UNIVERSIDAD CATÓLICA ANDRÉS BELLO
DIRECCIÓN GENERAL DE LOS ESTUDIOS DE POSTGRADO
AREA DE INGENIERÍA
MAESTRIA EN INGENIERÍA AMBIENTAL

PROCESO DE OXIDACIÓN AVANZADA EN SOLUCION ACUOSA: SISTEMAS OZONO-RADIACIÓN ULTRAVIOLETA (O_3/UV) EMPLEANDO CATALIZADORES A BASE DE HIERRO

Trabajo de grado, presentado por la Licenciada Nakari Brito, para Optar al Título de Magíster Scientarium en Ingeniería Ambiental

Tutor: Dr. Paulino Betancourt

Caracas, Marzo de 2007

3512.

UNIVERSIDAD CATOLICA ANDRES BELLO
Urb. Montalbán - La Vega - Apartado 29068
Teléfono: 407-42-68 y 407-42-69 Fax: 407-43-52
Estudios de Postgrado

ACTA DE EVALUACIÓN DE PRESENTACIÓN Y DEFENSA DE TRABAJO DE GRADO DE MAESTRÍA INGENIERÍA AMBIENTAL

Nosotros, Profesores **Paulino Betancourt** (tutor), **María Isabel López** y **Eduardo Buroz**, designados por el Consejo General de los Estudios de Postgrado el día **once** de **abril** de **dos mil siete**, para conocer y evaluar en nuestra condición de jurado del trabajo de grado de maestría "**PROCESO DE OXIDACIÓN AVANZADA EN SOLUCIÓN ACUOSA: OZONO-RADIACIÓN ULTRAVIOLETA (0_3/UV) EMPLEANDO CATALIZADORES A BASE DE HIERRO**", presentado por la LicenciadA ***Nakarí Brito***, C.I. N°. **12 616 180**, para optar al título de *Magister en* ***Ingeniería Ambiental.***

Declaramos que:

Hemos leído el ejemplar del Trabajo de Grado de Maestría que nos fue entregado con anterioridad por la Dirección General de los Estudios de Postgrado.

Después de haber estudiado dicho trabajo, presenciamos la exposición del mismo, el día **once** de **abril** de **dos mil siete**, en la sede de los Estudios de Postgrado de la Universidad Católica Andrés Bello, donde la Licenciada **Nakarí Brito**, expuso y defendió el contenido del trabajo de grado en referencia.

Hechas por nuestra parte, las preguntas y aclaratorias correspondientes y, una vez terminada la exposición y el ciclo de preguntas, hemos considerado formalizar el siguiente veredicto:

APROBADO

Hemos acordado calificar la presentación y defensa del Trabajo de Grado de Maestría con **diecinueve (19)** puntos.

(Observaciones o declaratoria de recomendación)
Se recomienda su síntesis y publicación de artículo en]Revista arbritada.

En fe de lo cual, nosotros los miembros del jurado designado, firmamos la presente acta en Caracas, a los **once** días del mes de **abril** de **dos mil siete**

Nombre y firmas del jurado evaluador:

Paulino Betancourt	María Isabel López	Eduardo Buroz
C.I.: 6 508 770	C.I.: 2 766 781	C.I.: 2 900 092

Secretaría Ejecutiva: 1ª. emisión de cuatro ejemplares de un mismo tenor.

Proceso de Oxidación Avanzada en solución acuosa: Sistemas Ozono-Radiación Ultravioleta (O_3/UV) empleando catalizadores a base de hierro.

Brito Nakari[a], Betancourt Paulino[b]

[a] Universidad Católica Andrés Bello

[b] Universidad Central de Venezuela

RESUMEN

La contaminación ambiental debida a aguas residuales producidas por la industria petrolera, es un de los puntos que mayor interés está generando entre los grupos de investigación, debido al alto contenido de agentes contaminantes, al impacto producido en el medio ambiente y al efecto en la calidad de vida de los habitantes del entorno de estas industrias.

Con la finalidad de mejorar la calidad de esta agua, se han venido estudiando procesos de oxidación avanzada, utilizando agentes como el ozono combinado con radiación UV y sólidos catalíticos, que generan especies con altos potenciales de oxidación.

En este proyecto se estudió la degradación de soluciones acuosas de fenol y dodecilbencenosulfonato de sodio. Fue evaluada la velocidad de desaparición y mineralización de los contaminantes empleando los sistemas ozono con radiación ultravioleta y O_3/Fe, O_3/UV/Fe, O_3/Magnetita, O_3/UV/Magnetita, O_3/Fe(II)-C, O_3/UV/Fe(II)-C a escala laboratorio y O_3/Lampara/Fe a microescala piloto.

Se estudio la influencia de la concentración de contaminantes, cantidad de catalizador y porcentaje de hierro en el catalizador; encontrándose un incremento del porcentaje de degradación con el aumento de la concentración de contaminante para todos los sistemas exceptuando O_3/Magnetita, O_3/UV/Magnetita.

Las soluciones fueron degradadas después de 30 minutos de tratamiento y, al cabo de 60 minutos, se obtuvieron conversiones máximas entre 82,22 % y 99,93 %; además de la formación de CO_2 como producto final.

