4580	7111	2481
1373	8.82	4499	7227	2522
1640	8.88	4548	7081	2452
1910	8.93	4296	7051	2377
2062	8.93	4433	7232	2547
2365	8.94	4033	7138	2501
2668	8.97	4510	7217	2505
2833	9.00	4410	7113	2394

En este experimento el valor del pH fue del lixiviado, pH de 7.98. Como se observa en la Figura 4.30, en el transcurso de la experimentación se presentaron pequeñas variaciones incrementándose el pH hasta 9.



**Figura 4.30.** Valores de pH del experimento 7, relaciones DQO:H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 10:2.125, Fe(II):H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 1:25 y pH del lixiviado

Como se observa en la Figura 4.31, los valores de la demanda química de oxígeno se incrementan durante el tiempo de experimentación, alcanzando valores finales mayores que el inicial. Esto indica no se alcanzó ninguna remoción de la materia orgánica.

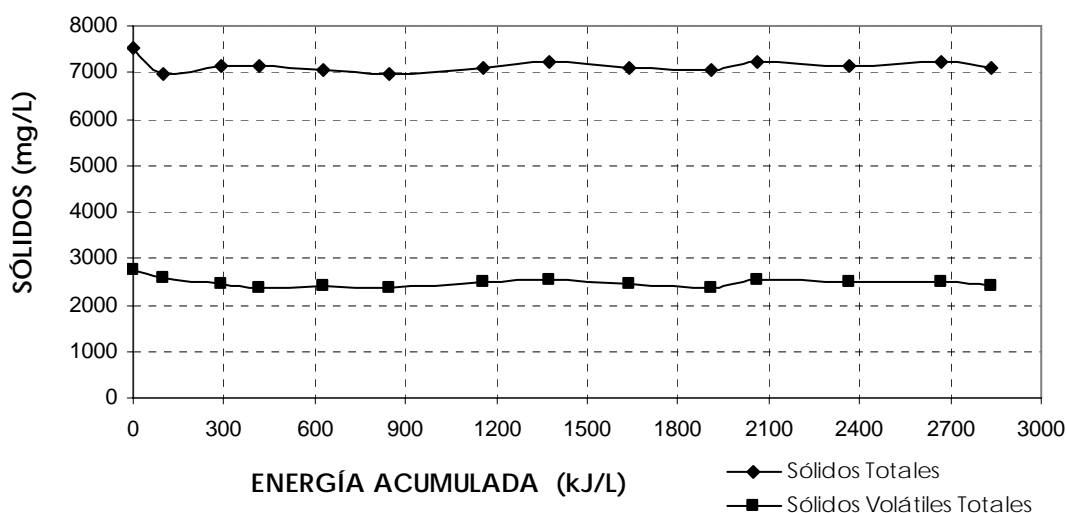


**Figura 4.31.** Demanda química de oxígeno del experimento 7, relaciones DQO:H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 10:2.125, Fe(II):H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 1:25 y pH del lixiviado

Al cambiar la relación DQO:H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> la cantidad de reactivos adicionados al lixiviado fue 10 veces menor que en los experimentos anteriores. No se presentó ninguna remoción en la demanda química de oxígeno, debido a las cantidades pequeñas de sulfato ferroso heptahidratado y de peróxido que se adicionaron en este experimento, las cuales fueron de 0.88 g de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/L y 0.29 g de FeSO<sub>4</sub>.7H<sub>2</sub>O /L.

En lo que respecta a los sólidos volátiles totales se alcanzó una eficiencia de remoción final de 13% como se observa en la Figura 4.32. En este caso los sólidos no se incrementaron con la adición de los reactivos. Los sólidos totales se mantuvieron en los mismos valores durante la experimentación, alcanzando una remoción del 5%. En

comparación con los experimentos anteriores, la cantidad de sulfato ferroso heptahidratado que se adicionó fue muy pequeña (0.3 g/L).



**Figura 4.32.** Sólidos totales y sólidos volátiles totales del experimento 7, relaciones DQO:H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 10:2.125, Fe(II):H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 1:25 y pH del lixiviado

En las pruebas utilizadas para la medición de la materia orgánica se obtuvieron eficiencias de remoción del 13% como sólidos volátiles totales y ninguna eficiencia como demanda química de oxígeno, como se muestra en la Tabla 4.26.

**Tabla 4.26.** Eficiencias del experimento 7

	<i>DQO</i>	<i>SVT</i>
<b>% de remoción</b>	0	13

En la Tabla 4.27 se presenta un resumen de los resultados de los experimentos descritos anteriormente. Se observa que los mejores resultados se obtuvieron en los experimentos 3 y 6 donde se trabajó a pH=3. El experimento que obtuvo la mayor eficiencia de remoción fue el 6, en el cual se tuvieron las condiciones mejores para la degradación de la materia orgánica medida como demanda química de oxígeno.

**Tabla 4.27.** Resumen de resultados de todos los experimentos realizados

EXP.	Relaciones		pH	% de Remoción		ENERGÍA ACUMULADA, Qn (kJ/L)
	DQO:H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	Fe(II):H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>		<i>DQO TOTAL</i>	<i>SVT</i>	
1	1:2.125	1:10	del lixiviado (8.00)	21	1	1315
2	1:2.125	1:25	del lixiviado (8.51)	10	15	2090
3	1:2.125	1:40	del lixiviado (8.84)	24	0	2754
4	1:2.125	1:25	3	<b>48</b>	<b>33</b>	1993
5	1:2.125	1:25	5	51	8	2651
6	1:2.125	1:25	3 (pretratamiento)	<b>73</b>	<b>18</b>	2202
7	10:2.125	1:25	del lixiviado (7.98)	0	13	2833

Debido a que el experimento 6 obtuvo los mejores resultados, en éste se midieron adicionalmente COT y  $\text{DBO}_5$  al final de la experimentación con los resultados mostrados en la Tabla 4.28.

**Tabla 4.28.** Valores de  $\text{DBO}_5$  y COT del experimento 6

Muestra	DQO total (mg/L)	$\text{DBO}_5$ (mg/L)	COT (mg/L)	SVT (mg/L)	Color (PtCo)
Inicial	4190	220	1488	3764	19575
Final	1145	192	251	2820	4950
<b>% remoción</b>	<b>73</b>	<b>13</b>	<b>83</b>	<b>18</b>	<b>75</b>

Con estos valores se obtuvieron las relaciones de biodegradabilidad y persistencia de compuestos orgánicos no oxidables que se muestran en la Tabla 4.29.

**Tabla 4.29.** Valores de las relaciones  $\text{DBO}_5/\text{DQO}$  y  $\text{COT}/\text{DQO}$  del experimento 6

Muestra	RELACIONES	
	$\text{DBO}_5/\text{DQO}$	$\text{COT}/\text{DQO}$
Inicial	0.05	0.35
Final	0.17	0.22

La relación  $\text{DBO}_5/\text{DQO}$  indica que al inicio se tiene una biodegradabilidad muy pobre (0.05) y que el pretratamiento más el proceso foto-Fenton permite incrementarla (0.17).

Por otro lado, la relación  $\text{COT}/\text{DQO}$  de 0.35 al inicio indica la presencia de compuestos orgánicos difícilmente oxidables. Al finalizar el tratamiento esta relación disminuye a 22%, lo que quiere decir, que los compuestos que restan ya no se pueden seguir oxidando químicamente.

### 4.3. COMPARACIÓN CON OTRAS TECNOLOGÍAS DE TRATAMIENTO

Los resultados obtenidos fueron comparados con diferentes tratamientos que han sido publicados para lixiviados, los que se muestran en las Tablas 4.30 y 4.31.

#### 4.3.1 Tratamiento biológico

Los procesos biológicos (aerobios y anaerobios) son especialmente eficientes en el tratamiento de lixiviados de rellenos jóvenes ( $\text{DBO}_5/\text{DQO} > 0.4$ ) los cuales son ricos en ácidos grasos volátiles (Amokrane *et al.*, 1997). Conforme el relleno sanitario se estabiliza, la proporción de compuestos orgánicos biodegradables en el lixiviado disminuye, lo que hace que la efectividad de los procesos biológicos se vea reducida

(Diamadopoulos, 1994). Los procesos biológicos son ineficientes si están presentes en el lixiviado compuesto orgánicos recalcitrantes (lixiviados estabilizados).

El sistema de lagunas facultativas reportado por Londoño-Rodríguez (2004) fue operado a nivel de laboratorio con agua residual doméstica, incorporándoles un flujo de lixiviado del 10% con respecto al caudal de agua residual, utilizando una mezcla de lixiviados jóvenes con alta carga orgánica y lixiviados estabilizados (con contaminantes de baja biodegradabilidad), en proporción de volumen de 1 a 2. Las eficiencias reportadas de 70% en la remoción de  $\text{DBO}_5$  y de 49% en DQO no pueden ser comparadas directamente con los resultados obtenidos en esta tesis. Esto se debe a que sólo se trabajó con un flujo de lixiviado adicionado de forma gradual y, aunque es significativo el aporte de DQO hecho por el lixiviado, el sistema de lagunas facultativas no sufre una afectación en su correcto funcionamiento. Esto tal vez no sucedería si el gasto total del influente fuera de lixiviados.

Las eficiencias de remoción que se alcanzan en lagunas aireadas, del 93% en  $\text{DBO}_5$  y de 97% en DQO reportadas por Romero-García (2000), fueron mayores que las que se obtuvieron con el proceso foto-Fenton, debido a que en este caso se trataron lixiviados con una carga orgánica elevada (lixiviados jóvenes), con valores de DQO de 57,000 mg/L, teniéndose una alta biodegradabilidad.

En el estudio reportado por Andrés *et al.* (2004), se tienen eficiencias en la remoción de DQO de 69 a 83%. Estas eficiencias son mayores a las reportadas en esta investigación, debido a que el lixiviado con el que se trabajó en el proceso de lodos activados fue el líquido sobrenadante del pretratamiento que se llevó a cabo por medio de coagulación con  $\text{Al}^{3+}$  y seguido por una volatilización con aire. Con este proceso se volatiliza el amoníaco que tenga el lixiviado, ya que éste puede provocar efectos inhibitorios en las bacterias nitrificantes. Con la coagulación se remueven del lixiviado color, sólidos suspendidos, material coloidal, microorganismos y moléculas grandes. Los contaminantes que se eliminan poseen un alto peso molecular, quedando en el lixiviado, compuestos más sencillos que pueden ser tratados con mayor facilidad en el proceso de lodos activados.

Otro caso en el que los lixiviados se incorporaron como un aporte adicional del 0.5% ( $3 \text{ L s}^{-1}$ ) del caudal de las aguas residuales de un sistema de lodos activados en una planta de aguas residuales municipales es el que reportan González y Valdivia (2000). Se tiene una eficiencia de remoción de DQO de 79%, y se observó que la adición de lixiviados no afecta de manera negativa la capacidad de eliminación de contaminantes en el sistema. Debido a que es muy poca la cantidad de lixiviado que se mezcla con el agua residual, este resultado no puede ser comparado con la eficiencia de 73% obtenida en el tratamiento que se llevó a cabo en esta investigación. El proceso foto-Fenton tiene ventajas al obtenerse eficiencias de remoción de DQO similares en ambos casos, pero sin la necesidad de diluir el lixiviado con agua residual doméstica, lo que aumenta el caudal a tratar.

Las eficiencias de remoción que se tienen en un reactor discontinuo secuencial (SBR, en inglés) son de 97% en  $DBO_5$ , 92% en DQO y para COT entre 80 y 95%. Las eficiencias reportados por Romero-García (2000), son mayores que las que se obtuvieron en el proceso foto-Fenton probado en esta investigación debido a que se trabajó con lixiviados jóvenes. La desventaja que presenta un reactor SBR es que la eficiencia depuradora está condicionada en gran medida por la aclimatación a la que se debe someter la biomasa, así como por la calidad de DQO del influente. También se tiene la necesidad de adicionar fosfatos al lixiviado y se necesita un tiempo de retención celular de 20 días.

Otro ejemplo del tratamiento de lixiviados en un reactor discontinuo secuencial a escala de laboratorio es el reportado por Diamadopoulos et al. (1997), alcanzando eficiencias de remoción en  $DBO_5$  de 95%. Estos resultados no son comparables con los obtenidos en esta tesis, ya que se utilizó una combinación de lixiviados de rellenos sanitarios y agua residual municipal en relación de 1 a 9 respecto al volumen, lo que mejora la biodegradabilidad del lixiviado y, con ello, la eficiencia.

Otro proceso biológico con resultados similares o mejores es por medio de biodiscos; sin embargo, es necesaria una combinación de varios procesos. Esto se inicia con el tratamiento del lixiviado empleando lodos activados y después un sistema de biodiscos, seguido de un tratamiento fisicoquímico. Con esto se pueden alcanzar eficiencias de remoción en  $DBO_5$  de 97% y de 90% en DQO, reportadas por Romero-García (2000). Además de que se requiere de un número importante de unidades operando en serie y el número de etapas que conforma el proceso va a depender de la finalidad del tratamiento. Son necesarias 2 a 4 etapas para la remoción de DBO y de 6 o más para la nitrificación. El tiempo de retención celular varía dentro de los biodiscos según la etapa, que puede ir desde unos días hasta un mes, lo que constituye su principal limitante. Una de las principales ventajas del proceso de biodiscos es que es relativamente fácil su operación y mantenimiento.

En lo que respecta a los procesos anaerobios, Alkalay *et al.* (1996) reportan el tratamiento de lixiviados en un reactor de película fija de flujo ascendente, en el cual se tienen eficiencias del 60 al 72% en la remoción de DQO. Para que el arranque del reactor sea el adecuado, es necesario enriquecer el lixiviado con una fuente de carbono y fósforo. En este proceso la eficiencia del sistema es menor cuando la edad del lixiviado es mayor, teniéndose eficiencias menores que las que se obtuvieron con el proceso foto-Fenton de esta investigación.

Lau *et al.* (2001) reportan que utilizando un reactor anaerobio de flujo ascendente (UASB, en inglés), con un tiempo de residencia hidráulica de 6.6 días se alcanzan eficiencias de 90% en la remoción de DQO. Las eficiencias reportadas por Arratia-Quisbert (2004), en  $DBO_5$  y DQO son del orden del 90 y 64%, respectivamente. Esto se debe a que los lixiviados tienen una carga orgánica elevada (lixiviados jóvenes), teniendo valores de DQO mayores a los que tiene el lixiviado estabilizado del tiradero de Morelia. A pesar de las eficiencias alcanzadas en este proceso, no es conveniente que los lixiviados tratados con un reactor UASB se dispongan directamente en las

aguas residuales. Es necesario un pos-tratamiento, lo que representa una desventaja en este tratamiento (Kennedy y Lentz, 2000).

En la Tabla 4.30 se muestran los diferentes tratamientos biológicos que han sido publicados en lixiviados jóvenes.

**Tabla 4.30.** Eficiencias de tratamientos biológicos en lixiviados jóvenes

Tratamiento	EFICIENCIA			Referencia	Observaciones
	(%)				
	DBO <sub>5</sub>	DQO	COT		
Lagunas facultativas	70	49	-	Londoño-Rodríguez (2004)	Lixiviado incorporado a un tratamiento de aguas residuales
Lagunas aireadas	93	97	-	Romero-García (2000)	Tiempos de residencia de 7 - 86 días
Lodos activados	-	69-83	-	Andrés et al. (2004)	Lixiviado pretratado
	-	79	-	González y Valdivia (2000)	Lixiviado incorporado a un tratamiento de aguas residuales
Reactores discontinuos secuenciales (SBR, en inglés)	97	92	80-95	Romero-García (2000)	Adición de fosfatos
	95	-	-	Diamadopoulos et al. (1997)	Lixiviado incorporado a un tratamiento de aguas residuales
Biodiscos	95-97	80-90	-	Romero-García (2000)	Necesaria una combinación de lodos activados + biodiscos
Reactor de película fija de flujo ascendente	-	60-72	-	Alkalay et al. (1998)	Es necesario enriquecer el lixiviado con una fuente de carbono
Reactor anaerobio de flujo ascendente (UASB, en inglés)	-	90	-	Lau et al. (2001)	Tiempo de residencia hidráulica de 6.6 días
	90	64	-	Arratia-Quisbert (2004)	Carga orgánica elevada
	-	71-92	-	Kennedy y Lentz (2000)	Puede ser requerida una opción de pos-tratamiento

### 4.3.2 Tratamiento químico

Al comparar los resultados de esta tesis con los obtenidos por medio de un tratamiento químico se observó lo siguiente. En el tratamiento de lixiviados por precipitación química que reportan Amokrane *et al.* (1997) se presenta un bajo porcentaje de reducción de DQO, entre 20 y 40% y entre 70 y 90% en la remoción de color y turbiedad, valores similares a los que se obtuvieron en el pretratamiento que se realizó a los lixiviados del tiradero de Morelia, donde se tuvieron remociones en DQO de 35% y en color de 78%. Una desventaja de este tratamiento es el incremento neto de los constituyentes disueltos en el agua residual, resultado de la adición de productos químicos. En este caso, del ácido sulfúrico adicionado para cambiar el valor del pH del lixiviado. Otra de las desventajas de la precipitación química es la cantidad de lodos que se generarán, los cuales también requieren tratamiento y disposición adecuados.

Méndez *et al.* (2002) reportan que en el tratamiento por adsorción en columnas empacadas con carbón activado, los mejores resultados se obtienen cuando se utilizan

lixiviados con valores de pH ácido, con una remoción de DQO de 90%. Cuando se utiliza el lixiviado crudo sin pretratamiento es de 65%. Para ambos casos el tiempo de contacto es de 8 horas. En el tratamiento con el proceso foto-Fenton que se realizó en esta investigación, se tuvo un comportamiento similar, donde a valor de pH original del lixiviado, la remoción fue menor que a pH ácido, de 10% a su pH original, 48% a pH 3 y 51% a pH 5.

En el caso que reportan Fettig *et al.* (1996), se tienen dos diferencias notables respecto al tratamiento que se dio a los lixiviados del tiradero de Morelia. Son lixiviados pretatados con un proceso biológico aerobio y antes de pasar a la adsorción con carbón activado, se llevó a cabo una preoxidación con ozono. La eficiencias que se obtuvieron son menores que las reportadas en esta investigación, alcanzando una remoción del 40% en DQO después de realizar la preozonación. Esto se debe a que las fracciones no adsorbibles y las especies débilmente adsorbibles se incrementan después de la preoxidación. Es por esto que la capacidad del carbón en un proceso de adsorción baja significativamente para lixiviados preoxidados.

En las alternativas reportadas por Romero-García (2000), después de haber realizado un pretratamiento al lixiviado, se evaluó el proceso de adsorción con carbón activado como etapa de pulimento. Tuvieron eficiencias de remoción de DQO de 72% para el lixiviado pretratado con coagulación-floculación (C-F); de 80% para el lixiviado pretratado con coagulación-floculación + ozonación y de 60% con un pretratamiento de Fenton. En lixiviados tratados con el proceso de Fenton, junto con carbón activado en polvo, Gau *et al.* (1996) reportan una eficiencia de 53%. En estos casos el tratamiento que tienen los lixiviados es una combinación de varios procesos, en los cuales las eficiencias de remoción llegan a ser incluso menores que las obtenidas por el proceso foto-Fenton en esta investigación. Esto se debe a que cuando se lleva a cabo un pretratamiento con el reactivo de Fenton, la oxidación de compuestos orgánicos permite aumentar la eficiencia de remoción en DQO. Al fragmentarse la materia orgánica en compuestos de menor tamaño, hay un mayor acceso de dichos compuestos hacia los microporos del carbón activado y, por consecuencia, una mayor eficiencia de adsorción.

En el proceso de coagulación-floculación, Amokrane *et al.* (1997), reporta que la remoción en DQO y COT tienen generalmente una eficiencia de 50 y 65%, respectivamente, en lixiviados estabilizados. Como ya se mencionó anteriormente, con la coagulación se puede remover del lixiviado color, sólidos suspendidos, material coloidal, microorganismos y moléculas grandes.

En los lixiviados tratados por Méndez *et al.* (2004) con el proceso de coagulación-floculación se tuvieron eficiencias de remoción de DQO de 40% después de la sedimentación y de 95% después de la filtración, con un pH óptimo menor a 2. La eficiencia que se tiene solamente por el proceso de coagulación-floculación es menor al que se obtuvo con el proceso foto-Fenton que se experimentó en esta investigación. Incluso llegan a ser menores que las mencionadas anteriormente. Esto puede ser debido al material de cubierta que se utiliza en este relleno, ya que al compactarse y



reaccionar con los lixiviados, se reducen los espacios vacíos. Esto funciona como un filtro, con lixiviados con baja concentración de sólidos suspendidos como resultado y eficiencia baja del proceso fisicoquímico.

### 4.3.3 Tratamientos con tecnologías avanzadas de oxidación (TAO)

Steensen (1997) reporta procesos de oxidación química en lixiviados pretratados biológicamente. En el proceso  $H_2O_2/UV$  se obtiene una degradación de DQO aproximadamente de 50%. En este caso se tiene un elevado consumo de energía por el uso de lámparas UV. Ésta es una desventaja ante el proceso foto-Fenton, cuando éste trabaja con energía solar, como se llevó a cabo en esta investigación.

En el caso de la oxidación electroquímica, Cossu *et al.* (1998) reportan eficiencias de remoción como DQO de 88% en lixiviados que han sido previamente estabilizados por un proceso biológico. Desde el punto de vista económico, el proceso de oxidación electroquímica es costoso, por lo que no podría ser considerado como un tratamiento individual, sino mas bien un paso de pulimento en un proceso combinado. También se debe poner atención en la flexibilidad del proceso para tratar lixiviados de diferentes edades, así como los diferentes pretratamientos que se le den al lixiviado antes de pasar al tratamiento con oxidación electroquímica.

Gau y Chang (1996) reportan que se tiene una reducción de la DQO de 60% con el método de Fenton en lixiviados pretratados con el proceso de lodos activados. Lau *et al.* (2001) reportan que en lixiviados que fueron pretratados con un proceso anaerobio, cerca del 70% de la DQO residual en el efluente puede reducirse por el proceso de coagulación por Fenton, usando  $H_2O_2$  (200 mg/L) y  $Fe^{2+}$  (300 mg/L) con un pH inicial de 6. Bae *et al.* (1997) reporta eficiencias de 63% de remoción de DQO que, con el tratamiento de Fenton, seguido de un tratamiento biológico con lodos activados. En todos los casos anteriores, la combinación de un proceso químico con uno biológico presenta eficiencias muy altas, ya sea como un pretratamiento o como una etapa de pulimento del lixiviado.

Galicia-Sánchez (2006), reporta eficiencias de remoción de DQO de 29% en lixiviados generados en el tiradero a cielo abierto de Xalapa, Veracruz con el proceso foto-Fenton. La cantidad de reactivos que se adicionaron al lixiviado fue de 150 mg de  $FeSO_4 \cdot 7H_2O/L$  ( $5.39 \times 10^{-4}$  M/L) y de 4 mL de  $H_2O_2/L$  ( $3.53 \times 10^{-2}$  M/L). Los lixiviados estuvieron expuestos a la radiación solar por un tiempo de 145 minutos. La energía acumulada determinada en función a la radiación incidente en el sistema corresponde a 133 kJ/L. La eficiencia del proceso es baja debido a que se trabajo con el pH original del lixiviado (pH=8), y el pH óptimo del proceso foto-Fenton es menor. El tiempo que los lixiviados estuvieron expuestos a la radiación solar es muy poco, lo que explica la baja eficiencia.

Kim *et al.* (1997) llevaron a cabo una investigación para el tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios con una combinación de la reacción de Fenton ( $Fe(II) + H_2O_2$ ) con luz UV, reacción también conocida como de Fenton fotoasistida. Las condiciones

óptimas fueron obtenidas con la adición de  $1.0 \times 10^{-3}$  mol/L de Fe(II), a un valor de pH 3, y una relación molar de  $DQO:H_2O_2 = 1:1$  (1 g DQO = 2.125 g  $H_2O_2$ ) con las que se obtuvo una degradación de DQO de más de 70% con una entrada de energía de 80  $kW/m^3$ .

En la Tabla 4.31 se muestran los diferentes tratamientos químicos como de oxidación avanzada que han sido publicados en lixiviados estabilizados.

**Tabla 4.31.** Eficiencias de tratamientos químicos en lixiviados estabilizados

Tratamiento	EFICIENCIA (%)			Referencia	Observaciones
	DBO <sub>5</sub>	DQO	COT		
Precipitación química	-	20-40	-	Amokrane <i>et al.</i> (1997)	Incremento de los constituyentes disueltos en el agua residual
Adsorción	-	65-90	-	Méndez <i>et al.</i> (2002)	A pH original y pH ácido
	-	40	-	Fettig <i>et al.</i> (1996)	Lixiviados pretatados y preozonados antes de la adsorción
	-	31	-	Romero-García (2000)	C-F + adsorción con C.A.
	-	78	-	Romero-García (2000)	C-F + ozonación + adsorción con C.A.
Coagulación–Floculación (C-F)	-	50	65	Amokrane <i>et al.</i> (1997)	Lixiviados estabilizados o pretratados por procesos biológicos
	-	95	-	Méndez <i>et al.</i> (2004)	Después de la filtración
	-	57	-	Gau y Chang (1996)	Coagulación con $FeCl_3$ a pH 3.5-4.5
Oxidación química	-	50	-	Steensen (1997)	Lixiviados pretratados biológicamente después un proceso $H_2O_2/UV$
	-	88	-	Cossu <i>et al.</i> (1998)	Lixiviados estabilizados biológicamente seguido de una oxidación electroquímica
	-	45	-	Geenens <i>et al.</i> (2000)	Ozonación
Fenton	-	97	-	Bae <i>et al.</i> (1997)	Tratamiento con Fenton seguido de tratamiento biológico con lodos activados
	-	60	-	Gau y Chang (1996)	Ninguna
	-	70	-	Lau <i>et al.</i> (2001)	Lixiviados pretratados con un proceso anaerobio (UASB, en inglés)
Foto-Fenton	-	70	-	Kim <i>et al.</i> (1997)	Lixiviados pretratados biológicamente, se utilizó una lámpara de mercurio
	-	29	-	Galicia-Sánchez (2006)	Tiempo de experimentación: 145 min
	13	73	83	Esta investigación	Lixiviados pretratados

## CONCLUSIONES

En esta investigación se presentó una alternativa de tratamiento para los lixiviados generados en rellenos sanitarios, específicamente en el tiradero a cielo abierto de la ciudad de Morelia Michoacán. Los resultados obtenidos en este trabajo conducen a las siguientes conclusiones:

**I.-** De la caracterización se determinó que los lixiviados del tiradero municipal de la ciudad de Morelia se encuentran químicamente estabilizados y pueden ser denominados como “lixiviados viejos”. Con base en el bajo contenido de materia orgánica representada como DQO (4295 mg/L), COT (1488 mg/L) y la relación  $DBO_5/DQO$  (0.05), se determinó que se tiene una biodegradación muy baja posiblemente con presencia de compuestos orgánicos difícilmente oxidables. Estas características permiten tratar el lixiviado solamente mediante procesos fisicoquímicos ya que el contenido de compuestos biodegradables es bajo con respecto al de los no biodegradables o recalcitrantes, además de que se tiene la presencia de metales pesados de los cuales algunos son tóxicos.

**II.-** Se determinó que el proceso foto-Fenton no resultó adecuado cuando se trabaja con el pH del lixiviado, que en este caso fue de 8. El pH óptimo para trabajar con el proceso foto-Fenton con lixiviados es 3. El pretratamiento utilizado para cambiar el valor del pH reduce el valor inicial de la DQO en un 21%, ya que se precipita parte de la materia medida como DQO.

**III.-** Los mejores resultados del tratamiento del lixiviado del tiradero municipal de la ciudad de Morelia con el proceso foto-Fenton alcanzaron eficiencias de remoción del 73% medidas como DQO, de 13% como  $DBO_5$ , del 18% como SVT y de 83% como COT, utilizando 2202 kJ/L de energía acumulada en 19 horas de exposición a la radiación solar. Esto se logró llevando a cabo un pretratamiento al lixiviado. Éste consistió en la reducción del pH a un valor de 3 adicionando una solución de  $H_2SO_4$  4N, dejando sedimentar los contaminantes que precipitaron y tomando solamente el sobrenadante. Así mismo, se utilizó la relación  $DQO:H_2O_2$  de 1 g de DQO = 2.125 g de  $H_2O_2$  y la relación molar  $Fe(II):H_2O_2$  de 1:25 ( $6.76 \times 10^{-3}$  M  $Fe(II)$ :0.169 M  $H_2O_2$ ).

**IV.-** De acuerdo con la literatura, el proceso foto-Fenton resultó menos eficiente que los procesos biológicos para el tratamiento de lixiviados, pero estos procesos presentan desventajas en comparación con el proceso foto-Fenton. Una de ellas es que la actividad biológica puede ser afectada por el déficit de nutrientes que tiene el lixiviado, por lo que debe ser enriquecido con una fuente de carbono y de fósforo. La actividad biológica también llega a ser inhibida por la presencia de metales y otros componentes del lixiviado. Por lo anterior, es necesario ampliar el tiempo de bioestabilización. Esto es una desventaja ante el proceso foto-Fenton en el cual se tienen tiempos de tratamiento de 3 a 4 días, lo que representa un 20% del tiempo que se emplea en los procesos biológicos. Estos procesos son ineficientes si están presentes en el lixiviado compuestos orgánicos recalcitrantes. En muchas aplicaciones, con la finalidad de que el

funcionamiento del proceso no se vea afectado, se lleva a cabo una dilución del lixiviado con agua residual doméstica, tratándose solamente el lixiviado como un porcentaje del gasto del influente. Con el proceso foto-Fenton se puede tratar el lixiviado si la necesidad de diluirlo con agua residual.

**V.-** También con base en la literatura comparando con otros procesos químicos, en general, el proceso foto-Fenton a estas condiciones resultó más eficiente para el tratamiento de lixiviados. Para alcanzar eficiencias de remoción altas en el tratamiento químico, se debe llevar a cabo una combinación de varios procesos. Con ello se eliminan contaminantes que poseen un alto peso molecular y los lixiviados remanentes contienen compuestos más sencillos que pueden ser tratados con mayor facilidad en los procesos posteriores. Una desventaja que se tiene en estos procesos es el costo de la mayoría de los compuestos químicos que son utilizados, así como la combinación de procesos caros como llega a ser la ozonación. Otra desventaja que presentan algunos procesos químicos es el incremento neto de los constituyentes disueltos en el agua residual, resultado de la adición de productos químicos. El proceso foto-Fenton requiere productos químicos de bajo costo y fáciles de transportar (sales de hierro y peróxido de hidrógeno) además de una fuente de luz, la cual puede ser el sol.

**VI.-** El proceso foto-Fenton a las condiciones con las que se trabajó en esta investigación, resultó más eficiente para el tratamiento de lixiviados en comparación con otras tecnologías avanzadas de oxidación. La principal desventaja que tienen estos procesos es económica, ya que algunos de ellos son costosos. El proceso foto-Fenton es menos caro de operar que muchos de los otros procesos de oxidación. Por ejemplo, la ozonación requiere costosos generadores para la producción *in situ*, ya que éste no puede ser almacenado y es difícil el control cuando hay gran variación del caudal y de las características del lixiviado. El proceso de oxidación electroquímica también es costoso y es un proceso más especializado por lo que no podría ser considerado como un tratamiento individual, sino que puede ser un paso de pulimento en un proceso combinado. El consumo de energía es elevado en el proceso con  $H_2O_2/UV$  debido al uso de lámparas UV y, por lo tanto, se incrementa el costo del tratamiento. La ventaja que se tiene en el proceso foto-Fenton cuando se utiliza luz solar como fuente primaria de energía, también le otorga un importante y significativo valor medioambiental al proceso. Esto se ve reflejado en los costos operativos que se ven reducidos debido a un menor consumo de potencia para generar los radicales  $OH^\bullet$ . El proceso foto-Fenton puede ser conveniente para un proceso de tratamiento en el sitio de generación del lixiviado.

## ANEXO 1 MÉTODOS ANALÍTICOS

### I.- DETERMINACIÓN DE LA DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO (DBO<sub>5</sub>), NMX-AA-028-SCFI-2001 (DOF, 2001 a)

#### 1 INTRODUCCIÓN

Demanda bioquímica de oxígeno (DBO<sub>5</sub>): Es una estimación de la cantidad de oxígeno que requiere una población microbiana heterogénea para oxidar la materia orgánica de una muestra de agua en un periodo de 5 días. El método se basa en medir el oxígeno consumido por una población microbiana en condiciones en las que se ha inhibido los procesos fotosintéticos de producción de oxígeno en condiciones que favorecen el desarrollo de los microorganismos.

#### 2 OBJETIVO Y CAMPO DE APLICACIÓN

Esta norma mexicana establece el método de análisis para la determinación de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO<sub>5</sub>) en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.

NOTA. Se determina la cantidad de oxígeno utilizada por una población microbiana heterogénea para transformar la materia orgánica, en un periodo de incubación de 5 días a 20°C.

#### 3 PRINCIPIO DEL MÉTODO

El método se basa en medir la cantidad de oxígeno que requieren los microorganismos para efectuar la oxidación de la materia orgánica presente en aguas naturales y residuales y se determina por la diferencia entre el oxígeno disuelto inicial y el oxígeno disuelto al cabo de cinco días de incubación a 20°C. Para la determinación de oxígeno disuelto (OD) se puede emplear cualquiera de los dos métodos establecidos en la norma mexicana NMX-AA-012-SCFI-2001.

#### 4 REACTIVOS Y PATRONES

Todos los productos químicos usados en este método deben ser grado reactivo, a menos que se indique otro grado.