Los resultados mostraron que algunas de las concentraciones finales de los contaminantes para las reacciones catalíticas con hierro másico, se encontraron dentro del limite máximo permisible por la Normativa Ambiental Venezolana.

Palabras claves: proceso de oxidación avanzada, ozono, radiación ultravioleta, catálisis.

INDICE GENERAL

Carta de Aprobación del Tutor ii

Resumen iii

CAPÍTULO I. EL PROBLEMA

A. Planteamiento del problema 1

B. Objetivos de la investigación 4

1. General 4

2. Específicos 5

C. Justificación e importancia 5

CAPÍTULO II. MARCO TEÓRICO

A. Antecedentes del problema 9

B. Antecedentes de la investigación 14

C. Fundamentos teóricos 24

1. Polución de agua y agentes orgánicos contaminantes 24

a. Fenoles 25

b. Surfactantes 27

2. Tratamientos para la remoción de contaminantes en aguas residuales 28

a. Incineración 29

b. Separación o arrastre con aire 29

c. Separación por vapor 30

d. Adsorción de compuestos orgánicos sobre carbón activado 30

e. Oxidación por vía húmeda 30

f. Oxidación electroquímica 30

g. Procesos fotoquímicos 31

h. Oxidación biológica 31

i. Oxidación química 32

1) Tratamientos químicos 32

2) Procesos de Oxidación Avanzada (POA) 32

a) Ozonación en medio alcalino 34

b) O_3/H_2O_2 36
d) O_3/UV 37
e) Foto - Fenton 39
f) Fotocatálisis heterogénea 39
g) O_3/UV/H_2O_2 39
h) O_3/UV/Fe 40
3. Ozono 41
a. Propiedades físicas del ozono 42
b. Química del ozono 42
c. Generación del ozono 45
d. Descomposición del ozono 45

CAPÍTULO III. METODOLOGÍA

A. Bases de diseño y descripción de operaciones 47
1. Bases de diseño de los sistemas de ozonización 47
2. Descripción operativa a escala laboratorio 48
a. Proceso operativo a escala laboratorio 50
3. Descripción de la microplanta piloto 51
a. Proceso operativo de la microplanta piloto 58
B. Parte Experimental 60
1. Reactivos y Equipos 60
2. Procedimiento experimental 61
C. Sistemas y variables 62
D. Preparación y Caracterización de catalizadores 63
1. Preparación de Catalizadores 63
2. Caracterización de Catalizadores 64
E. Métodos Analíticos 65
1. Demanda química de oxígeno (DQO) 65
2. Concentración de O_3 67
3. Determinación de hierro soluble dentro de los catalizadores soportados sobre carbón activado 67

CAPÍTULO IV. RESULTADOS EXPERIMENTALES Y DISCUSION

A. Sistemas analizados a escala laboratorio 70
1. Ozonación simple (O_3) en soluciones acuosas de fenol 70
2. Ozonación combinada con radiación ultravioleta (O_3/UV) en soluciones acuosas de fenol 74
3. Ozonación combinada con hierro másico (O_3/Fe) en soluciones acuosas de fenol 78
4. Ozonación combinada con radiación ultravioleta y hierro másico (O_3/UV/Fe) en soluciones acuosas de fenol 91
5. Ozonación combinada con magnetita (O_3/Magnetita) en soluciones acuosas de fenol 106
6. Ozonación combinada con radiación ultravioleta y magnetita (O_3/UV/Magnetita) en soluciones acuosas de fenol 119
7. Ozonación combinada con catalizadores de hierro(II) soportado sobre carbón activado (O_3/Fe(II)-C) en soluciones acuosas de fenol 130
8. Ozonación combinada con radiación ultravioleta y catalizadores de hierro(II) soportado sobre carbón activado(O_3/UV/Fe(II)-C) en soluciones acuosas de fenol 158

B. Sistemas analizados a microescala piloto 167
1. Ozonación combinada con luz solar y hierro másico en soluciones acuosas de fenol 187
2. Ozonación combinada con luz solar y hierro másico en soluciones acuosas de dodecilbencenosulfonato de sodio 189
3. Ozonación combinada con luz solar, hierro másico y HNO_3 al 5% a microescala piloto 197

C. Comparación de los diferentes sistemas estudiados 205

D. Identificación de productos empleando Cromatografía de Gases (CG) 212

E. Influencia de la presencia de secuestrantes de radicales hidroxilos (scavengers) 213

F. Efecto de los catalizadores sobre los sistemas de reacción 219

CAPÍTULO V. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

A. Conclusiones 229

B. Recomendaciones 231

Referencias Bibliográficas 232

ANEXO A: Tablas de resultados experimentales 247

ANEXO B: Gráficos de ozonación combinada con catalizadores de hierro(II) soportado sobre carbón activado (O_3/Fe(II)-C), (O_3/UV/Fe(II)-C), y radiación ultravioleta en soluciones acuosas de fenol. 313

ANEXO C: Análisis cromatográfico de los sistemas de reacción estudiados 332

ANEXO D: 368

Apéndice A: Modelo de calculo para el análisis e interpretación de datos 368

Apéndice B: Curvas de calibración 372

Glosario 375

CAPITULO I
EL PROBLEMA

A. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

La necesidad de preservar el medio ambiente ha llevado a la búsqueda de métodos eficientes para eliminar compuestos químicos contaminantes generados en las diferentes actividades del hombre. La contaminación del agua reviste gran interés, pues los contaminantes pueden acumularse y ser transportados a cuerpos de agua, tales como: ríos, lagos, presas y depósitos subterráneos; afectando la vida silvestre y la salud del hombre.