4.1 Fosfato monobásico de potasio (KH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub>)

4.2 Fosfato dibásico de potasio (K<sub>2</sub>HPO<sub>4</sub>)

4.3 Fosfato dibásico de sodio heptahidratado (Na<sub>2</sub>HPO<sub>4</sub>•7H<sub>2</sub>O)

4.4 Cloruro de amonio (NH<sub>4</sub>Cl)

4.5 Sulfato de magnesio heptahidratado (MgSO<sub>4</sub>•7H<sub>2</sub>O)

4.6 Cloruro de calcio anhidro (CaCl<sub>2</sub>)

4.7 Cloruro férrico hexahidratado (FeCl<sub>3</sub>•6H<sub>2</sub>O)

4.8 Ácido sulfúrico concentrado (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>)

4.9 Hidróxido de sodio (NaOH)

4.10 Sulfito de sodio (Na<sub>2</sub>SO<sub>3</sub>)

4.11 2-cloro-6 (triclorometil) piridina

4.12 Glucosa grado patrón primario (C<sub>6</sub>H<sub>12</sub>O<sub>6</sub>)

4.13 Ácido glutámico grado patrón primario (C<sub>5</sub>H<sub>9</sub>NO<sub>4</sub>)

4.14 Ácido clorhídrico (HCl)

4.15 Ácido nítrico (HNO<sub>3</sub>)

4.16 Disolución amortiguadora de fosfato. Pesar aproximadamente 8.5 g de fosfato monobásico de potasio, 21.75 g de fosfato dibásico de potasio, 33.4 g de fosfato dibásico de sodio heptahidratado y 1.7 g de cloruro de amonio, disolver en 500 mL de agua y aforar a 1 L. El pH de la disolución debe ser de 7.2. Desechar el reactivo (o cualquiera de los siguientes reactivos) si hay algún signo de crecimiento biológico en el frasco de almacenamiento.

- 4.17 Disolución de sulfato de magnesio. Pesar aproximadamente 22.5 g de sulfato de magnesio heptahidratado, disolver en agua y diluir a 1 L.
- 4.18 Disolución de cloruro de calcio. Pesar aproximadamente 27.5 g de cloruro de calcio anhidro, disolver en agua y diluir a 1 L.
- 4.19 Disolución de cloruro férrico. Pesar aproximadamente 0.25 g de cloruro férrico hexahidratado, disolver en agua y diluir a 1 L.
- 4.20 Disolución de ácido sulfúrico (0.1N). Agregar aproximadamente 2.8 mL de ácido sulfúrico concentrado a 500 mL de agua, mezclar bien y diluir hasta 1 L.
- 4.21 Disolución de hidróxido de sodio (0.1N). Pesar aproximadamente 4.0 g de hidróxido de sodio, disolver en agua y diluir a 1 L.
- 4.22 Disolución de sulfito de sodio. Pesar aproximadamente 1.575 g de sulfito de sodio, disolver en agua y diluir a 1 L. Esta disolución no es estable; por lo que debe prepararse diariamente.
- 4.23 Disolución patrón de glucosa-ácido glutámico. Secar glucosa y ácido glutámico a 103°C durante una hora. Pesar aproximadamente y con precisión 150.0 mg de glucosa y 150.0 mg de ácido glutámico, diluir en agua y aforar a 1 L. Preparar inmediatamente antes de usarla. Esta disolución tiene una DBO<sub>5</sub> de 198 mg/L.
- 4.24 Disolución de cloruro de amonio. Pesar aproximadamente 1.15 g de cloruro de amonio y disolver en 500 mL de agua, ajustar el pH a 7.2 con disolución de hidróxido de sodio y aforar a 1 L. La disolución contiene 0.3 mg N/mL.

## 5 EQUIPO Y MATERIALES

### 5.1 Equipo.

5.1.1 Equipo de aireación con difusor.

5.1.2 Incubador: Controlado por termostato a 20±1°C. Eliminar toda la luz para evitar la posibilidad de producción fotosintética de oxígeno disuelto.

5.1.3 Balanza analítica con precisión de 0.1 mg.

5.1.4 Medidor de oxígeno disuelto.

### 5.2 Material

Limpieza del material.

5.2.1 Todo el material usado en la determinación debe ser exclusivo para este procedimiento. Para el lavado del material remojar durante 1 h en una disolución de ácido sulfúrico al 10% y enjuagar con agua. Los detergentes con base de amoníaco no deben usarse para la limpieza del material.

5.2.2 Los contenedores de las muestras deben lavarse con disolución de detergente no iónico, libre de metales, enjuagarse con agua, remojar en ácido toda la noche y volver a enjuagarse con agua libre de metales.

5.2.3 Para el material de cuarzo, politetrafluoroetileno o material de vidrio debe dejarse remojando de 12 h a 24 h con HNO<sub>3</sub> (1:1), HCl (1:1) o con agua regia (3 partes de HCl concentrado + 1 parte de HNO<sub>3</sub> concentrado) a 70°C solo en los casos que presente material adherido, después debe ser enjuagado con agua libre de metales.

5.2.4 En los casos de que el material presente grasas, enjuagar con acetona y/o hexano.

5.2.5 Botellas Winkler de vidrio para incubación con capacidad de 300 mL de aforo total y con boca estrecha, reborde y tapón de vidrio esmerilado, de forma cónica.

5.2.6 Contratapa de politetrafluoroetileno u otro material plástico para botella Winkler

5.2.7 Bureta

## 6 RECOLECCIÓN, PRESERVACIÓN Y ALMACENAMIENTO DE MUESTRAS

6.1 En el caso de aguas naturales debe tomarse un mínimo de 1 L de muestra en un envase de polietileno o vidrio. En el caso de aguas residuales (DBO<sub>5</sub> mayores a 50 mg/L) deben tomarse un mínimo de 100 mL. Pueden utilizarse muestras simples o compuestas.

6.2 No se debe agregar ningún preservador a las muestras. Sólo deben conservarse a 4°C hasta su análisis.

6.3 El tiempo máximo de almacenamiento previo al análisis es de 24 h.

## 7 PROCEDIMIENTO

7.1 Preparación de agua para dilución. Colocar el volumen requerido de agua en un frasco y añadir por cada litro de agua 1 mL de cada una de las siguientes disoluciones: disolución de sulfato de magnesio, disolución de cloruro de calcio, disolución de cloruro férrico y disolución amortiguadora de fosfatos. Preparar el agua de dilución diariamente. Analizar y almacenar el agua de dilución, de tal forma que siempre tenga a mano agua de calidad garantizada. Antes de usar el agua de dilución debe ponerse a una temperatura aproximada de 20°C. Saturar con oxígeno aireando con aire filtrado, libre de materia orgánica durante 1 h por lo menos. Si la muestra presenta alto contenido de biocidas como cloro o se sabe de su bajo contenido de materia orgánica, es necesario inocular la muestra.

### 7.2 Control del agua de dilución

7.2.1 Utilizar este procedimiento como una comprobación aproximada de la calidad del agua de dilución. Si la disminución de oxígeno disuelto del agua excede de 0.2 mg/L, obtener agua de mejor calidad mejorando la purificación o usar agua de otra fuente. Alternativamente si se requiere inhibir la nitrificación, almacenar el agua de dilución sembrada en una habitación oscura a temperatura ambiente hasta que la captación de oxígeno disuelto se haya reducido lo suficiente para cumplir los criterios de comprobación del agua de dilución. No se recomienda su almacenamiento cuando la DBO<sub>5</sub> se va a determinar sin inhibir la nitrificación ya que pueden desarrollarse microorganismos nitrificantes durante ese tiempo. Si el agua de dilución no ha sido almacenada para mejorar su calidad, añadir suficiente inóculo como para un consumo de OD de 0.05 mg/L a 0.1 mg/L en cinco días a 20°C. Al Incubar en un frasco Winkler lleno de agua de dilución durante cinco días a 20°C, el consumo no debe ser mayor a 0.2 mg/L y preferiblemente no menor a 0.1 mg/L.

### 7.3 Control de la glucosa-ácido glutámico

Comprobar en cada lote analítico la calidad del agua de dilución, la efectividad del inóculo y la técnica analítica mediante determinaciones de la DBO<sub>5</sub> en muestras estándar de concentración conocida. Utilizar la disolución de glucosa-ácido glutámico como disolución madre de control. La glucosa tiene una tasa excepcionalmente alta y variable de oxidación, pero cuando se utiliza con ácido glutámico, dicha tasa se estabiliza y es similar a la obtenida en muchas aguas residuales municipales. Alternativamente, si un agua residual particular contiene un componente principal identificable que contribuya a la DBO<sub>5</sub>, utilizar este compuesto en lugar de la glucosa-ácido glutámico. Determinar la DBO<sub>5</sub> de una disolución al 2% de la disolución de control patrón de glucosa-ácido glutámico.

### 7.4 Inóculo

#### 7.4.1 Fuente de la siembra

7.4.1.1 Es necesario contar con una población de microorganismos capaces de oxidar la materia orgánica biodegradable de la muestra. El agua residual doméstica, los efluentes no clorados o sin desinfección, los efluentes de las plantas de tratamiento de desechos biológicos y las aguas superficiales que reciben las descargas de aguas residuales que contienen poblaciones microbianas satisfactorias. Algunas muestras no contienen una población microbiana suficiente (por ejemplo, algunos residuos industriales no tratados, residuos desinfectados, residuos de alta temperatura o con valores de pH extremos).

Para tales residuos, sembrar el agua de dilución añadiendo una población de microorganismos. La mejor siembra es la que proviene del efluente de un sistema de tratamiento biológico de aguas residuales. Cuando se usa como siembra el efluente de tratamiento biológico de sistema de aguas residuales se recomienda la inhibición de la nitrificación. Cuando no se disponga de ésta, utilizar el sobrenadante del agua residual doméstica después de dejarlo reposar a

temperatura ambiente durante al menos 1 h, pero no más de 36 h. Determinar si la población existente es satisfactoria haciendo la prueba de la siembra en una muestra para  $DBO_5$ . El incremento del valor de la  $DBO_5$  indica una siembra exitosa.

#### 7.5 Control del inóculo

Determinar la  $DBO_5$  del material de siembra como para cualquier otra muestra. Esto es una siembra control. A partir de este valor y de uno conocido de la dilución del material de siembra (en el agua de dilución) determinar el consumo de OD de la siembra. Lo ideal es hacer diluciones tales de la siembra que la mayor cantidad de los resultados presenten una disminución de al menos el 50 % del OD. La representación de la disminución del OD (mg/L) con respecto a los mililitros de siembra, tiene que ser una línea recta cuya pendiente corresponde a la disminución de OD por mililitro del inóculo. La intersección del eje de las abscisas (OD) representa el consumo del oxígeno causado por el agua de dilución y debe ser inferior a 0.1 mg/L. Para determinar el consumo de OD de una muestra, se resta el consumo de OD de la siembra, del consumo de OD total. La captación de OD total del agua de dilución sembrada debe oscilar entre 0.6 y 1.0 mg/L.

#### 7.6 Pretratamiento de la muestra

##### 7.6.1 Muestras con pH ácidos o básicos

7.6.1.1 Neutralizar las muestras a un pH entre 6.5 y 7.5 con ácido sulfúrico o hidróxido de sodio de concentración tal que la cantidad de reactivo no diluya la muestra en más del 0.5%. El pH del agua de dilución sembrada no debe verse afectado por la dilución de la muestra.

##### 7.6.2 Muestras que contienen cloro residual

7.6.2.1 Si es posible, evitar las muestras que contengan cloro residual, tomándolas antes del proceso de cloración. Si la muestra ha sido clorada pero no hay residuo detectable de cloro, sembrar el agua de dilución. Si hay cloro residual, eliminar el cloro de la muestra y sembrar con inóculo. No se deben analizar las muestras cloradas sin sembrar el agua de dilución. En algunas muestras, el cloro desaparece en el lapso de 1 h a 2 h después de su exposición a la luz. Esto suele ocurrir durante el transporte o la manipulación de la muestra. Para las muestras en las que el residuo de cloro no se disipe en un tiempo razonablemente corto, eliminar el cloro residual añadiendo disolución de sulfito de sodio. Determinar el volumen requerido de disolución de sulfito de sodio cuantificando el cloro residual total. Añadir a la muestra neutralizada el volumen relativo de la disolución de sulfito de sodio determinada por la prueba anterior, mezclar y después de 10 min a 20 min, comprobar el cloro residual de la muestra.

7.6.2.2 La determinación de cloro residual se realiza de acuerdo a lo establecido en la norma mexicana NMX-AA-100-1987.

##### 7.6.3 Muestras sobresaturadas con OD.

7.6.3.1 En aguas frías o en aguas donde se produce la fotosíntesis (aguas de embalses), es posible encontrar muestras que contienen más de 9.0 mg OD/L a 20°C. Para evitar la pérdida de oxígeno durante la incubación de tales muestras, reducir el OD por saturación, calentando la muestra aproximadamente a 20°C en frascos parcialmente llenos mientras se agitan con fuerza o se airean con aire limpio, filtrado y comprimido.

7.6.4 Ajustar la temperatura de la muestra a  $20 \pm 1^\circ\text{C}$  antes de hacer diluciones.

##### 7.6.5 Inhibición de la nitrificación

7.6.5.1 Si se requiere inhibir la nitrificación adicionar 3.0 mg de 2-cloro-6 (triclorometil) piridina a cada uno de los frascos antes de recolectar o bien adicionar la cantidad suficiente de agua para tener una concentración de 10 mg/L aproximadamente.

7.6.5.2 Entre las muestras que requieren inhibición de la nitrificación se incluyen, los efluentes tratados biológicamente, las muestras sembradas con efluentes tratados biológicamente y las aguas superficiales entre otras. Debe hacerse la observación del uso de inhibición del nitrógeno cuando se presente el informe de los resultados.

#### 7.7 Técnica de dilución



7.7.1 Las diluciones que dan lugar a un OD residual mayor de 1 mg/L y una captación de OD de al menos 2 mg/L después de 5 días de incubación, producen los resultados más confiables. Hacer varias diluciones (al menos 3) por duplicado de la muestra preparada para obtener una captación de OD en dicho intervalo. La experimentación con una muestra concreta permite el uso de un número menor de diluciones. Un análisis más rápido tal como la DQO, presenta una correlación aproximada con la DBO<sub>5</sub> y sirve como una guía para seleccionar las diluciones. En ausencia de datos previos, utilizar las siguientes diluciones: de 0 a 1% para los residuos industriales fuertes, de 1 a 5% para las aguas residuales sedimentadas y crudas, del 5 al 25% para el efluente tratado biológicamente y del 25 al 100% para las aguas superficiales contaminadas.

7.7.2 Diluciones preparadas directamente en frascos tipo Winkler. Utilizando una pipeta volumétrica, añadir el volumen de muestra deseado a frascos Winkler individuales de 300 mL. Añadir cantidades adecuadas del material de siembra a los frascos tipo Winkler o al agua de dilución. Llenar los frascos con suficiente agua de dilución, sembrada si es necesario, de forma que la inserción del tapón desplace todo el aire, sin dejar burbujas. No realizar diluciones mayores de 1:300 (1 mL de la muestra en un frasco). Determinar el OD inicial en uno de los frascos de cada una de las diferentes diluciones. En los frascos de los duplicados de cada una de las diluciones, Ajustar herméticamente el tapón, poner un sello hidráulico y la contratapa e incubar durante 5 días a 20°C.

## 7.8 Determinación del OD inicial

### 7.8.1 Método yodométrico

La determinación del OD inicial se realiza por medio del método yodométrico de azida modificado, de acuerdo a lo establecido en la norma mexicana NMX-AA-012-SCFI-1980.

### 7.8.2 Método electrométrico

La determinación del OD inicial se realiza por medio del método electrométrico con electrodo de membrana, de acuerdo a lo establecido en la norma mexicana NMX-AA-012-SCFI-1980. Los aceites, grasas o cualquier sustancia que se adhiera a la membrana puede ser causa de baja respuesta en el electrodo.

7.9 Blanco del agua de dilución. Emplear un blanco del agua de dilución como un control aproximado de la calidad del agua de dilución no sembrada y de la limpieza de los frascos de incubación. Junto con cada lote de muestras, incubar un frasco de agua de dilución no sembrada. Determinar el OD inicial y final. El consumo de OD no debe ser mayor de 0.2 mg/L y preferentemente no menor a 0.1 mg/L.

### 7.10 Incubación

Incubar a 20±1°C las botellas de DBO<sub>5</sub> que contengan las muestras con las diluciones deseadas, los controles de siembra, los blancos de agua de dilución y el control de glucosa-ácido glutámico. En caso de no contar con contratapas, diariamente se debe verificar que el sello hidráulico esté intacto en cada botella incubada, agregar agua si es necesario.

### 7.11 Determinación del OD final

Después de 5 días de incubación determinar el OD en las diluciones de la muestra, en los controles y en los blancos. La medición del OD debe ser realizada inmediatamente después de destapar la botella de Winkler, para evitar la absorción de oxígeno del aire por la muestra.

## 8 CÁLCULOS

### 8.1 Calcular la DBO<sub>5</sub>

8.1.1 Cuando no se utilice inóculo ni diluciones:

$$DBO_5 \text{ (mg/L)} = OD_i \text{ mg/L} - OD_5 \text{ mg/L}$$

donde:

OD<sub>i</sub> mg/L es el oxígeno disuelto inicial, y

OD<sub>5</sub> mg/L es el oxígeno disuelto al quinto día.

8.1.2 Cuando se emplea una dilución:

$$\text{DBO}_5 \text{ (mg/L)} = \frac{\text{OD}_i \text{ mg/L} - \text{OD}_5 \text{ mg/L}}{\% \text{ de dilución expresado en decimales}}$$

Reportar los resultados en mg/L de  $\text{DBO}_5$  con dos cifras significativas con la precisión (media, desviación estándar) correspondiente.

## 9 INTERFERENCIAS

9.1 El pH ácido o alcalino

9.2 Cloro residual

9.3 Nitritos: Es la interferencia más común en las muestras de  $\text{DBO}_5$  incubadas.

9.4 Sustancias inorgánicas y orgánicas reductoras.

## II.- DETERMINACIÓN DE LA DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO, NMX-AA-030-SCFI-2001 (DOF, 2001 b)

### INTRODUCCIÓN

Se entiende por demanda química de oxígeno (DQO), la cantidad de materia orgánica e inorgánica en un cuerpo de agua susceptible de ser oxidada por un oxidante fuerte. El método que involucra el uso de dicromato es preferible sobre procedimientos que utilizan otros oxidantes debido a su mayor potencial redox y su aplicabilidad a una gran variedad de muestras. Se describen el método para la determinación de DQO con dicromato a reflujo cerrado que es más económico en cuanto al uso de reactivos, pero requiere una mayor homogeneización de las muestras que contienen sólidos suspendidos para obtener resultados reproducibles.

### 1 OBJETIVO Y CAMPO DE APLICACIÓN

Esta norma mexicana especifica dos métodos para la determinación de la demanda química de oxígeno en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.

### 2 PRINCIPIO DEL MÉTODO

Una gran cantidad de compuestos orgánicos e inorgánicos son oxidados con una mezcla de ácido crómico y sulfúrico a ebullición. La muestra se coloca a reflujo en una disolución de ácido fuerte con un exceso conocido de dicromato de potasio ( $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ ). Después de la digestión, el dicromato no reducido se mide por titulación o espectrofotométricamente para determinar la cantidad de dicromato consumido y calcular la materia oxidable en términos de oxígeno equivalente.

### 3 REACTIVOS Y PATRONES

Todos los productos químicos usados en este método deben ser grado reactivo, a menos que se indique otro grado.

3.1 Método reflujo cerrado / método espectrofotométrico

3.1.1 Ácido sulfúrico concentrado ( $\text{H}_2\text{SO}_4$ )

3.1.2 Dicromato de potasio ( $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ )

3.1.3 Sulfato mercúrico ( $\text{HgSO}_4$ )

3.1.4 Sulfato de plata ( $\text{Ag}_2\text{SO}_4$ )

3.1.5 Biftalato de potasio patrón primario ( $\text{HOOC}_6\text{H}_4\text{COOK}$ )

3.1.6 Disolución estándar de biftalato de potasio (1 mL = 1 mg de DQO). Deshacer los grumos y secar el biftalato de potasio a 120°C. Pesar aproximadamente y con precisión 0.851 g de biftalato de potasio, disolver en agua y aforar a 1 L. Es estable hasta por 3 meses cuando se mantiene en refrigeración y si no se observa crecimiento biológico.

3.1.7 Disolución de sulfato de plata en ácido sulfúrico. Pesar aproximadamente y con precisión 15 g de sulfato de plata y disolver en 1 L de ácido sulfúrico concentrado. El sulfato de plata requiere un tiempo aproximado de dos días para su completa disolución. La disolución formada debe mantenerse en la oscuridad para evitar su descomposición.

3.1.8 Disolución de digestión A (alta concentración). Pesar aproximadamente y con precisión 10.216 g de dicromato de potasio, previamente secado a 103°C por 2 h, y añadirlos a 500 mL de agua, adicionar 167 mL de ácido sulfúrico concentrado y aproximadamente 33.3 g de sulfato mercúrico. Disolver y enfriar a temperatura ambiente. Aforar a 1 L con agua.

3.1.9 Disolución de digestión B (baja concentración). Pesar aproximadamente y con precisión 1.021 g de dicromato de potasio, previamente secado a 103°C por 2 h, y añadirlos a 500 mL de agua. Adicionar 167 mL de ácido sulfúrico concentrado y 33.3 g de sulfato mercúrico. Disolver y enfriar a temperatura ambiente. Aforar a 1 L con agua.

#### 4 EQUIPO Y MATERIALES

Sólo se mencionan los equipos y materiales que son de relevancia para este método.

##### 4.1 Método de reflujo cerrado/método espectrofotométrico

###### 4.1.1 Equipo

4.1.1.1 Placa de calentamiento con horadaciones para los tubos de reacción de DQO que alcance una temperatura de 150±2°C.

4.1.1.2 Espectrofotómetro. Disponible para utilizarse de 190 nm a 900 nm y equipado con celdas de 1 cm de paso óptico de luz o tubos de 16 mm x 100 mm de calidad espectro.

###### 4.1.2 Material

Todo el material volumétrico utilizado en este método debe ser de clase A con certificado, o en su caso debe estar calibrado.

4.1.2.1 Tubos para digestión, 16 mm x 100 mm con tapa con cubierta interior de TPF.

4.1.2.2 Barras magnéticas cubiertas de TPF.

#### 5 RECOLECCIÓN, PRESERVACIÓN Y ALMACENAMIENTO DE MUESTRAS

5.1 La muestra se debe analizar inmediatamente después de su toma, en caso contrario debe conservarse en refrigeración a 4°C, además de la adición de ácido sulfúrico hasta pH menor a 2.

5.2 El tiempo máximo de almacenamiento previo al análisis es de 28 días.

#### 6 PROCEDIMIENTO

##### 6.1 Método a reflujo cerrado/método espectrofotométrico

6.1.1 Precalentar a 150°C el digestor de DQO.

6.1.2 Colocar en los tubos de reacción 1.5 mL de la disolución de digestión A o B.

6.1.3 Tomar cuidadosamente 2.5 mL de muestra previamente homogeneizada dentro de los tubos de reacción. Cerrar inmediatamente para evitar que se escapen los vapores, asegurarse de que están herméticamente cerrados. Suavemente invertir los tubos varias veces destapando después de cada inversión para liberar la presión.

NOTA.- La disolución es fuertemente ácida y el tubo se calienta en este proceso, trabajar con guantes aislantes.

6.1.4 Añadir cuidadosamente 3.5 mL de la disolución de digestión respectiva.

6.1.5 Colocar 2.5 mL de agua en un tubo para la determinación del blanco de reactivos.

6.1.6 Colocar todos los tubos en el digestor previamente calentado a 150°C y reflujar por 2 h.

6.1.7 Retirar los tubos del digestor y dejar que los tubos se enfríen a temperatura ambiente, permitiendo que cualquier precipitado se sedimente.

6.1.8 Medir la absorbancia en el espectrofotómetro, previamente calibrado o cuantificar por titulación.

6.1.9 Para aguas que contengan una DQO baja (5 mg/L a 75 mg/L), utilizar la disolución de digestión B. Si el valor de la DQO determinado es más alto que 75 mg/L después de usar estos reactivos, reanalizar la muestra, utilizando la disolución A.

## 7 CÁLCULOS

7.1 Método de reflujó cerrado / método espectrofotométrico:

7.1.1 Calcular la DQO en la muestra en miligramos por litro (mg/L) directamente de la curva de calibración, con la ecuación  $Y = mX + b$

7.1.2 Reportar los resultados en mg/L.

## 8 INTERFERENCIAS

8.1 El método no oxida uniformemente todos los materiales orgánicos. Algunos compuestos son muy resistentes a la oxidación, mientras que otros tales como los carbohidratos son fácilmente oxidables.

8.2 Los compuestos alifáticos volátiles de cadena abierta no se oxidan.

## III.- DETERMINACIÓN DE SÓLIDOS, NMX-AA-034-SCFI-2001 (DOF, 2001 c)

### INTRODUCCIÓN

Las aguas naturales o residuales con altos contenidos de sólidos suspendidos o sales disueltas no pueden ser utilizadas en forma directa por las industrias o por las plantas potabilizadoras. De ello se deriva el interés por determinar en forma cuantitativa estos parámetros.

### 1 OBJETIVO Y CAMPO DE APLICACIÓN

Esta norma mexicana establece el método de análisis para la determinación de sólidos y sales disueltas en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.

### 2 PRINCIPIO DEL MÉTODO

El principio de este método se basa en la medición cuantitativa de los sólidos y sales disueltas así como la cantidad de materia orgánica contenidos en aguas naturales y residuales, mediante la evaporación y calcinación de la muestra filtrada o no, en su caso, a temperaturas específicas, en donde los residuos son pesados y sirven de base para el cálculo del contenido de estos.

### 3 EQUIPO Y MATERIALES

Sólo se mencionan los equipos y materiales que son de relevancia para el presente método.

#### 3.1 Equipo

3.1.1 Bomba de vacío

3.1.2 Estufa eléctrica, para operar de 103 a 105°C

3.1.3 Balanza analítica con precisión de 0.1 mg

3.1.4 Mufla eléctrica para operar a 500±50°C

#### 3.2 Materiales

3.2.1 Cápsulas de evaporación adecuadas al volumen de la muestra

3.2.2 Desecador, provisto con un desecante que contenga un indicador colorido de humedad

3.2.3 Pinzas para crisol

3.2.4 Guantes para protección al calor

3.2.5 Careta para protección al calor

#### 4 REACTIVOS Y PATRONES

Todos los productos químicos usados en este método deben ser grado reactivo, a menos que se indique otro grado.

4.1 Cloruro de sodio (NaCl)

4.2 Carbonato de calcio (CaCO<sub>3</sub>)

4.3 Almidón en polvo

4.4 Disolución estándar para muestras de control. Agregar la cantidad necesaria de almidón, cloruro de sodio y carbonato de calcio de acuerdo con la concentración deseada de sólidos en las muestras de control y diluir a 1 L. Este patrón debe prepararse cada vez que se realice el método.

#### 5 RECOLECCIÓN, PRESERVACIÓN Y ALMACENAMIENTO DE MUESTRAS

5.1 Deben tomarse un mínimo de 500 mL de muestra en envases de polietileno y taparse inmediatamente después de la colecta. Pueden utilizarse muestras compuestas o simples.

5.2 No se requiere de ningún tratamiento específico en campo.

5.3 Debe preservarse la muestra a 4°C hasta su análisis.

5.4 El tiempo máximo de almacenamiento previo al análisis es de 7 días. Sin embargo, se recomienda realizar el análisis dentro de las 24 h posteriores a su colecta. Las muestras deben estar a temperatura ambiente al momento del análisis.

#### 6 PROCEDIMIENTO

6.1 Preparación de cápsulas de porcelana

6.1.1 Las cápsulas se introducen a la mufla a una temperatura de 550±50°C, durante 20 min como mínimo. Después de este tiempo transferirlas a la estufa a 103–105°C aproximadamente 20 min.

6.1.2 Sacar y enfriar a temperatura ambiente dentro de un desecador.

6.1.3 Pesar las cápsulas y registrar los datos.

6.1.4 Repetir el ciclo hasta alcanzar el peso constante, el cual se obtendrá hasta que no haya una variación en el peso mayor a 0.5 mg. Registrar como peso G.

6.2 Preparación de la muestra

6.2.1 Sacar las muestras del sistema de refrigeración y permitir que alcancen la temperatura ambiente. Agitar las muestras para asegurar la homogeneización de la muestra.

6.3 Medición para sólidos totales (ST) y sólidos totales volátiles(SVT).

- Determinación para sólidos totales (ST):

6.3.1 En función de la cantidad de sólidos probables tomar una cantidad de muestra que contenga como mínimo 25 mg/L de sólidos totales, generalmente 100 mL de muestra es un volumen adecuado.

6.3.2 Transferir la muestra a la cápsula de porcelana que previamente ha sido puesta a peso constante.

6.3.3 Llevar a sequedad la muestra en la estufa a 103-105°C.

6.4.4 Enfriar en desecador hasta temperatura ambiente y determinar su peso hasta alcanzar peso constante. Registrar como peso G1.

- Determinación para sólidos totales volátiles(SVT):

6.3.5 Introducir la cápsula conteniendo el residuo a la mufla a 550±50°C durante 15 min a 20 min, transferir la cápsula a la estufa a 103–105°C aproximadamente 20 min, sacar la cápsula, enfriar a temperatura ambiente en desecador y determinar su peso hasta alcanzar peso constante. Registrar como peso G2.

6.3.6 Cuando se determinen muestras por duplicado o triplicado, los resultados como máximo pueden tener una variación del 5 por ciento del promedio de los resultados.

## 7 CÁLCULOS

7.1 Calcular el contenido de sólidos totales de las muestras como sigue:

$$ST = (G1 - G) * 1\ 000 / V$$

donde:

ST son los sólidos totales, en mg/L;

G1 es el peso de la cápsula con el residuo, después de la evaporación, en mg;

G es el peso de la cápsula vacía, en mg a peso constante, y

V es el volumen de muestra, en mL.

7.2 Calcular el contenido de sólidos totales volátiles de las muestras como sigue:

$$SVT = (G1 - G2) * 1\ 000 / V$$

donde:

SVT es la materia orgánica total, en mg/L;

G2 es el peso de la cápsula con el residuo, después de la calcinación, en mg, y

V es el volumen de muestra, en mL.

7.7 Reportar los resultados, en mg/L.

## 8 INTERFERENCIAS

8.1 La heterogeneidad de la muestra que contiene una o más de dos fases puede provocar errores durante el muestreo en campo y en la toma de alícuotas de la misma para la determinación de sólidos. Se recomienda homogeneizar la muestra en lo posible antes de tomar la alícuota.

8.2 Si parte de los sólidos de la muestra se adhieren a las paredes de los contenedores, ya sea en el material de muestreo o en los utensilios de trabajo, considerar lo anterior en la evaluación y en el reporte de resultados.

8.3 La temperatura a la cual el residuo se seca, tiene un efecto muy importante sobre los resultados, ya que pueden ocurrir pérdidas en el peso de la materia orgánica presente durante la etapa de secado y/o el desprendimiento de gases por descomposición química y/o por la oxidación del residuo, así como por la oclusión de agua.

8.4 El tipo de filtro, el tamaño del poro, el grosor del filtro, el tamaño de la partícula y la cantidad de material depositado en el filtro son los principales factores que afectan la separación de los sólidos suspendidos y las sales disueltas.

8.5 Los resultados para las muestras con alto contenido de grasas y aceites son cuestionables debido a la dificultad de secado a peso constante en un tiempo razonable.

## ANEXO 2 DATOS EXPERIMENTALES Y DATOS CALCULADOS

### ENERGÍA ACUMULADA

$$Q_n = Q_{n-1} + \Delta t G_n A / V * 10^{-6} \quad (3-1)$$

$$\Delta t = t_n - t_{n-1}$$

$Q_n$  : Energía acumulada, kJ/L

$Q_{n-1}$  : Energía acumulada en el tiempo anterior, kJ/L

$\Delta t$  : Diferencial del tiempo en que se toma cada muestra, s

$G_n$  : Radiación global ajustada medida en el piranómetro a cada momento del experimento,  $W/m^2$

$A$  : Área de colección solar,  $m^2$

$V$  : Volumen total de agua del sistema,  $m^3$

$$1 \text{ J} = \text{kg m}^2 / \text{s}^2$$

$$1 \text{ W} = \text{kg m}^2 / \text{s}^3$$

$$1 \text{ W} = \text{J/s}$$

**EXPERIMENTO 1**

LECTURAS DE LA RADIACIÓN SOLAR (Wm <sup>2</sup> )				
HORA	Día 1	Día 2	Día 3	Día 4
10:00		358.60	683.50	
10:10		740.90	465.30	
10:20		771.20	521.10	
10:30		827.90	546.60	
10:40	741.40	853.50	887.40	
10:50	902.20	560.80	440.30	
11:00	524.30	707.70	526.70	
11:10	966.50	847.00	497.50	
11:20	1017.40	748.10	686.30	
11:30	939.50	936.80	507.60	
11:40	739.50	918.40	496.10	
11:50		953.50	431.70	
12:00	943.90	638.00	657.50	
12:10	491.30	841.40		
12:20	808.90	710.80	516.30	
12:30	627.40	480.30	546.90	
12:40	867.10	790.20	660.60	
12:50	863.10	681.30	494.70	
13:00	922.40	656.70	693.30	
13:10	1077.10	638.50	732.20	
13:20	818.10	543.30	523.10	
13:30	710.60	603.60	335.20	
13:40	515.30	759.90	552.20	
13:50	561.80	633.40	601.70	
14:00	609.90	597.10	829.00	
14:10		617.50	489.40	
14:20	727.90	343.20	353.00	
14:30	631.20		332.90	
14:40	776.10	347.70	334.80	
14:50			345.30	
15:00		282.10	287.10	
15:10			267.50	
15:20		216.20	268.70	
15:30			238.50	
15:40		298.00	252.10	
15:50			248.20	
16:00		193.19	190.47	
16:10		187.42		
16:20		174.15		
16:30		182.18		
<b>PROM/DÍA</b>	<b>773.17</b>	<b>589.73</b>	<b>484.47</b>	<b>402.57</b>

TIEMPO DE EXPOSICIÓN (h)	RADIACIÓN (W m <sup>2</sup> )	LECTURAS AJUSTADAS
--------------------------	-------------------------------	--------------------

**Día 1**

Muestra 1				
Inicio	10:40			
Muestra 2	11:40			
Muestra 3	12:40			
Muestra 4	14:40			