Por su parte, los procesos industriales, especialmente en el refinado de petróleo e industrias químicas, generan efluentes líquidos con altas concentraciones de compuestos orgánicos. Estos a su vez, representan un serio peligro para la estabilidad de los ecosistemas acuáticos y la salud humana, por lo que deben ser eliminados previamente a su vertido al ambiente.

Durante la exploración, producción y explotación de los recursos petroleros y del gas se produce una diversidad de productos y desechos. Estos incluyen diversos metales pesados, salinidad y componentes de hidrocarburos. El agua de producción asociada también contiene concentraciones variables de hidrocarburos aromáticos policíclicos (PHAs), compuestos monoaromáticos (BTEX) volátiles y dependiendo de la fuente de crudo, compuestos orgánicos volátiles (VOCs) y metales pesados, tales como: Ni, V, Ba, Fe, Mg, Zn, y Pb. Muchos de estos materiales se pueden liberar en el ambiente, como descargas durante las operaciones normales de los pozos (Petróleos Mexicanos, 2002).

Actualmente, los sistemas de tratamiento convencionales (precipitación, adsorción, cloración, floculación, etc.) son ineficientes en la destrucción de este

tipo de compuestos, por lo que es necesario buscar nuevas alternativas, tecnológicamente viables, que permitan tratar los efluentes industriales antes de ser descargados a las aguas superficiales, de modo que reduzcan, de forma satisfactoria, sus efectos nocivos.

De esta búsqueda surgen las llamadas Tecnologías o Procesos de Oxidación Avanzada (TOA ó POA). Los POA se basan en procesos fisicoquímicos capaces de producir cambios profundos en la estructura química de los contaminantes.

El concepto fue inicialmente establecido en 1987, (Glaze, 1987; Glaze y Kang, 1987; Huang, 1993) como procesos que involucran la generación y uso de especies transitorias poderosamente oxidantes, principalmente el radical hidroxilo ($HO^{\bullet}$). Este radical puede ser generado por medios fotoquímicos (incluida la luz solar) o por otras formas de energía, y posee alta efectividad a la oxidación de materia orgánica.

Algunos POA, recurren además a reductores químicos que permiten realizar transformaciones en contaminantes tóxicos poco susceptibles a la oxidación, como iones metálicos o compuestos halogenados.

La Tabla 1, presenta potenciales de oxidación de distintas especies, muestra que después del flúor, el $HO^{\bullet}$ es el oxidante más energético.

El radical $HO^{\bullet}$ puede ser producido combinando el ozono con la radiación ultravioleta (Mirat y col., 1987; Esplugas y col., 1994; Prado y col., 1994) aumentando el poder de desinfección química del agua. La radiación UV (agente físico) actúa, por lo general, a una longitud de onda de 254 nanómetros (nm), porque es el valor óptimo para la degradación de compuestos orgánicos (Havelar et al., 1991).

Tabla 1. Potencial oxido-reducción de algunos agentes oxidantes

Especie	E° (V, 25 °C)	Semireacciones
Fluor	3,03	$2\,F^- \rightarrow F_2 + 2e^-$
Radical hidroxilo	2,80	$HO^\bullet + H^+ + e^- \rightarrow H_2O$
Oxígeno molecular	2,42	$O_2 + H_2O \Leftrightarrow O_3 + 2H^+ + 2e^-$
Ozono	2,07	$O_3 + 2H^+ + 2e^- \Leftrightarrow O_2 + H_2O$
Peróxido de hidrógeno	1,78	$H_2O_2 + 2H^+ + 2e^- \rightarrow 2H_2O$
Permanganato	1,68	$5e + MnO_4 + 8\,H^+ \rightarrow Mn^{2+} + 4H_2O$
Cloro	1,36	$2\,Cl^- \rightarrow Cl_2 + 2e^-$
Bromo	1,09	$2\,Br^- \rightarrow Br_2 + 2e^-$
Yodo	0,54	$2\,I^- \rightarrow I_2 + 2e^-$

Fuente: Legrini y col., 1983

En la actualidad, uno de los sistemas más utilizados en el tratamiento de compuestos orgánicos resistentes al tratamiento biológico, debido a su elevado potencial oxidante, es el ozono (agente químico). Sin embargo, las especies ($HO^\bullet$) generadas, son consumidas en reacciones con compuestos que, normalmente, se encuentran en los efluentes industriales, tales como metanol, carbonatos y bicarbonatos, incrementándose, de esta forma el consumo de ozono para lograr un cierto grado de depuración.