0	0	0	0
		741.40	259.49
1	1	848.23	296.88
1	2	747.72	261.70
2	4	746.68	261.34

**Día 2**

Inicio	10:00			
Muestra 5	12:00			
Muestra 6	14:00			
Muestra 7	16:30			

		358.60	125.51
2	6	791.98	277.19
2	8	661.38	231.48
2.5	10.5	284.16	99.46

**Día 3**

Inicio	10:00			
Muestra 8	12:00			
Muestra 9	14:00			
Muestra 10	16:00			

		683.50	239.23
2	12.5	555.34	194.37
2	14.5	589.56	206.35
2	16.5	300.66	105.23

**Día 4**

Inicio	10:10			
Muestra 11	13:10			

		379.70	132.90
3	19.5	404.09	141.43

La Muestra 1 se tomo antes de agregar los reactivos



E N E R G Í A A C U M U L A D A (kJ/L)									
MUESTRA	TIEMPO DE EXPOSICIÓN (h)		$\Delta t$ (seg)	$G_n$ (W m <sup>-2</sup> )	Vol (L)	Vol (m <sup>3</sup> )	A (m <sup>2</sup> )	$Q_n$ (J/m <sup>3</sup> )	$Q_n$ (kJ/L)
1	0	0	0	0.00	5.00	0.0050	0.4	0	0
2	1	1	3600	296.88	4.85	0.0049	0.4	88146309.28	88
3	1	2	3600	261.70	4.70	0.0047	0.4	168327347.58	168
4	2	4	7200	261.34	4.55	0.0046	0.4	333746088.83	334
5	2	6	7200	277.19	4.40	0.0044	0.4	515182270.65	515
6	2	8	7200	231.48	4.25	0.0043	0.4	672044858.89	672
7	2.5	10.5	9000	99.46	4.10	0.0041	0.4	759373307.67	759
8	2	12.5	7200	194.37	3.95	0.0040	0.4	901090877.29	901
9	2	14.5	7200	206.35	3.80	0.0038	0.4	1057480389.25	1057
10	2	16.5	7200	105.23	3.65	0.0037	0.4	1140513123.50	1141
11	3	19.5	10800	141.43	3.50	0.0035	0.4	1315081443.50	1315

**EXPERIMENTO 2**

LECTURAS DE LA RADIACIÓN SOLAR (Wm <sup>2</sup> )				
HORA	Día 1	Día 2	Día 3	Día 4
10:30		194.71	194.71	
10:40		202.00		
10:50		232.90		
11:00		218.60		668.10
11:10		213.20		668.10
11:20		193.54		708.40
11:30		205.60		734.70
11:40		186.18		769.80
11:50		194.10		784.90
12:00	329.80	329.80		747.10
12:10	335.00	228.60		
12:20	238.90	204.80		852.20
12:30	260.30	212.30		877.70
12:40	464.10	270.10		
12:50	239.00	254.40		
13:00	430.60	327.98	188.19	914.80
13:10	541.30	226.00	914.80	914.80
13:20	579.10	215.10	910.50	905.20
13:30	546.90	215.36	918.10	786.02
13:40	501.50		890.90	
13:50	218.20		930.80	860.60
14:00	207.10		927.80	840.40
14:10	213.10		927.80	840.40
14:20	902.00		930.40	823.30
14:30	880.40		940.50	778.00
14:40	801.50		938.10	811.80
14:50	847.20		909.50	786.10
15:00	820.30		859.00	776.80
15:10	824.40		861.60	743.30
15:20	785.60		795.70	778.20
15:30	780.10		567.30	749.30
15:40	673.80		419.20	774.25
15:50	645.00		556.30	
16:00	615.90	732.44	697.10	670.50
16:10	608.40		245.80	650.00
16:20	524.30		211.00	629.50
16:30	207.90		212.10	600.30
16:40	200.30		224.10	653.28
16:50	194.12		195.53	
17:00	183.36	319.73	237.20	
			434.10	
			418.50	
			406.40	319.31
<b>PROM/DÍA</b>	<b>503.21</b>	<b>214.27</b>	<b>626.46</b>	<b>768.09</b>

TIEMPO DE EXPOSICIÓN (h)	RADIACIÓN (W m <sup>-2</sup> )	LECTURAS AJUSTADAS
--------------------------	--------------------------------	--------------------

**Día 1**

Muestra 1	0	0	0	0
Inicio 12:00			329.80	115.43
Muestra 2 11:00	1	1	327.98	114.79
Muestra 3 14:00	1	2	432.35	151.32
Muestra 4 16:00	2	4	732.44	256.35
Muestra 5 17:00	1	5	319.73	111.91

**Día 2**

Inicio 10:30			194.71	68.15
Muestra 6 13:30	3	8	215.36	75.38

**Día 3**

Inicio 13:00			914.80	320.18
Muestra 8 13:30	0.5	8.5	919.80	321.93
Muestra 9 14:00	0.5	9	932.90	326.52
Muestra 10 16:00	2	11	606.06	212.12
Muestra 11 17:00	1	12	319.31	111.76

**Día 4**

Inicio 11:00			668.10	233.84
Muestra 12 13:00	2	14	786.02	275.11
Muestra 13 14:00	1	15	847.37	296.58
Muestra 14 15:00	1	16	774.25	270.99
Muestra 15 16:00	1	17	653.28	228.65

La Muestra 1 se tomo antes de agregar los reactivos

**DUPLICADO**

LECTURAS DE LA RADIACIÓN SOLAR (Wm <sup>2</sup> )				
HORA	Día 1	Día 2	Día 3	Día 4
09:30		631.70	<b>631.70</b>	
09:40		660.80		
09:50		694.80		
10:00		752.20	747.20	<b>747.20</b>
10:10		775.30	768.30	
10:20		792.10	801.30	
10:30		812.60	828.90	
10:40		824.40	844.60	
10:50		863.50	869.00	
11:00	861.80	<b>861.80</b>	880.60	<b>784.03</b>
11:10	889.50	926.10	888.10	<b>833.37</b>
11:20	942.70	942.60	905.10	
11:30	937.10	955.10	917.90	
11:40	952.00	979.00	928.00	
11:50	954.60	993.30	946.00	
12:00	974.40	<b>941.72</b>	962.60	
12:10	972.50	997.50	960.90	
12:20	961.20	1006.10	971.80	
12:30	957.30	1008.10	983.40	
12:40	961.70	971.70	961.10	
12:50		978.50	953.00	
13:00	955.10	<b>961.56</b>	961.20	
13:10	938.30	935.90	<b>972.12</b>	<b>951.28</b>
13:20		936.20	964.30	841.20
13:30		935.70	972.40	<b>841.20</b>
13:40	901.10	946.50	840.20	
13:50	885.20	934.90	946.50	
14:00	847.00	935.40	935.40	
14:10	816.70	922.60	922.60	
14:20	790.90	884.30	884.30	
14:30	751.80	862.80	862.80	
14:40	731.00	841.20	841.20	<b>792.93</b>
14:50	691.10	821.90	821.90	
15:00	597.60	<b>887.26</b>	826.30	
15:10		821.90	826.30	
15:20		779.10	826.30	
15:30		779.10	728.90	
15:40		778.20	728.90	
15:50		777.20	687.80	
16:00		<b>729.85</b>	685.80	
		776.80	672.40	
		<b>848.01</b>	666.30	<b>828.91</b>
		668.50	610.50	369.30
		663.00	602.40	388.20
		594.70	591.90	376.80
		578.90	567.20	395.20
		498.80	522.70	403.00
		466.80	488.90	310.55
				180.95

LECTURAS DE LA RADIACIÓN SOLAR (Wm <sup>2</sup> )				
HORA	Día 1	Día 2	Día 3	Día 4
16:10		428.80	453.20	180.30
16:20		388.00	406.20	180.00
16:30		364.80	343.60	175.60
16:40		299.20	261.40	173.50
16:50		193.50	210.00	172.49
17:00		126.70	180.19	110.36
<b>PROM/DÍA</b>	<b>875.45</b>	<b>756.55</b>	<b>752.27</b>	<b>492.66</b>

La Muestra 1 se tomo antes de agregar los reactivos

		TIEMPO DE EXPOSICIÓN(h)	RADIACIÓN (W m <sup>-2</sup> )	LECTURAS AJUSTADAS
<b>Día 1</b>				
Muestra 1		0	0	0
Inicio	11:00		861.80	301.63
Muestra 2	12:00	1	941.72	329.60
Muestra 3	13:00	1	961.56	336.55
Muestra 4	14:00	1	887.26	310.54
Muestra 5	15:00	1	729.85	255.45
<b>Día 2</b>				
Inicio	09:30		631.70	221.10
Muestra 6	11:00	1.5	784.03	274.41
Muestra 7	13:00	2	972.12	340.24
Muestra 8	15:00	2	848.01	296.80
Muestra 9	17:00	2	439.31	153.76
<b>Día 3</b>				
Inicio	10:00		747.20	261.52
Muestra 10	11:00	1	833.37	291.68
Muestra 11	13:00	2	951.28	332.95
Muestra 12	15:00	2	828.91	290.12
Muestra 13	17:00	2	309.10	108.18
<b>Día 4</b>				
Inicio	01:00		841.20	294.42
Muestra 14	14:00	1	792.93	277.53
Muestra 15	17:00	3	373.20	130.62

**TRIPLICADO**

LECTURAS DE LA RADIACIÓN SOLAR (Wm <sup>-2</sup> )								
HORA	Día 1	Día 2	Día 3	Día 4				
10:00		721.70	<b>721.70</b>	652.20	<b>652.20</b>			
10:10		744.10		711.00				
10:20		791.60		775.80				
10:30		804.60						
10:40		827.20		475.10				
10:50		863.50		458.70				
11:00		884.50	872.40	<b>872.40</b>	535.80			
11:10		907.30	823.60		938.20			
11:20		956.10	855.80		979.10			
11:30	980.20	<b>980.20</b>	611.30	869.50	866.70			
11:40	1005.90		961.20	897.40	738.90			
11:50	1025.10		825.50	898.40	1149.10			
12:00	1028.80		667.40	<b>820.36</b>	912.40	856.40	<b>771.35</b>	
12:10	1044.10		991.70		946.00	710.70		
12:20	1044.10		996.50		967.70	1035.20		
12:30	1053.80	<b>1033.63</b>	668.40		954.70	1014.20		
12:40	1049.90		948.60		955.10	1021.60		
12:50	1047.50		782.20		945.50	1023.40		
13:00	1047.20		900.30		971.70	<b>916.48</b>	806.90	
13:10	1048.50		1054.70		971.30		1028.10	
13:20	1034.20		1035.50		971.20		988.60	
13:30	1042.90		436.20		976.10		994.20	
13:40	1016.90		732.30		926.80		983.80	
13:50	1005.60		874.40		949.60		956.00	
14:00	988.30		764.50	<b>848.78</b>	983.10		946.70	<b>959.12</b>
14:10	976.00		1190.30		1010.70		929.30	
14:20	946.70		632.50		974.90		896.40	
14:30	957.80	<b>1013.46</b>	1001.50		523.30		857.70	
14:40	991.20		925.30		896.50		832.80	
14:50	920.60		905.90		850.30		804.30	
15:00	537.90		394.20		821.40	<b>904.60</b>	787.00	
15:10	864.50		878.50				745.50	
15:20	749.30		820.80					
15:30	582.20		659.40				694.60	
15:40	606.20		753.70				656.30	
15:50	656.80		570.60				614.00	
16:00	717.80		342.30	<b>756.25</b>			577.30	<b>763.20</b>
16:10	311.40							
16:20	192.42							
16:30	221.10	<b>612.62</b>						
<b>PROM/DÍA</b>	<b>861.13</b>		<b>806.12</b>		<b>909.02</b>		<b>829.76</b>	

		TIEMPO DE EXPOSICIÓN (h)	RADIACIÓN (W m <sup>-2</sup> )	LECTURAS AJUSTADAS
<b>Día 1</b>				
Muestra 1		0	0	0.00
Inicio	11:30		980.20	343.07
Muestra 2	12:30	1	1033.63	361.77
Muestra 3	14:30	2	1013.46	354.71
Muestra 4	16:30	2	612.62	214.42
<b>Día 2</b>				
Inicio	10:00		721.70	252.60
Muestra 5	12:00	2	820.36	287.13
Muestra 6	14:00	2	848.78	297.07
Muestra 7	16:00	2	756.25	264.69
<b>Día 3</b>				
Inicio	11:00		872.40	305.34
Muestra 8	13:00	2	916.48	320.77
Muestra 9	15:00	2	904.60	316.61
<b>Día 4</b>				
Inicio	10:00		652.20	228.27
Muestra 10	12:00	2	771.35	269.97
Muestra 11	14:00	2	959.12	335.69
Muestra 12	16:00	2	763.20	267.12

La Muestra 1 se tomo antes de agregar los reactivos

Radiación Global ajustada, $G_n$ ( $W\ m^{-2}$ )				
Muestra	Inicial	Duplicado	Triplicado	Promedio
1	0.00	0.00	0.00	0.00
2	114.79	329.60	361.77	268.72
3	151.32	336.55	354.71	280.86
4	256.35	310.54	214.42	260.44
5	111.91	255.45	287.13	218.16
6	75.38	274.41	297.07	215.62
7	321.93	340.24	264.69	308.95
8	326.52	296.80	320.77	314.70
9	212.12	153.76	316.61	227.50
10	111.76	291.68	269.97	224.47
11	275.11	332.95	335.69	314.58
12	296.58	290.12	267.12	284.61
13	270.99	108.18		189.59
14	228.65	277.53		253.09
15		130.62		130.62

Tiempo de exposición (h)					
Muestra	Inicial	Duplicado	Triplicado	Promedio	
1	0.0	0	0	0.00	0.0
2	1.0	1	1	1.00	1.0
3	1.0	1	2	1.33	1.0
4	2.0	1	2	1.67	2.0
5	1.0	1	2	1.33	1.0
6	3.0	1.5	2	2.17	2.0
7	0.5	2	2	1.50	1.5
8	0.5	2	2	1.50	1.5
9	2.0	2	2	2.00	2.0
10	1.0	1	2	1.33	1.0
11	2.0	2	2	2.00	2.0
12	1.0	2	2	1.67	2.0
13	1.0	2		1.50	1.5
14	1.0	1		1.00	1.0
15		3		3.00	3.0

ENERGÍA ACUMULADA (kJ/L)									
MUESTRA	TIEMPO DE EXPOSICIÓN (h)		$\Delta t$ (seg)	$G_n$ ( $W\ m^{-2}$ )	Vol (L)	Vol ( $m^3$ )	A ( $m^2$ )	$Q_n$ ( $J/m^3$ )	$Q_n$ (kJ/L)
1	0.0	0.0	0	0.00	5.00	0.0050	0.4	0	0
2	1.0	1.0	3600	268.72	4.85	0.0049	0.4	79785567.01	80
3	1.0	2.0	3600	280.86	4.70	0.0047	0.4	165836179.78	166
4	2.0	4.0	7200	260.44	4.55	0.0046	0.4	330684425.93	331
5	1.0	5.0	3600	218.16	4.40	0.0044	0.4	402082071.38	402
6	2.0	7.0	7200	215.62	4.25	0.0043	0.4	548196217.27	548
7	1.5	8.5	5400	308.95	4.10	0.0041	0.4	710961583.12	711
8	1.5	10.0	5400	314.70	3.95	0.0040	0.4	883048342.61	883
9	2.0	12.0	7200	227.50	3.80	0.0038	0.4	1055466447.88	1055
10	1.0	13.0	3600	224.47	3.65	0.0037	0.4	1144023948.25	1144
11	2.0	15.0	7200	314.58	3.50	0.0035	0.4	1402879681.58	1403
12	2.0	17.0	7200	284.61	3.35	0.0034	0.4	1647555383.08	1648
13	1.5	18.5	5400	189.59	3.20	0.0032	0.4	1775525904.95	1776
14	1.0	19.5	3600	253.09	3.05	0.0031	0.4	1895016318.07	1895
15	3.0	22.5	10800	130.62	2.90	0.0029	0.4	2089596524.96	2090

**EXPERIMENTO 3**

LECTURAS DE LA RADIACIÓN SOLAR (Wm <sup>2</sup> )								
HORA	Día 1	Día 2	Día 3	Día 4				
10:00		764.80	<b>764.80</b>	703.30	<b>703.30</b>	667.70	<b>667.70</b>	
10:10		785.30		758.50		718.00		
10:20		811.80		814.60		758.20		
10:30		857.70		838.60		795.00		
10:40		893.00		867.00		827.20		
10:50		917.20		889.70		859.10		
11:00	931.10	<b>931.10</b>		949.30		922.10		
11:10	957.60			970.60		944.30		
11:20	969.30			1007.80		964.00		
11:30	1002.70			1014.00		960.40		
11:40	1021.80			1020.60		992.50		
11:50	1029.60			1027.20		1006.70		
12:00	1061.00	<b>1007.00</b>	1044.90	<b>941.62</b>	1023.50	<b>915.16</b>	947.70	<b>870.98</b>
12:10	1069.10		1064.00		1026.20		961.80	
12:20	1093.90		1051.80		1025.50		980.30	
12:30	1085.90		1063.70		1031.60		982.30	
12:40	1087.80		1066.20		1037.60		998.40	
12:50	1084.00		1086.40		1046.40		1000.80	
13:00	1067.20		1075.00		1026.20		1006.10	
13:10	1087.30		1081.50		1027.60		983.80	
13:20	1072.30		1076.40		1010.10			
13:30	1080.50		1052.70		1019.80		996.20	
13:40	1080.60		1074.70		1027.10		963.50	
13:50	1052.00		1065.00		1002.00		967.70	
14:00	1047.60	<b>1075.68</b>	1072.70	<b>1069.18</b>	991.10	<b>1022.60</b>	971.80	<b>982.97</b>
14:10	1040.80		1025.40		973.20		956.40	
14:20	1025.90		1023.90		946.40		930.60	
14:30	1011.30		990.80		932.50		911.40	
14:40	1001.50		992.10		897.60		889.10	
14:50	981.50		924.00		878.40		860.30	
15:00	946.40		917.90		859.10		844.30	
15:10	878.40		877.40		816.50		821.80	
15:20	873.00		849.10		774.10		782.90	
15:30	816.70		826.30		750.40		753.30	
15:40	793.60		762.40		675.50		708.70	
15:50	757.90		759.60		628.00		651.10	
16:00	732.40	<b>904.95</b>	712.60	<b>888.46</b>	577.80	<b>809.13</b>	630.60	<b>811.71</b>
<b>PROM/DÍA</b>	<b>991.64</b>	<b>960.97</b>	<b>909.89</b>	<b>879.79</b>				