En este sentido, se están investigando nuevas alternativas a los POA. Estas alternativas se basan en la adición de determinados reactivos al sistema para aumentar la extensión de la ozonización, este proceso ha recibido el nombre de *ozonación catalítica*. De allí que, la búsqueda de nuevos catalizadores que incrementen la eficiencia del proceso de ozonación de compuestos orgánicos tóxicos es de gran interés ambiental e industrial.

Recientemente se ha observado que la adición de catalizadores metálicos no soportados y soportados favorecen notablemente el proceso de ozonación. Como lo es, el caso del hierro, el cual tiene el poder de transferir electrones. Este metal de transición puede adquirir dos estados de oxidación, originando Fe^{2+} y Fe^{3+}

(Huheey, 1981), por ganancia o pérdida de un electrón. Debido a esto, los compuestos de hierro pueden ser notables catalizadores. Estos sólidos soportados sobre carbón activado producen una mayor reducción de la materia orgánica disuelta, incrementando, de esta forma, la eficiencia del proceso de destrucción.

Debido a sus propiedades químicas y texturales la gran ventaja que presenta el carbón activado, con respecto al resto de los catalizadores estudiados hasta el momento en los procesos de ozonación, es su gran capacidad de adsorción de materia orgánica. Éste hecho provoca mayor reducción de la materia orgánica disuelta, incrementando, de esta forma, la eficacia del proceso de destrucción.

Los efluentes provenientes de las aguas de producción asociadas al petróleo llevan consigo cargas considerables de compuestos orgánicos tóxicos tales como: ácidos carboxílicos, fenoles, surfactantes, e hidrocarburos; de allí la necesidad de tratamientos que permitan la reutilización de dichos efluentes; por ello se busca conocer, ¿Cómo es el proceso de oxidación avanzada de compuestos orgánicos tóxicos contenidos en soluciones acuosas sintéticas empleando el sistema ozono-radiación ultravioleta (O_3/UV) y catalizadores a base de hierro?.

B. OBJETIVOS DE LA INVESTIGACIÓN

1. General

Evaluar el proceso de oxidación avanzada de fenol y dodecilbencenosulfonato de sodio contenidos en soluciones acuosas sintéticas, empleando sistemas ozono-radiación ultravioleta (O_3/UV) y catalizadores a base de hierro, en función de las concentraciones de los contaminantes, masa de catalizador y porcentaje de hierro dentro de estos.

2. Específicos

a. Sintetizar doce catalizadores a base de hierro, soportados sobre carbón activado.

b. Determinar los porcentajes de degradación de los sistemas estudiados.

c. Caracterizar las propiedades físicas de los sólidos catalíticos mediante difracción de rayos X (DRX).

d. Determinar el rango de los parámetros operacionales: concentración de contaminante, masa del catalizador y porcentaje de hierro en el catalizador.

e. Identificar y cuantificar CO_2 como producto de la descomposición con ozono empleando Cromatografía de Gases.

f. Cuantificar la materia orgánica degradada a través de la Demanda Química de Oxígeno (DQO).

g. Determinar la eficiencia de los catalizadores en el grado mineralización de los sistemas analizados.

C. JUSTIFICACION E IMPORTANCIA

El agua es el principal producto residual de la industria petrolera y del gas, durante la vida de casi todos los pozos individuales, campos de petróleo y gas. Este producto es conocido como *salmuera de campo petrolero*, *agua salada* o *agua de producción*.

Cada día deben manipularse millones de barriles de agua conteniendo grandes cantidades de sales disueltas, sólidos en suspensión, fenoles, surfactantes, metales pesados e hidrocarburos dispersos y disueltos.

La cantidad de agua que se puede tolerar por cada pozo productor varía significativamente. En una inundación donde se produce separación y donde se inyectan grandes volúmenes, el límite económico máximo puede ser de 4 a 1, es decir, 4 barriles de agua producida y eliminada por cada barril de petróleo.

Los pozos de gas también producen agua, aunque por lo general, las cantidades son considerablemente menores que en los pozos de petróleo. El gas también es compresible y los campos de gas no están sujetos a inyección de agua. Se pueden esperar volúmenes entre 0.5 y 5 barriles por millón de pies cúbicos de gas.

Todos los pozos producen agua, cuya cantidad varía desde muy pequeña hasta varias veces el volumen de petróleo, sobre todo en los últimos períodos de vida del campo petrolífero. En la mayoría de los casos, la producción de agua es inevitable en la vida del pozo y los volúmenes pueden incrementarse drásticamente al producirse la filtración del agua a través del petróleo y después lentamente, hasta alcanzar el límite económico. El 98% del agua de producción asociada es reutilizada en las actividades propias del pozo, sin embargo, el 2% restante es desechada en fosas de seguridad, por poseer altos contenidos de compuestos orgánicos tóxicos no eliminables por métodos convencionales (Pérez, 2005).

Los POA son especialmente útiles para tratar estos efluentes, dado que poseen una mayor factibilidad termodinámica (potencial redox) y una velocidad de oxidación mayor por la participación de radicales, principalmente el radical hidroxilo $OH^{\bullet}$. Esta especie posee propiedades adecuadas para atacar virtualmente a todos los compuestos orgánicos y reaccionar de $10^6 - 10^{12}$ veces

más que otros oxidantes. La constante de velocidad se encuentra entre 10^8 y 10^{11} $M^{-1}.s^{-1}$, mientras que la concentración oscila entre 10^{-10} y 10^{-12} M (Glaze y Kang, 1989).

De allí que ésta técnica sea utilizada en el estudio para la degradación de contaminantes orgánicos resistentes a otros métodos de destrucción; empleando como agente oxidante el ozono e irradiación UV.

Además, la presencia de un catalizador permite generar especies muy reactivas a partir del ozono, logrando que los procesos se lleven a cabo en forma mucho más rápida que en una oxidación avanzada tradicional, de allí que se emplee hierro metálico no soportado y soportado sobre carbón activado.

La presente investigación es un aporte al tratamiento de aguas contaminadas utilizando la ozonólisis catalítica como método para la mineralización de fenol y dodecilbencenosulfonato de sodio. En la actualidad, la degradación de estos compuestos mediante Procesos de Oxidación Avanzada basados en ozono ha sido poco estudiada (se ha documentado poca información acerca de los rangos operacionales que lleven a los mayores porcentajes de descomposición), en tal sentido, este es el enfoque del proyecto.

Por otro lado, el tratamiento de los efluentes ricos en compuestos orgánicos, beneficia tanto a la industria que los origina como a las poblaciones aledañas al área de origen.

Uno de los aspectos importantes del tratamiento del agua, es evitar la contaminación de los cuerpos receptores en los cuales se está descargando, con lo cual se protege la salud de las personas. Así, se impide la proliferación de enfermedades, de fauna nociva y el exceso de nutrientes en los cuerpos de agua.

Entre los beneficios que trae consigo el tratamiento se mencionan:

1. Uso eficiente del agua.
2. Reducción de la contaminación.
3. Reutilización de las aguas posterior al tratamiento.
4. Reducción de riesgo de enfermedades.
5. Reducción de costos

Lo cual se traduce en calidad de vida para las personas y vertido seguro de efluentes tratados con grandes beneficios para el ambiente.

CAPITULO II
MARCO TEÓRICO

En este capitulo se dan a conocer algunos antecedentes sobre los problemas e investigaciones; así como un sistema coordinado y coherente de conceptos, proposiciones y postulados, que permiten obtener una visión completa sobre el conocimiento científico que involucran los procesos de oxidación avanzada, empleados en la remoción de compuestos orgánicos en solución acuosa.

A. ANTECEDENTES DEL PROBLEMA

La industria petrolera tiene gran impacto ambiental en sus diferentes fases de producción, entre otros factores; al consumir grandes cantidades de agua y generar residuos industriales de alta toxicidad no biodegradables.

La producción mundial para 1999 de aguas de producción fue de 210 millones de barriles/ día, es decir tres veces más que la cantidad de petróleo producido. (Kathib y Verbek, 2002). Esta tendencia a incrementar los volúmenes de agua se refleja en cada una de las empresas y corporaciones petroleras del mundo.

En el año 1977, en Perú el proceso de extracción y desalinización de los yacimientos de gas y de petróleo ubicados en la región nordeste y a lo largo de los ríos Marañón, Santiago, Alto Madre de Dios y Colorado generaron un promedio de dos a tres barriles de agua salina por cada barril de crudo procesado. El agua salina se descargaba en los cursos de agua, por ser el método menos costoso de dilución (Ossio, 1979).

En este caso, el problema es que las aguas actuaban como barreras para los peces migratorios, impidiéndoles migrar aguas arriba o aguas abajo, para completar su ciclo de reproducción (Snedaker, 1977).

La Tabla 2 permite apreciar la concentración iónica de estas aguas salinas comparadas con el agua de mar. Las mismas contenían además carbonatos de calcio y magnesio, sulfatos y, en menor proporción, algunos componentes como aceites, compuestos orgánicos y gases en disolución.

Tabla 2. Concentración iónica de las aguas salinas en comparación con el agua de mar

Ion	Agua de Mar (ppm)	Agua Salina (ppm)
Na^+	10600	12000 - 150000
K^+	400	30 - 4000
Ca^{2+}	400	1000 - 120000
Mg^{2+}	1300	500 - 25000
Cl^-	19000	10000 - 250000
Br^-	65	50 - 5000
I^-	0,65	1 - 300
HCO_3^-	-	0 - 1200
SO_4^{2-}	2700	0 - 3600

Fuente: Reid y col., 1974

Por otro lado, Beltrán en 1993 reportó la existencia de aproximadamente 7200 ha afectadas por la industria petrolera en Tabasco, México; de ellas más del 90% estaban en pantanos o zonas inundables.

Para el año 1999, Petróleos Mexicanos (PEMEX), con apoyo del Instituto Mexicano del Petróleo (IMP), identificó 300 ha contaminadas en el estado (LaJous, 1997).