TIEMPO DE EXPOSICIÓN (h)	RADIACIÓN (W m <sup>-2</sup> )	LECTURAS AJUSTADAS
--------------------------	--------------------------------	--------------------

**Día 1**

Muestra 1	0	0	0	0
Inicio	11:00		931.10	325.89
Muestra 2	12:00	1	1007.00	352.45
Muestra 3	14:00	2	1075.68	376.49
Muestra 4	16:00	2	904.95	316.73

**Día 2**

Inicio	10:00		764.80	267.68	
Muestra 5	12:00	2	7	941.62	329.57
Muestra 6	14:00	2	9	1069.18	374.21
Muestra 7	16:00	2	11	888.46	310.96

**Día 3**

Inicio	10:00			703.30	246.16
Muestra 8	12:00	2	13	915.16	320.31
Muestra 9	14:00	2	15	1022.60	357.91
Muestra 10	16:00	2	17	809.13	283.19

**Día 4**

Inicio	10:00			667.70	233.70
Muestra 11	12:00	2	19	870.98	304.84
Muestra 12	14:00	2	21	982.97	344.04
Muestra 13	16:00	2	23	811.71	284.10

La Muestra 1 se tomo antes de agregar los reactivos

E N E R G Í A A C U M U L A D A (kJ/L)									
MUESTRA	TIEMPO DE EXPOSICIÓN (h)		$\Delta t$ (seg)	$G_n$ (W m <sup>-2</sup> )	Vol (L)	Vol (m <sup>3</sup> )	A (m <sup>2</sup> )	$Q_n$ (J/m <sup>3</sup> )	$Q_n$ (kJ/L)
1	0	0	0	0.00	5.00	0.0050	0.40	0	0
2	1	1	3600	352.45	4.85	0.0049	0.40	104644948.45	105
3	2	3	7200	376.49	4.70	0.0047	0.40	335344693.13	335
4	2	5	7200	316.73	4.55	0.0046	0.40	535825923.90	536
5	2	7	7200	329.57	4.40	0.0044	0.40	751541742.09	752
6	2	9	7200	374.21	4.25	0.0043	0.40	1005124895.03	1005
7	2	11	7200	310.96	4.10	0.0041	0.40	1223555626.73	1224
8	2	13	7200	320.31	3.95	0.0040	0.40	1457094765.97	1457
9	2	15	7200	357.91	3.80	0.0038	0.40	1728352871.24	1728
10	2	17	7200	283.19	3.65	0.0037	0.40	1951804378.09	1952
11	2	19	7200	304.84	3.50	0.0035	0.40	2202645178.09	2203
12	2	21	7200	344.04	3.35	0.0034	0.40	2498417270.35	2498
13	2	23	7200	284.10	3.20	0.0032	0.40	2754105395.35	2754

**EXPERIMENTO 4**

LECTURAS DE LA RADIACIÓN SOLAR (Wm <sup>2</sup> )					
HORA	Día 1	Día 2	Día 3	Día 4	Día 5
10:30				769.30	720.70
10:40				828.50	730.10
10:50				857.60	735.80
11:00			811.40	<b>811.40</b>	779.30
11:10			838.50		910.10
11:20			882.70		852.90
11:30		830.80	897.50	953.20	889.10
11:40		852.50	907.50	953.70	910.50
11:50		869.10	923.90	972.70	918.30
12:00			907.00	<b>892.85</b>	965.00
12:10		870.00	919.40	969.50	929.70
12:20		872.90		958.00	933.00
12:30		874.20		951.10	<b>934.37</b>
12:40		870.70	898.40		926.30
12:50		829.70	912.60	924.40	904.20
13:00		833.40	899.90	<b>907.58</b>	892.20
13:10		829.70	873.60		887.40
13:20		807.50		866.90	885.90
13:30		789.30	<b>845.36</b>	843.60	870.50
13:40		753.60	821.00	830.40	841.90
13:50		747.20	795.70		833.80
14:00	662.50	<b>662.50</b>	780.10	<b>822.80</b>	826.40
14:10	585.10	610.10	748.10		805.20
14:20	574.20	587.50	718.50	728.70	746.70
14:30	585.30	640.20	684.10	717.30	<b>813.54</b>
14:40	568.00	633.70	644.70		711.30
14:50	557.50	551.00	609.20		641.60
15:00	515.40	415.20	497.80	<b>650.40</b>	609.20
15:10	492.20	404.80			335.00
15:20	497.10	428.50			523.10
15:30	440.30	403.80			520.00
15:40	439.60	398.30			514.90
15:50	433.40	379.00			526.40
16:00	401.90	375.60			428.60
16:10	305.70	361.40			370.40
16:20	249.40	310.20			351.80
16:30	214.00	265.80			333.60
16:40	211.80	170.50			256.90
16:50	173.25	165.20			<b>450.96</b>
17:00	135.02	<b>409.95</b>			
17:10		57.62			
17:20		40.64	<b>218.51</b>		

	TIEMPO DE EXPOSICIÓN (h)	RADIACIÓN (W m <sup>2</sup> )	LECTURAS AJUSTADAS
--	--------------------------	-------------------------------	--------------------

**Día 1**

Muestra 1	0	0	0	0
Muestra 2	0	0	0	0
Inicio	14:00		662.50	231.88
Muestra 3	17:00	3	409.95	143.48

**Día 2**

Inicio	11:30		830.80	290.78
Muestra 4	13:30	2	845.36	295.88
Muestra 5	15:30	2	565.82	198.04
Muestra 6	17:30	2	218.51	76.48

**Día 3**

Inicio	11:00		811.40	283.99
Muestra 7	12:00	1	10	892.85
Muestra 8	13:00	1	11	907.58
Muestra 9	14:00	1	12	822.80
Muestra 10	15:00	1	13	650.40

**Día 4**

Inicio	10:30		769.30	269.26
Muestra 11	12:30	2	15	934.37
Muestra 12	14:30	2	17	813.54

**Día 5**

Inicio	10:30		720.70	252.25
Muestra 13	13:00	2	19	877.47
Muestra 14	14:30	1.5	20.5	823.23
Muestra 15	16:30	2	22.5	450.96

La Muestra 1 y 2 se tomaron antes de agregar los reactivos al pH de la muestra y a pH=3, respectivamente.



E N E R G Í A A C U M U L A D A (kJ/L)									
MUESTRA	TIEMPO DE EXPOSICIÓN (h)		$\Delta t$ (seg)	Gn (W m <sup>-2</sup> )	Vol (L)	Vol (m <sup>3</sup> )	A (m <sup>2</sup> )	Qn (J/m <sup>3</sup> )	Qn (kJ/L)
2	0	0	0	0.00	5.00	0.0050	0.4	0	0
3	3	3	10800	143.48	4.85	0.0049	0.4	127804181.44	128
4	2	5	7200	295.88	4.70	0.0047	0.4	309107701.75	309
5	2	7	7200	198.04	4.55	0.0046	0.4	434457855.60	434
6	2	9	7200	76.48	4.40	0.0044	0.4	484515937.42	485
7	1	10	3600	312.50	4.25	0.0043	0.4	590397443.30	590
8	1	11	3600	317.65	4.10	0.0041	0.4	701962760.37	702
9	1	12	3600	287.98	3.95	0.0040	0.4	806947874.30	807
10	1	13	3600	227.64	3.80	0.0038	0.4	893211453.24	893
11	2	15	7200	327.03	3.65	0.0037	0.4	1151250247.76	1151
12	2	17	7200	284.74	3.50	0.0035	0.4	1385549767.76	1386
13	2	19	7200	307.12	3.35	0.0034	0.4	1649577564.78	1650
14	1.5	20.5	5400	288.13	3.20	0.0032	0.4	1844066439.78	1844
15	2	22.5	7200	157.84	3.05	0.0031	0.4	1993104472.57	1993

**EXPERIMENTO 5**

LECTURAS DE LA RADIACIÓN SOLAR (Wm <sup>-2</sup> )						
HORA	Día 1	Día 2	Día 3	Día 4	Día 5	Día 6
10:00		517.00			619.20	
10:10		536.30			653.10	
10:20		504.00			681.10	
10:30		630.10			698.60	
10:40		716.20			721.90	
10:50		739.00			746.90	
11:00		775.30	771.90	761.10	763.00	
11:10		676.40	386.70	818.80	783.70	
11:20		499.70		862.80	806.30	
11:30		590.90	423.20		844.00	
11:40		508.40	329.20		852.50	
11:50		440.80	889.50		856.60	
12:00		707.50	610.38	908.50	868.30	862.50
12:10		738.10			872.40	860.90
12:20		746.70			870.30	860.60
12:30		853.50	724.60	893.90	884.00	857.50
12:40		802.40	664.70	910.90	878.90	863.70
12:50		891.00	892.60	903.70	895.30	838.30
13:00		832.60	566.30	895.80	884.91	850.00
13:10		624.80	663.70	885.20	855.10	836.10
13:20	818.30	818.30	682.00	880.20	854.70	827.50
13:30	798.10	798.10	857.80	851.80	818.80	816.90
13:40	783.90	783.90	809.40	828.70	815.50	806.30
13:50	770.30	770.30	806.00	811.10	793.40	761.30
14:00	745.20	745.20	748.90	378.10	576.15	815.16
14:10	724.10	724.10	745.90	782.70	753.40	741.10
14:20	692.80	692.80	758.00	734.60	748.30	834.27
14:30	659.40	659.40	691.80	752.20	708.00	704.80
14:40	620.40	620.40	587.70	719.10	693.00	684.20
14:50	594.20	594.20	559.10	722.60	659.70	643.50
15:00	634.90	634.90	601.20	664.70	787.37	641.10
15:10	588.00	588.00	580.10	658.90	613.00	584.30
15:20	531.70	531.70	527.20		576.60	572.60
15:30	495.90	495.90	575.50	568.50	544.50	523.30
15:40	473.70	473.70	267.40	536.50	474.30	477.90
15:50	340.80	340.80	252.00	466.80	463.40	410.80
16:00	366.50	366.50	326.30	589.10	401.40	417.00
16:10	347.00	347.00			401.40	380.30
16:20	335.30	335.30			352.80	357.40
16:30	264.10	264.10			306.70	315.60
16:40	230.30	230.30				
16:50	209.90	209.90				
17:00	164.87	362.34				

	TIEMPO DE EXPOSICIÓN (h)	RADIACIÓN (W m <sup>-2</sup> )	LECTURAS AJUSTADAS
--	--------------------------	--------------------------------	--------------------

**Día 1**

Muestra 1	0	0	0	0
Inicio	01:20		818.30	286.41
Muestra 2	03:00	2.5	2.5	702.33
Muestra 3	05:00	2	4.5	362.34

**Día 2**

Inicio	10:00			517.00	180.95
Muestra 4	12:00	2	6.5	610.38	213.63
Muestra 5	13:30	1.5	8	780.99	273.35
Muestra 6	16:00	2.5	10.5	589.10	206.19

**Día 3**

Inicio	11:00			771.90	270.17
Muestra 7	14:00	3	13.5	576.15	201.65

**Día 4**

Inicio	11:00			761.10	266.39
Muestra 8	13:00	2	15.5	884.91	309.72
Muestra 9	15:00	2	17.5	787.37	275.58
Muestra 10	16:00	1	18.5	526.42	184.25

**Día 5**

Inicio	10:00			619.20	216.72
Muestra 11	12:00	2	20.5	773.00	270.55
Muestra 12	14:20	2.5	23	834.27	292.00
Muestra 13	16:20	2	25	543.56	190.25

**Día 6**

Inicio	12:00			862.50	301.88
Muestra 14	14:20	2.5	27.5	815.16	285.31
Muestra 15	16:20	2	29.5	523.87	183.35

La Muestra 1 se tomo antes de agregar los reactivos, a pH=5.

E N E R G Í A A C U M U L A D A (kJ/L)									
MUESTRA	TIEMPO DE EXPOSICIÓN (h)		$\Delta t$ (seg)	Gn (W m <sup>-2</sup> )	Vol (L)	Vol (m <sup>3</sup> )	A (m <sup>2</sup> )	Qn (J/m <sup>3</sup> )	Qn (kJ/L)
1	0	0	0	0.00	5.00	0.0050	0.4	0	0
2	2.5	2.5	9000	245.82	4.85	0.0049	0.4	182460989.69	182
3	2	4.5	7200	126.82	4.70	0.0047	0.4	260171176.92	260
4	2	6.5	7200	213.63	4.55	0.0046	0.4	395394561.54	395
5	1.5	8	5400	273.35	4.40	0.0044	0.4	529582652.45	530
6	2.5	10.5	9000	206.19	4.25	0.0043	0.4	704233475.98	704
7	3	13.5	10800	201.65	4.10	0.0041	0.4	916705124.76	917
8	2	15.5	7200	309.72	3.95	0.0040	0.4	1142526289.32	1143
9	2	17.5	7200	275.58	3.80	0.0038	0.4	1351385657.74	1351
10	1	18.5	3600	184.25	3.65	0.0037	0.4	1424074885.13	1424
11	2	20.5	7200	270.55	3.50	0.0035	0.4	1646698885.13	1647
12	2.5	23	9000	292.00	3.35	0.0034	0.4	1960484556.78	1960
13	2	25	7200	190.25	3.20	0.0032	0.4	2131705431.78	2132
14	2.5	27.5	9000	285.31	3.05	0.0031	0.4	2468458874.40	2468
15	2	29.5	7200	183.35	2.90	0.0029	0.4	2650547701.99	2651

**EXPERIMENTO 6**

LECTURAS DE LA RADIACIÓN SOLAR (Wm <sup>2</sup> )			
HORA	Día 1	Día 2	Día 3
10:00		708.70	<b>708.70</b>
10:10		734.60	
10:20		764.10	
10:30		803.00	873.50
10:40		848.00	899.30
10:50		875.00	919.90
11:00		895.70	942.70
11:10		900.40	977.70
11:20		816.50	986.60
11:30		939.80	1005.20
11:40		974.90	1015.20
11:50		1047.90	1028.30
12:00	1013.30	<b>1013.30</b>	1088.60
12:10	1031.30		<b>980.71</b>
12:20	1017.20	925.20	1053.00
12:30	1045.40	1077.10	1066.40
12:40	1054.20	501.20	1057.80
12:50	1046.20	1126.20	<b>998.93</b>
13:00	1051.00	970.00	1049.50
13:10	<b>1040.88</b>	1016.70	1061.20
13:20	1045.10	1019.80	1049.60
13:30	1034.20	301.50	1035.90
13:40	1020.60	994.90	1020.10
13:50	997.10	1016.40	999.60
14:00	991.60	1001.00	989.30
14:10	970.40	953.00	<b>908.58</b>
14:20	947.90		988.80
14:30	911.80	907.60	919.60
14:40	911.30	862.00	940.40
14:50	933.30	867.20	936.20
15:00	592.80	777.20	909.60
15:10	469.20	455.20	863.60
15:20	<b>902.11</b>	267.10	854.00
15:30	616.30	253.60	
15:40	625.60	217.50	744.30
15:50	369.50	216.10	753.50
16:00	191.45	633.60	726.70
	158.51	181.83	677.50
	135.89	<b>512.63</b>	637.50
<b>PROM/DÍA</b>	<b>807.25</b>	<b>776.09</b>	<b>941.71</b>

	TIEMPO DE EXPOSICIÓN (h)	RADIACIÓN (W m <sup>-2</sup> )	LECTURAS AJUSTADAS
<b>Día 1</b>			
Muestra 1	0	0	0
Inicio	12:00	1013.30	354.66
Muestra 2	13:00	1040.88	364.31
Muestra 3	15:00	902.11	315.74
Muestra 4	16:00	349.54	122.34
<b>Día 2</b>			
Inicio	10:00	708.70	248.05
Muestra 5	12:00	890.71	311.75
Muestra 6	14:00	908.58	318.00
Muestra 7	16:00	512.63	179.42
<b>Día 3</b>			
Inicio	10:30	873.50	305.73
Muestra 8	12:00	998.93	349.62
Muestra 9	14:00	1004.08	351.43
Muestra 10	16:00	770.84	269.79

La Muestra 1 se tomo después del pretratamiento y antes de agregar los reactivos.