Este hecho, se produjo porque la industria petroquímica y de refinación tenían sistemas antiguos de tratamiento de aguas residuales, no adecuados para controlar la cantidad de residuos transportados, resultando en la contaminación de áreas aledañas a estas descargas. Estas aguas regularmente contenían sales de los yacimiento petrolíferos que afectaban los cuerpos de agua. Debido a esto, PEMEX efectuó una evaluación general de riesgo ecológico e impacto de las operaciones industriales junto con el Instituto Mexicano del Petróleo.

De allí se obtuvo que, el crudo *Maya* constituye el mayor porcentaje de crudo producido, con el más bajo contenido de agua (menos del 1%, por volumen), comparado con el 5% de agua contenido en el crudo *Istmo*. El volumen total de agua de producción se calculó a partir de 1997 en un promedio de aproximadamente 38.000 barriles/día (6000 m^3/año).

En el pasado, el agua se trataba y vertía al mar, pero este método de eliminación presentaba potenciales problemas ambientales debido a que el agua de producción contiene un número importante de compuestos orgánicos procedentes del petróleo en solución así como metales pesados, tal como lo muestra la Tabla 3. Hoy en día, la mezcla de crudo y agua se envía por ductos a la Terminal Marítima de Dos Bocas, donde es separada.

Tabla 3. Características de los crudos de la Región

Tipo de Crudo	Agua (% vol.)	Grado API	Azufre (% peso)	H_2S (ppm)	Fe (ppm)	Cu (ppm)	Ni (ppm)	V (ppm)
Maya	< 1	18–24	3,4	-	2,7	0,7	50	241
Istmo	5	32	1,7		0,05	0,27	0,36	49,1

Fuente: PEMEX, 2002

Por ejemplo *Shell Group* incrementó su producción de aguas de producción desde aproximadamente 350.000 m^3/d en 1990 hasta superar actualmente el 1.000.000 m^3/d producido (Kathib y Verbek, 2002). Para el año de 1990, la descarga de aguas de producción en el Mar del Norte, específicamente en el sector noruego, fue de 16.000.000 de m^3, volumen que continuaba incrementándose (Brendehaug y col., 1992). En el año 2000, el total de aguas de producción en la actividad costa afuera de Noruega se calculaba en 90.000.000 m^3/d.

Venezuela no escapa de esta tendencia mundial, donde, además de producir grandes cantidades de hidrocarburos y gas, los volúmenes producidos de sus aguas se incrementan día a día, generando un sin número de presiones operacionales, ambientales y económicas (Ceci, 2003).

El petróleo bruto extraído del subsuelo está en emulsión con agua. Las dos fases son separadas por tratamiento fisicoquímico y el agua recuperada corresponde a las aguas de producción. (Nalco, 1998). En la parte occidental de Venezuela, específicamente en el patio de tanques Ulé, Tía Juana, la producción de las mismas se encuentra en el orden de los 305 mil barriles de aguas diarios (MBAD) para el año 2001 y está estimado que aumente a 480 mil barriles de aguas diarios (MBAD) para el año 2010; el agua de producción proveniente de la extracción de petróleo liviano representa aproximadamente el 20% (Peña, 2000).

En la Tabla 4 se muestra las concentraciones de las sustancias presentes en las muestras de agua para 10 segregaciones de un total de 19, las cuales constituyen cerca del 70% del total de agua que manejan los Patios de Tanques.

Tabla 4. Sustancias presentes en las aguas de producción

Parámetro	Lagocinco	Lagomar	Lagomedio	TJ Liviano	Lagotreco
Bicarbonatos(ppm)	2501	1269	1790	2350	2160
Calcio(ppm)	48	276	156	73	24
Cloruros(ppm)	1810	5600	2600	1750	1300
Fenoles(ppm)	19,4	6,0	8,7	22,4	16,7
Hierro(ppm)	0,52	1,11	0,37	0,29	0,57
Magnesio(ppm)	21	51	17	11	20
pH	7,78	7,42	7,76	7,65	7,82
Sólidos disuelto(ppm)	5340	9960	6706	5564	4810
Sólidos suspendidos(ppm)	124	164	126	98	96
Sólidos totales(ppm)	5464	10094	6832	5662	4906
Sulfatos(ppm)	16,50	4,89	0,04	3,00	35,70

Fuente: Ceci, 2003

Continuación de Tabla 4. Sustancias presentes en las aguas de producción

Parámetro	TJ Mediano	Lagunillas Lago	Lagunita	TJ Pesado	Bachaquero
Bicarbonatos(ppm)	3477	2530	1630	730	550
Calcio(ppm)	28	18	24	18	12
Cloruros(ppm)	1150	750	375	900	600
Fenoles(ppm)	2,9	1,3	1,4	1,8	2,1
Hierro(ppm)	0,76	1,35	0,3	0,44	0,4
Magnesio(ppm)	14,6	18,2	7,3	1,2	7,3
pH	8,01	7,96	8,08	7,77	7,5
Sólidos disuelto(ppm)	5802	3946	2988	2428	2048
Sólidos suspendidos(ppm)	78	930	252	1656	1350
Sólidos totales(ppm)	5880	4876	3240	4084	3378
Sulfatos(ppm)	14,6	14,8	6,7	6,9	80,7

Fuente: Ceci, 2003

En la Tabla 5 se reporta la distribución de compuestos saturados, aromáticos y polares de las zonas antes señaladas.