**DUPLICADO**

LECTURAS DE LA RADIACIÓN SOLAR (Wm <sup>2</sup> )				
HORA	Día 1	Día 2	Día 3	Día 4
10:30			845.80	<b>845.80</b>
10:40			870.30	
10:50		910.30	<b>910.30</b>	934.90
11:00		933.50	936.40	899.10
11:10		956.00	964.10	922.00
11:20		969.10	982.60	934.70
11:30		1004.20	1001.10	951.60
11:40		1012.30	1013.10	1005.90
11:50	1047.40	<b>1047.40</b>	1106.40	1028.70
12:00	1051.10	1122.30	1043.60	1031.80
12:10	1023.00	1170.80	1058.30	1035.00
12:20	1127.40		1056.10	1044.90
12:30	1022.70	1190.50	1059.50	<b>995.73</b>
12:40	1036.40	1209.50	1071.80	1053.30
12:50	1008.40	1219.00	1054.70	1046.20
13:00	1026.20	<b>1042.17</b>	1224.90	<b>1093.21</b>
13:10	1002.50	1023.40	1066.50	1056.90
13:20	1098.80	1222.20	1060.00	1049.60
13:30	804.30	1195.90	1048.50	1047.00
13:40	741.30	1186.20	1040.70	1029.40
13:50	983.20		1027.70	1022.00
14:00	838.20	<b>911.38</b>	1146.80	983.80
14:10	847.00	1109.50	1007.30	985.40
14:20	1012.00	1094.20	989.50	964.80
14:30	954.80	1024.70	972.70	<b>1020.57</b>
14:40	945.20	1026.20	961.70	<b>1030.42</b>
14:50	915.20	954.23	931.40	
15:00	886.00	888.40	907.60	
15:10	869.80	828.29	879.70	
15:20	869.60	828.60	836.90	
15:30	802.30	828.60	807.10	
15:40	757.50	780.60	770.50	
15:50	722.90	768.40	737.10	
16:00	662.30	<b>853.72</b>	719.60	707.20
		695.80	<b>893.21</b>	658.70
			<b>804.02</b>	
<b>PROM/DÍA</b>	<b>925.21</b>	<b>1017.39</b>		<b>997.31</b>

	TIEMPO DE EXPOSICIÓN (h)	RADIACIÓN (W m <sup>2</sup> )	LECTURAS AJUSTADAS
--	--------------------------	-------------------------------	--------------------

**Día 1**

Muestra 1	0	0	0	0
Inicio	12:00		1047.40	366.59
Muestra 2	13:00	1	1042.17	364.76
Muestra 3	14:00	1	911.38	318.98
Muestra 4	16:00	2	853.72	298.80

**Día 2**

Inicio	11:00		910.30	318.61
Muestra 5	13:00	2	1093.21	382.62
Muestra 6	14:00	1	1154.90	404.22
Muestra 7	16:00	2	893.21	312.62

**Día 3**

Inicio	10:30		845.80	296.03
Muestra 8	12:30	2	995.73	348.50
Muestra 9	14:30	2	1030.42	360.65
Muestra 10	16:00	1.5	804.02	281.41

**Día 4**

Inicio	10:40		882.10	308.74
Muestra 11	12:40	2	989.48	346.32
Muestra 12	14:10	1.5	1020.57	357.20

La Muestra 1 se tomo después del pretratamiento y antes de agregar los reactivos.

TRIPLICADO

LECTURAS DE LA RADIACIÓN SOLAR (Wm <sup>2</sup> )				
HORA	Día 1	Día 2	Día 3	Día 4
10:50			729.30	729.30
11:00			750.80	752.30
11:10	855.70		830.90	766.90
11:20	886.10	853.00	847.50	803.40
11:30	881.60	888.30	876.60	847.50
11:40	900.80	918.10	905.20	880.80
11:50	925.60	945.10	935.20	901.30
12:00	973.20	968.10	936.90	926.10
12:10	984.90	989.80	960.70	958.50
12:20	1025.40	1004.40	933.10	970.30
12:30	1029.00	997.30	993.10	985.00
12:40	1036.60	1021.10	995.10	1004.00
12:50	1055.20	1037.20	998.70	1016.70
13:00	1083.30	1052.80	990.80	1031.80
13:10	1081.60	1066.00	1017.60	1040.70
13:20	1088.60	1054.90	1008.30	
13:30	1088.80	1068.60	1011.90	1061.20
13:40	1068.20	1061.20	1007.80	1061.60
13:50	1030.60	1068.20	1009.00	1066.00
14:00	1052.50	1063.80	1000.10	1062.90
14:10	1044.40	1062.10	1015.20	1060.70
14:20	1049.20	1038.10	1011.70	1055.20
14:30	1028.00	1032.50	983.70	1049.70
14:40	997.50	1001.50	991.10	1043.10
14:50	991.50	1013.60	979.60	1028.00
15:00	988.30	994.30	942.90	995.80
15:10	971.70	979.70	918.10	
15:20	934.90	948.40	895.70	
15:30	911.40	925.30	881.60	
15:40	890.50		838.80	
15:50	780.10	862.60	828.50	
16:00	810.40	821.40	782.20	
16:10	820.20	800.10	767.60	
16:20		755.80	755.60	
16:30		719.50	737.80	
16:40		698.80		
16:50		665.20		
<b>PROM/DÍA</b>	<b>976.32</b>	<b>950.81</b>		<b>973.73</b>

	TIEMPO DE EXPOSICIÓN (h)	RADIACIÓN (W m <sup>2</sup> )	LECTURAS AJUSTADAS
<b>Día 1</b>			
Muestra 1	0	0	0
Inicio	11:10	855.70	299.50
Muestra 2	12:10	925.37	323.88
Muestra 3	14:10	1057.02	369.96
Muestra 4	16:10	931.14	325.90
<b>Día 2</b>			
Inicio	11:20	853.00	298.55
Muestra 5	13:20	995.26	348.34
Muestra 6	14:50	1042.63	364.92
Muestra 7	16:50	833.74	291.81
<b>Día 3</b>			
Inicio	11:00	729.30	255.26
Muestra 8	13:00	919.58	321.85
Muestra 9	14:30	1007.26	352.54
Muestra 10	16:30	859.96	300.99
<b>Día 4</b>			
Inicio	11:00	752.30	263.31
Muestra 11	13:00	924.36	323.53
Muestra 12	15:00	1047.72	366.70

La Muestra 1 se tomo después del pretratamiento y antes de agregar los reactivos.

Radiación Global ajustada, $G_n$ ( $W m^{-2}$ )				
Muestra	Inicial	Duplicado	Triplicado	Promedio
1	0.00	0.00	0.00	0.00
2	364.31	364.76	323.88	350.98
3	315.74	318.98	369.96	334.89
4	122.34	298.80	325.90	249.01
5	311.75	382.62	348.34	347.57
6	318.00	404.22	364.92	362.38
7	179.42	312.62	291.81	261.28
8	349.62	348.50	321.85	339.99
9	351.43	360.65	352.54	354.87
10	269.79	281.41	300.99	284.06
11		346.32	323.53	334.92
12		357.20	366.70	361.95

Tiempo de exposición (h)					
Muestra	Inicial	Duplicado	Triplicado	Promedio	
1	0	0	0	0.00	0.0
2	1	1	1	1.00	1.0
3	2	1	2	1.67	1.5
4	1	2	2	1.67	1.5
5	2	2	2	2.00	2.0
6	2	1	1.5	1.50	1.5
7	2	2	2	2.00	2.0
8	1.5	2	2	1.83	2.0
9	2	2	1.5	1.83	2.0
10	2	1.5	2	1.83	2.0
11		2	2	2.00	2.0
12		1.5	2	1.75	1.5

ENERGÍA ACUMULADA (kJ/L)									
MUESTRA	TIEMPO DE EXPOSICIÓN (h)		$\Delta t$ (seg)	$G_n$ ( $W m^{-2}$ )	Vol (L)	Vol ( $m^3$ )	A ( $m^2$ )	$Q_n$ ( $J/m^3$ )	$Q_n$ (kJ/L)
1	0.0	0.0	0	0.00	5.00	0.0050	0.4	0	0
2	1.0	1.0	3600	350.98	4.85	0.0049	0.4	104209237.11	104
3	1.5	2.5	5400	334.89	4.70	0.0047	0.4	258117343.50	258
4	1.5	4.0	5400	249.01	4.55	0.0046	0.4	376330266.57	376
5	2.0	6.0	7200	347.57	4.40	0.0044	0.4	603830902.94	604
6	1.5	7.5	5400	362.38	4.25	0.0043	0.4	788004855.88	788
7	2.0	9.5	7200	261.28	4.10	0.0041	0.4	971540870.07	972
8	2.0	11.5	7200	339.99	3.95	0.0040	0.4	1219435257.61	1219
9	2.0	13.5	7200	354.87	3.80	0.0038	0.4	1488390485.68	1488
10	2.0	15.5	7200	284.06	3.65	0.0037	0.4	1712527161.47	1713
11	2.0	17.5	7200	334.92	3.50	0.0035	0.4	1988119161.47	1988
12	1.5	19.0	5400	361.95	3.65	0.0037	0.4	2202314140.30	2202

**EXPERIMENTO 7**

LECTURAS DE LA RADIACIÓN SOLAR (Wm <sup>2</sup> )					
HORA	Día 1	Día 2	Día 3	Día 4	Día 5
10:30		772.70	<b>772.70</b>		
10:40		811.80			
10:50		849.60			
11:00		865.90		905.60	<b>905.60</b>
11:10		900.60		926.80	866.50
11:20		913.30		945.30	<b>866.50</b>
11:30	910.20	<b>910.20</b>	955.80	970.30	
11:40	920.30		951.10	983.70	
11:50	930.90		964.50	1001.50	
12:00	936.20		966.90	1039.10	
12:10	940.40		976.00	1054.50	
12:20	946.70		993.10	1048.00	
12:30	948.90	<b>937.23</b>	992.20	990.80	
12:40	959.70		<b>928.40</b>	1022.20	
12:50	946.50		1004.40	1033.50	
13:00	934.20		1013.50	1034.00	
13:10	927.20		1035.00	1025.40	<b>1005.65</b>
13:20	918.30		1005.20	1042.40	<b>1008.38</b>
13:30	910.20		972.70	1040.80	
13:40	885.10		1044.60	1040.80	
13:50	868.10		1024.40	1019.40	
14:00	855.80		1020.60	1011.00	
14:10	843.30		797.20	1005.60	<b>1042.11</b>
14:20	833.20		752.50	988.50	
14:30	795.70	<b>889.78</b>	701.90	977.70	
14:40	767.30		951.80	965.50	
14:50	742.10		940.00	941.50	
15:00	710.10		921.70	921.50	
15:10	676.00		891.40	888.30	
15:20	637.70		819.30	876.50	<b>976.56</b>
15:30	606.80		775.80	841.60	<b>961.70</b>
15:40	562.50		760.60	808.90	
15:50	525.40		689.20	789.50	
16:00	500.70		660.90	746.00	
16:10	448.80		<b>839.92</b>	706.10	
16:20	410.00			668.60	
16:30	359.50	<b>578.91</b>		638.40	
				581.30	
				557.00	
				<b>704.16</b>	
				532.00	
				<b>664.03</b>	
<b>PROM/DÍA</b>	<b>779.28</b>	<b>867.17</b>	<b>948.75</b>		<b>894.61</b>

TIEMPO DE EXPOSICIÓN (h)	RADIACIÓN (W m <sup>2</sup> )	LECTURAS AJUSTADAS
--------------------------	-------------------------------	--------------------

**Día 1**

Muestra 1		0	0	0	0
Inicio	11:30			910.20	318.57
Muestra 2	12:30	1	1	937.23	328.03
Muestra 3	14:30	2	3	889.78	311.42
Muestra 4	16:30	2	5	578.91	202.62

**Día 2**

Inicio	10:30			772.70	270.45
Muestra 5	12:30	2	7	928.40	324.94
Muestra 6	14:30	2	9	900.29	315.10
Sin muestra	15:30	1	10	672.86	235.50

**Día 3**

Inicio	12:00			1010.00	353.50
Muestra 7	14:00	2	12	1042.11	364.74
Muestra 8	16:00	2	14	839.92	293.97

**Día 4**

Inicio	11:00			905.60	316.96
Muestra 9	13:00	2	16	1005.65	351.98
Muestra 10	15:00	2	18	976.56	341.80
Muestra 11	16:30	1.5	19.5	704.16	246.45

**Día 5**

Inicio	11:00			866.50	303.28
Muestra 12	13:00	2	21.5	1008.38	352.93
Muestra 13	15:00	2	23.5	961.70	336.60
Muestra 14	16:30	1.5	25	664.03	232.41

La Muestra 1 se tomo antes de agregar los reactivos



E N E R G Í A A C U M U L A D A (kJ/L)									
MUESTRA	TIEMPO DE EXPOSICIÓN (h)		$\Delta t$ (seg)	Gn ( $W m^{-2}$ )	Vol (L)	Vol ( $m^3$ )	A ( $m^2$ )	Qn (J/L)	Qn (kJ/L)
1	0	0.0	0	0.00	5.00	0.0050	0.4	0	0
2	1	1.0	3600	328.03	4.85	0.0049	0.4	97394969.07	97
3	2	3.0	7200	311.42	4.70	0.0047	0.4	288223309.50	288
4	2	5.0	7200	202.62	4.55	0.0046	0.4	416473771.04	416
5	2	7.0	7200	324.94	4.40	0.0044	0.4	629161771.04	629
6	2	9.0	7200	315.10	4.25	0.0043	0.4	842689375.74	843
7	3	12.0	10800	300.12	4.10	0.0041	0.4	1158912944.70	1159
8	2	14.0	7200	293.97	3.95	0.0040	0.4	1373252023.18	1373
9	2	16.0	7200	351.98	3.80	0.0038	0.4	1640012712.18	1640
10	2	18.0	7200	341.80	3.65	0.0037	0.4	1909703342.31	1910
11	1.5	19.5	5400	246.45	3.50	0.0035	0.4	2061800942.31	2062
12	2	21.5	7200	352.93	3.35	0.0034	0.4	2365218972.16	2365
13	2	23.5	7200	336.60	3.20	0.0032	0.4	2668154472.16	2668
14	1.5	25.0	5400	232.41	3.05	0.0031	0.4	2832747652.49	2833

## ANEXO 3 ANÁLISIS ESTADÍSTICO

### ANÁLISIS DE VARIANZA PARA DQO

$H_0 = T_i = 0$

OBS.	TRATAMIENTOS							TOTAL
	Exp. 1	Exp. 2	Exp. 3	Exp. 4	Exp. 5	Exp. 6	Exp. 7	
1	4304.00	4115.48	4155.00	4128.40	4223.43	4189.75	4163.00	
2	3906.50	3670.13	3783.50	3883.50	3778.83	2706.83	4043.00	
3	3761.50	4233.48	3355.00	2664.50	2355.23	1824.50	3909.00	
4	3752.50	3477.78	3737.50	2567.68	2585.85	1766.00	4642.00	
5	3407.00	3705.32	3743.50	2691.05	2413.45	1721.83	4502.00	
6	3487.00	3632.15	3981.00	2780.50	2299.68	1701.67	4172.50	
7	3417.00	3558.27	3818.50	2842.50	2028.50	1562.67	4580.00	
8	3483.50	3659.25	3743.00	3229.73	1973.95	1474.33	4498.50	
9	3405.50	3589.25	3665.00	2753.03	2183.65	1375.83	4547.50	
10	3466.50	3653.33	3215.50	2717.18	2005.55	1383.50	4296.00	
11	3403.00	3630.58	3441.00	2447.50	2359.98	1365.50	4432.50	
12		3741.75	3356.00	2520.55	2575.63	1105.00	4032.50	
13		3565.00	3151.50	2205.03	2461.23	1045.25	4510.00	
14		3643.50		2110.00	2213.15		4409.50	
15		3689.50		2135.65	2123.20			
16					2073.15			
TOTALES	39794.00	55564.78	47146.00	41676.77	39654.42	23222.67	60738.00	156096.78
No. OBS.	11	15	13	15	16	13	14	97
MEDIAS	3617.64	3704.32	3626.61	2778.45	2478.40	1786.36	4338.43	1609.24

$\Sigma y^2 =$  144787237.50    2.1E+08    1.72E+08    1.2E+08    1.04E+08    5E+07    2.64E+08  
 $M_{yy} =$  1061982323.80  
 $T_{yy} =$  251197997.60  
 $E_{yy} =$  650775551.56  
 $E_{yy} =$  160008774.65

TABLA DE ANVA				
Fuente varianza	G.L.	$\Sigma$ cuadrados	Cuadrado medio	F
Media	1	251197997.6	251197997.6	
Entre tratamientos	6	650775551.6	108462591.9	61.00
EE	90	160008774.6	1777875.274	
TOTAL	97	1061982324		

Si  $\alpha = 0.05$

$F_{C_{0.95,6,90}} = 2.175$   $F > F_c$  ( $61.00 > 2.175$ )

Por lo tanto  $H_0$  no se acepta, si hay diferencias significativas entre tratamientos.