Tabla 5 . Distribución de compuestos saturados, aromáticos y polares.

Segregados	Saturados (%)	Aromáticos (%)	Polares (%)
Lagocinco (N1)	34,1	25,6	40,3
Lagotreco (N2)	50,5	32,2	17,3
Lagomar (N3)	45,0	37,9	17,1
T.J. Liviano (N4)	22,2	15,2	62,6
Lagunita (N5)	8,70	13,2	78,1
Lagunillas Lago (N6)	26,8	46,1	27,1
Lagomedio (N7)	40,7	27,7	31,6
T.J. Pesado (N8)	21,3	40,8	38,4
T.J. Mediano (N9)	15,3	12,6	72,1
Bachaquero T. N10)	18,4	36,3	45,3

Fuente: Ceci, 2003

En la Tabla 6 se muestra la concentración de fenol en la fracción soluble de cada una de las segregaciones.

Tabla 6. Determinación y cuantificación (µg/mL) de fenoles en la fracción soluble

Compuestos	N1	N2	N3	N4	N5	N6	N7	N8	N9	N10
Fenol	5,36	4,77	1,62	5,85	0,56	0,28	2,26	1,04	0,37	0,93
2-metil-fenol	4,74	4,56	1,59	6,07	0,11	0,15	1,94	0,09	0,45	0,10
4-metil-fenol	3,86	2,76	1,04	4,41	0,24	0,24	1,68	0,27	0,43	0,29
2,3-dimetil-fenolo	0,48	0,50	0,15	0,61	ND	ND	0,24	ND	0,12	ND
2-etl-fenol	0,20	0,18	0,07	0,21	0,01	0,01	0,12	0,01	0,03	0,01
2,6-dimetil-fenol	1,77	1,26	0,44	2,27	0,14	0,16	0,74	0,11	0,26	0,10
2,5 dimetil fenol	0,78	0,92	0,23	0,86	0,11	0,12	0,41	0,08	0,19	0,09
4-etil-fenol	0,41	0,30	0,13	0,41	0,06	0,05	0,23	0,08	0,08	0,08
2,4-dimetil-fenol	0,57	0,48	0,18	0,56	0,05	0,06	0,32	0,04	0,07	0,05
3,4-dimetil-fenol	0,34	0,29	0,13	0,36	ND	ND	0,20	ND	0,13	0,09
3,5-dimetil-fenol	0,31	0,21	0,10	0,31	ND	0,14	0,16	ND	0,11	0,09
2-(1,1-dimetil-etil)-fenol	0,05	0,03	0,05	0,05	ND	ND	0,04	ND	ND	ND
2,3,5-trimetil-fenol	0,21	0,16	0,04	0,23	ND	ND	0,10	ND	0,03	ND
2-propil-fenol	0,01	0,01	0,008	0,02	ND	ND	ND	ND	ND	ND
2,4,6-trimetil-fenol	0,18	0,09	0,04	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
2 (1,1 dimetil etil) fenol	0,07	0,03	0,03	0,02	ND	ND	0,01	ND	ND	ND
2,3,5,6-tetrametil-fenol	0,02	ND	0,006	0,01	ND	ND	0,01	ND	0,59	ND
1-naftalenol	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Total	19,44	16,63	5,89	22,32	1,31	1,25	8,54	1,75	2,92	1,86

ND: debajo del limite de detección. Fuente: Ceci, 2003

Los antecedentes bibliográficos encontrados indican que, en el ámbito mundial, lo antes expuesto ha generado diversas líneas de investigación tendientes a desarrollar nuevas técnicas y principalmente a comprender cuales son las variables que intervienen para optimizar su uso y que los mismos contribuyan eficazmente en la remediación medioambiental.

B. ANTECEDENTES DE LA INVESTIGACIÓN

La primera publicación sobre Fotooxidación Catalítica para la degradación de contaminantes en fase tanto acuosa como gaseosa, se debe a Carey y aparece en 1976 (Liebergott, 1996).

En esta investigación Carey y col. estudiaron la fotodecloriñación de bifenilos policlorados (BPCs) en solución acuosa empleando dióxido de titanio. Ellos irradiaron luz ultravioleta a una longitud de onda de 365 nm a 25 ppb de una solución acuosa de Aroclor 1254® (policlorinato de bifenilo) en presencia de partículas suspendidas de dióxido de titanio.

Luego de 30 minutos de comenzada la reacción no se podía detectar Aroclor en la solución. Estos experimentos llevaron a la destrucción total de los policlorinatos de bifenilos con la subsiguiente aparición de iones cloruro.

Desde entonces, un análisis histórico de la evolución del desarrollo del proceso fotocatalítico para la purificación de aguas permite identificar cuatro etapas.