## ANÁLISIS DE VARIANZA PARA SÓLIDOS VOLATILES TOTALES

$H_0 = T_i = 0$

OBS.	TRATAMIENTOS							TOTAL
	Exp. 1	Exp. 2	Exp. 3	Exp. 4	Exp. 5	Exp. 6	Exp. 7	
1	2700	2674.06	2557.18	2620.16	2597.03	2709.32	2752.76	
2	3027	2599.60	2706.35	5705.91	3791.73	3803.37	2565.08	
3	3178	2548.87	2751.24	4606.91	3430.94	2798.00	2463.66	
4	3333	2532.60	3053.28	3950.00	3769.67	2655.13	2353.28	
5	3352	2495.48	2927.05	3956.45	3419.83	2898.36	2390.98	
6	3292	2461.22	2983.87	3768.07	3483.33	2778.69	2379.79	
7	3202	2456.46	2594.35	4060.93	3915.57	2973.77	2480.65	
8	3036	2672.54	2863.93	4010.43	3451.71	2893.44	2522.47	
9	3189	2383.64	2863.11	3967.58	3366.12	2929.35	2452.42	
10	3092	2343.13	2787.70	3841.87	3383.11	2932.67	2377.47	
11	2999	2496.14	2861.30	4022.36	3658.33	3036.07	2546.62	
12		2554.63	2863.11	3904.76	3470.52	2852.93	2500.82	
13		2528.16	2889.34	4011.16	3423.85	2809.84	2504.92	
14		2689.61		4199.21	3549.40		2394.15	
15		2284.13		3846.88	3871.31			
16					3492.30			
TOTALES	34399.79	37720.30	36701.80	60472.70	56074.80	38070.90	34685.10	106805
No. OBS.	11	15	13	15	16	13	14	97
MEDIAS	3127.25	2514.68	2823.22	4031.51	3504.67	2928.53	2477.50	1101.08

$\Sigma y^2 =$  107927527.4    9.5E+07    1E+08    2.5E+08    2E+08    1.1E+08    8.6E+07  
 $M_{yy} =$  952381852.2  
 $T_{yy} =$  117601397.7  
 $E_{yy} =$  720333798.7  
 $E_{yy} =$  114446655.8

TABLA DE ANVA				
Fuente varianza	G.L.	$\Sigma$ cuadrados	Cuadrado medio	F
Media	1	117601397.7	117601397.7	
Entre tratamientos	6	720333798.7	120055633.1	94.41
EE	90	114446655.8	1271629.509	
TOTAL	97	952381852.2		

Si  $\alpha = 0.05$

$F_{c_{0.95,6,90}} = 2.175$      $F > F_c$  (94.41 > 2.175)

Por lo tanto  $H_0$  no se acepta, si hay diferencias significativas entre tratamientos.

## BIBLIOGRAFÍA

1. Alkalay D., Chamy R., Guerrero L., Schiappacasse M. (1996). Tratamiento anaerobio de lixiviados de relleno sanitario. Memorias del Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. México D.F. México.
2. Alkalay D., Guerrero L., Lema J.M., Méndez R., Chamy R. (1998). Anaerobic treatment of municipal sanitary landfill leachates: The problem of refractory and toxic components. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, 14(3):309-320.
3. Amokrane A., Comel C., Veron, J. (1997). Landfill leachate by coagulation-flocculation. *Water Research*, 31(11):2775-2782.
4. Andrés P., Gutiérrez F., Arrabal C., Cortijo M. (2004). Aerobic biological treatment of leachates from municipal solid waste landfill. *Journal of Environmental Science and Health, Part A: Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering*, 39(5):1319–328.
5. Arratia-Quisbert O.E. (2004). Proceso anaerobio aplicado al tratamiento de lixiviados (relleno sanitario de Mallasa). En Memorias del Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. 22-27 Agosto. San Juan, Puerto Rico.
6. Bae J.H., Kim S.E., Chang H.S. (1997). Treatment of landfill leachates: ammonia removal via nitrification and desnitrification and further COD reduction via Fenton's treatment followed by activated sludge. *Water Science and Technology*, 36(12):341-348.
7. Blanco J., Malato S., Fernández P., Vidal A., Morales A., Trincado P., Oliveira J.C., Minero C., Musci M., Casalle C., Brunotte M., Tratzky S., Dischinger N., Funken K.-H., Sattler C., Vincent M., Collares-Pereira M., Mendes J.F., Rangel C.M. (1999). Compound parabolic concentrator technology development to commercial solar detoxification applications. *Solar Energy*, 67(4–6): 317–330.
8. Blanco J., Malato S., Peral J., Sánchez B., Cardona A. (2001). Diseño de reactores para fotocatalisis: evaluación comparativa de las distintas opciones. Monografía: Eliminación de contaminantes por fotocatalisis heterogénea. Cooperación Iberoamericana. Barcelona, España.
9. Castillo-López D. (2006). Degradación fotocatalítica de carbofurán en diferentes sistemas ópticos de colección solar. Tesis de maestría (Ingeniería Ambiental). Facultad de Ingeniería, UNAM. México D.F. México.
10. Chacón-Castillo J.M. (2003). Estudios de fotocatalisis para el tratamiento de agua residual de la industria textil. Tesis de maestría (Ingeniería Ambiental). Facultad de Ingeniería, UNAM. México D.F. México.
11. Chen J., Rulkens W.H., Bruning H. (1997). Photochemical elimination of phenols and COD in industrial wastewaters. *Water Science and Technology*, 35(4):231-238.

12. Cossu R., Polcaro A.M., Lavagnolo M.C., Mascia M., Palmas, S., Renoldi, F. (1998). Electrochemical treatment of landfill leachate: Oxidation at Ti/PbO<sub>2</sub> and Ti/SnO<sub>2</sub> anodes. *Environmental Science and Technology*, 32(22):3570-3573.
13. Diamadopoulos E. (1994). Characterization and treatment of recirculation-stabilized leachate. *Water Research*, 28(12):2439-2445.
14. Diamadopoulos E., Samaras P., Dabou X., Sakellaropoulos, G.P. (1997). Combined treatment of landfill leachate and domestic sewage in a sequencing batch reactor. *Water Science and Technology*, 36(2-3):61-68.
15. DOF. (1980). Norma Mexicana NMX-AA-003-1980, que establece los lineamientos generales y recomendaciones para muestrear las descargas de aguas residuales, con el fin de determinar sus características físicas y químicas. Diario Oficial de la Federación. México D.F. México.
16. DOF. (2001 a). Norma Mexicana NMX-AA-028-SCFI-2001. Análisis de agua - Determinación de la demanda bioquímica de oxígeno en aguas naturales, residuales (DBO<sub>5</sub>) y residuales tratadas - Método de prueba. Diario Oficial de la Federación. México D.F. México.
17. DOF. (2001 b). Norma Mexicana NMX-AA-030-SCFI-2001. Análisis de agua - Determinación de la demanda química de oxígeno en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - Método de prueba. Diario Oficial de la Federación. México D.F. México.
18. DOF. (2001 c). Norma Mexicana NMX-AA-034-SCFI-2001. Análisis de agua - Determinación de sólidos y sales disueltas en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - Método de prueba. Diario Oficial de la Federación. México D.F. México.
19. DOF. (2003). Norma Oficial Mexicana NOM-083-SEMARNAT-2003, que establece las condiciones que deben reunir los sitios destinados a la disposición final de los residuos sólidos municipales. Diario Oficial de la Federación. México D.F. México.
20. Domènech X., Jardim W.F., Litter M.I. (2001). Procesos avanzados de oxidación para la eliminación de contaminantes. Monografía: Eliminación de contaminantes por fotocatalisis heterogénea. Cooperación Iberoamericana. Barcelona, España.
21. Durán-Pilotzi A., Ramírez-Zamora R.M., Durán-Moreno A. (2002). Bioadsorción de lixiviados viejos clarificados. Memorias del Congreso Nacional de Ingeniería Sanitaria y Ciencias Ambientales. 17-20 Abr. Guanajuato, Gto. México.
22. Fettig J., Stapel H., Steinert C., Geiger M. (1996). Treatment of landfill leachate by preozonation and adsorption in activated carbon columns. *Water Science and Technology*, 34(9):33-40.
23. Fukushima M., Tatsumu K., Morimoto K. (2000). The fate of aniline after a photo-Fenton reaction in an aqueous system containing iron(III), humic acid, and hydrogen peroxide. *Environmental Science and Technology*, 34:2006-2013.
24. Fukushima M., Tatsumi K. (2001). Degradation pathways of pentachlorophenol by photo-Fenton systems in the presence of iron(III), humic acid, and hydrogen peroxide. *Environmental Science and Technology*, 35:1771-1778.

25. Galicia-Sánchez M.Á. (2006). Evaluación del proceso foto-Fenton como proceso alternativo de tratamiento de los lixiviados del tiradero de basura "El Atorón" de Xalapa, Veracruz. Tesis de maestría (Ciencias Ambientales). Facultad de Ingeniería Química, Universidad Veracruzana. Xalapa, Veracruz, México.
26. Gau S.H., Chang F.S. (1996). Improved Fenton method to remove the recalcitrant organic in landfill leachate. *Water Science and Technology*, 34(7-8):455-462.
27. Geenens D., Bixio B., Thoeye C. (2000). Combined ozone-activated sludge treatment of landfill leachate. *Water Science and Technology*, 44(2-3):359-365.
28. González S., Valdivia C.A. (2000). Tratamiento de los lixiviados de Prados de la Montaña en un sistema de lodos activados. Memorias del Congreso Nacional de Ingeniería Sanitaria y Ciencias Ambientales. 21-24 Marzo. Morelia, Mich. México.
29. Hug S.J., Canonica L., Wegelin W., Gechter G., von Gunten U. (2001). Solar oxidation and removal of arsenic at circumneutral pH in iron containing waters. *Environmental Science and Technology*, 35(10):2114-2121.
30. Huston P.L., Pignatello J.J. (1996). Reduction of perchloroalkanes by ferrioxalate-generated carboxylate radical preceding mineralization by the photo-Fenton reaction. *Environmental Science and Technology*, 30:3457-3463.
31. INEGI (2006). <http://www.inegi.gob.mx> Estadísticas por tema de residuos, número de instalaciones y captación de disposición de residuos sólidos urbanos 1999 a 2005.
32. Israde I., Buenrostro O., Carrillo A. (2005) Geological characterization and environmental implications of the placement of the Morelia dump, Michoacan, Central Mexico. *Journal of the Air and Waste Management Association*, 55 (April):1-10.
33. Kennedy K.J., Lentz E.M. (2000). Treatment of landfill leachate using sequencing batch and continuous flow upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors. *Water Research*, 34(14): 3640-3656.
34. Kim S., Geissen S., Voguelpohl A. (1997). Landfill leachate treatment by a photoassisted Fenton reaction. *Water Science and Technology*, 35(4):239-248.
35. Lau I., Wang P., Fang H. (2001). Organic removal of anaerobically treated leachate by Fenton coagulation. *Journal of Environmental Engineering*, 127(7):666-669.
36. Lin S.H., Chang C.C. (2000). Treatment of landfill leachate by combined electro-Fenton oxidation and sequencing batch reactor method. *Water Research*, 34(17):4243-4249.
37. Liuo M.J., Lu M.C., Chen J.N. (2003). Oxidation of explosives by Fenton and photo-Fenton processes. *Water Research*, 37:3172-3179.
38. Londoño-Rodríguez W. (2004). Tratamiento de los lixiviados con procesos biológicos mediante el sistema de lagunas facultativas operadas con aguas residuales domésticas. Tesis de maestría (Ingeniería Ambiental). Facultad de Ingeniería, UNAM. México D.F. México.

39. Malato S., Cáceres, J. (2001). Degradation of imidacloprid in water by photo-Fenton and TiO<sub>2</sub> photocatalysis at a solar pilot plant: A comparative study. *Environmental Science and Technology*, 35(21):4359-4366.
40. McBean E.A., Roberts F.A., Farquhar G. (1995). *Solid waste landfill engineering and design*. Chapter 11: Treatment of leachates. Prentice Hall; Englewood. Nueva Jersey, EEUU. Pp. 293-354.
41. Méndez R., Medina E., Quintal C., Castillo E., Sauri M.R. (2002). Tratamiento por adsorción de lixiviados de un relleno sanitario. *Memorias del Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental*. 27 Oct-1 Nov. Cancún, México.
42. Méndez R., Vallejos G., Quintal C., Castillo E., Sauri M.R. (2004). Tratamiento fisicoquímico de lixiviados del relleno sanitario de la ciudad de Mérida, Yucatán, México. *Memorias del Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental*. 22-27 Ago. San Juan, Puerto Rico.
43. Menéndez-Flores V.M. (2004). Estudio de la degradación de p-clorofenol en agua con reactivo de Fenton empleando un reactivo fotocatalítico. Tesis de maestría (Ingeniería Ambiental). Facultad de Química, UNAM. México D.F. México.
44. Monje-Ramírez I. (2004). Ozonación de lixiviados estabilizados de rellenos sanitarios para transformar materia orgánica recalcitrante soluble. Tesis doctoral (Ingeniería Ambiental). Facultad de Ingeniería, UNAM. México D.F.
45. Morales-Jiménez R.M. (2000). Tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios por acoplamiento de los procesos de coagulación/floculación y de oxidación con el de adsorción con carbón activado. Tesis profesional (Ingeniería Química). Facultad de Química, UNAM. México D.F. México.
46. Nedoloujko A., Kiwi J. (2000). TiO<sub>2</sub> speciation precluding mineralization of 4-tert-butylpyridine. Accelerated mineralization via Fenton photo-assisted reaction. *Water Research*, 34(13):3277-3284.
47. Orta M.T., Monje R.I., Rojas V. (1999). Manejo de lixiviados y el biogás procedente de rellenos sanitarios en México. *Ingeniería y Ciencias Ambientales*, 10(42):13-15.
48. Parra S., Malato S., Blanco J., Péringer P., Pulgarin C. (2001). Concentrating versus non-concentrating reactors for solar photocatalytic degradation of *p*-nitrotoluene-*o*-sulfonic acid. *Water Science and Technology*, 44 (5):219–227.
49. Pérez M., Torrades F., Domènech X., Peral J. (2002). Fenton and photo-Fenton oxidation of textile effluents. *Water Research*, 36:2703-2710.
50. Ramírez-Zamora R.M., Durán-Moreno, A., Orta-de-Velásquez M.T., Monje-Ramírez I. (2000). Treatment of landfill leachate by comparing advanced oxidation and coagulation-flocculation processes coupled with activated carbon adsorption. *Water Science and Technology*, 41(1): 231-235.
51. Robles-Martínez F. (2005). Generación de biogás y lixiviados en los rellenos sanitarios. Instituto Politécnico Nacional, Dirección de Publicaciones. P 107. México D.F. México.

52. Rodríguez M. (2003). Fenton and UV-vis based advanced oxidation processes in wastewater treatment: Degradation, mineralization and biodegradability enhancement. Tesis doctoral (Ingeniería Química). Facultad de Química, Universidad de Barcelona. Barcelona, España.
53. Romero-García A.M. (2000). Tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios por métodos fisicoquímicos: Influencia del pretratamiento sobre el proceso de adsorción como etapa de pulimiento. Tesis de maestría (Ingeniería Ambiental). Facultad de Ingeniería, UNAM. México D.F. México.
54. Rossetti G.H., Albizzati E.D., Alfano O.M. (2000). Efecto de la radiación UV sobre la degradación de un contaminante orgánico por medio de la reacción de Fenton. *Avances en Energías Renovables y Medio Ambiente*, 4(3):91-96.
55. Rossetti G.H., Albizzati E.D., Alfano O.M. (2001). Degradación de un contaminante orgánico en solución acuosa por medio de la reacción de foto-Fenton empleando radiación UV solar. *Avances en Energías Renovables y Medio Ambiente*, 5(3):37-42.
56. Standard Methods (1992). For the examination of water and wastewater. 18<sup>a</sup> ed. APHA, AWWA, WEF. Washington, DC, EEUU.
57. Steensen M. (1997). Chemical oxidation for the treatment of leachate – Process comparison and results from full-scale plants. *Water Science and Technology*, 35(4):249-256.
58. Stegmann R., Ehrig H. J. (1980). Operation and design of biological leachate treatment plants. *Water Technology*, 12:919-947.
59. Tchobanoglous G., Theisen H., Vigil S. (1994). Gestión integral de residuos sólidos. Volumen I. McGraw-Hill. Madrid, España.
60. Torres L.G., Vela A.E., Orta M.T. (1998). Caracterización y tratabilidad del lixiviado de la etapa IV del relleno sanitario de Bordo Poniente, Ciudad de México. *Memorias del Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental*. 1-5 Nov. Lima, Perú.
61. Wadley S., Waite T.D. (2002). Photo-Fenton oxidation of pesticides. *Water Science and Technology: Water Supply*, 2(5-6):249-256.
62. Wang F., Smith D.W., Gamal El-Din M. (2003). Application of advanced oxidation methods for landfill leachate treatment – A review. *Journal of Environmental Engineering Science/Rev. Gen. Sci. Env.* 2(6):413-427.
63. Yoon J., Cho S., Cho Y., Kim, S. (1998). The characteristics of coagulation of Fenton reaction in the removal of landfill leachate organics. *Water Science and Technology*, 38(2):209-214.
64. Yoon J., Kim S., Lee D.S., Huh J. (2000). Characteristics of p-chlorophenol degradation by photo Fenton oxidation. *Water Science and Technology*, 42(3-4):219-224.