En una primera etapa con escasas publicaciones, aproximadamente entre 1976 y 1985, sólo unos pocos grupos científicos trabajaban en el tema y no se vislumbraba una aplicación concreta:

Garrison en 1976, utilizo ozono y luz ultravioleta en la destrucción de cianuros, específicamente cianuros acomplejados con hierro en solución acuosa. Las experiencias fueron realizadas a pH entre 5,0 y 9,0; empleando temperaturas entre 30° y 70 °C de forma de aumentar la reactividad del sistema, durante el contacto del gas con la muestra estudiada. A estas condiciones de operación, el proceso fue controlado, manteniendo un flujo de gas paralelo al contenedor de la solución de cianuro, de manera de permitir mayor superficie de contacto entre ambos.

La destrucción se produce cuando se ponen en contacto el contaminante, el gas y la luz ultravioleta. El empleo de luz ultravioleta ocasiona que los porcentajes de conversión se incrementen, en comparación al efecto producido sólo por el ozono.

Estos investigadores fueron los primeros en emplear la luz ultravioleta con oxidantes como el O_3, en el tratamiento de compuestos orgánicos e inorgánicos.

Por su parte, Prengle, Jr. en 1983 determinó y correlacionó los porcentajes de conversión de trialometano en aguas residuales de la industria petrolera, haciendo uso de un modelo matemático, empleando la oxidación con O_3 y la fotooxidación con O_3/UV en un reactor. Este investigador presentó un análisis, basado en datos obtenidos por otros autores y lo aplicó al diseño de un reactor.

Luego comparó el proceso O_3/UV con la oxidación química convencional por O_3 y obtuvo diferencias sustanciales para ambos mecanismos de reacción. Los datos arrojaron mayores porcentajes de descomposición utilizando el O_3/UV en el proceso de reacción comparado con otros procesos como: O_3, H_2O_2 y ClO_2. El dato de conversión más significativo se produce cuando, ocurre la oxidación simultánea de trialometano con otros contaminantes presentes en las aguas residuales. A su vez, los resultados permitieron concluir que el ozono es esencial para la aplicación del proceso, ya que promueve la mineralización del contaminante.

En ese orden de ideas entre, mediados de la década de los 80 y hasta los primeros años de la década de los 90, coincidió con una creciente preocupación e inquietud de la comunidad científica internacional sobre temas medioambientales; plantea la posibilidad de aplicar este proceso al tratamiento de contaminantes en agua. El éxito de las primeras experiencias da lugar a una masiva incorporación de grupos de investigación al estudio del tema. En este sentido se efectuaron las siguientes investigaciones:

En 1987, Glaze, Kang, y Chapin, utilizaron por primera vez el término *proceso de oxidación avanzada*.

Ellos determinaron el efecto de los procesos de oxidación avanzada en el tratamiento de aguas contaminadas con peróxido de hidrógeno y radiación ultravioleta. Emplearon diferentes sistemas para la producción de iones hidroxilo: O_3 a pH altos, O_3/H_2O_2, O_3/UV y O_3/H_2O_2/UV.

De estos cuatro procesos, el que involucra O_3/H_2O_2/UV generó mayor producción de radicales hidroxilos y por tanto, resulto ser el más favorable para ser adaptado en diseños de planta ya existentes para el tratamiento de aguas.

Estos investigadores en 1989 emplearon datos experimentales de procesos de oxidación avanzada con O_3/H_2O_2 para probar un modelo cinético en un reactor. Analizaron el efecto de los iones bicarbonato, carbonato y el efecto del pH dentro del modelo. A pH 7 obtuvieron cambios en la distribución de las especies inorgánicas debido a *scavengers* (secuestrantes) de radicales libres. El modelo fue utilizado para estimar los porcentajes de mineralización, obtenidos a partir de la reacción de los radicales hidroxilos con tricloroetileno, 1,2-dibromoetano, 1,2-dibromo-3-cloropropano, tetracloruro de carbono, y dos alcoholes bicíclicos, 2-metilisoborneol y geosmin.

La tercera etapa, se enmarca a mediados de la década de los 90 y registra una profusión de resultados contradictorios, así que los estudios de investigación básica y sus aplicaciones generaron un debate sobre las posibilidades reales de aplicación del proceso. La enfatizaron los inconvenientes provenientes de las limitaciones para producir grandes cantidades de radicales hidroxilo y de la lentitud del proceso de degradación global. En ese mismo sentido, se efectuaron estudios que involucran la ozonación catalítica en los procesos de oxidación avanzada:

Symons y col. en 1996 analizaron la oxidación de contaminantes orgánicos naturales en agua potable usando H_2O_2 e irradiación UV-Visible. El propósito de esta investigación fue desarrollar un proceso de tratamiento bastante simple para la desinfección del agua. La desaparición de los compuestos precursores y

compuestos orgánicos de los subproductos de la desinfección fueron modelados a través de una pseudo reacción de primer orden.

Ellos concluyeron que la oxidación, si está llevada a término, destruye los compuestos orgánicos, y da origen a dióxido de carbono, agua, e iones inorgánicos como productos y que el radical hidroxilo participa en los pasos que conducen a la oxidación parcial o completa de los contaminantes orgánicos y que la irradiación UV puede *activar* algunas de las moléculas orgánicas, haciéndolas más susceptibles a la oxidación.

En ese mismo año, Gül y colaboradores estudiaron el efecto de la ozonación en la eliminación de compuestos aromáticos en solución acuosa. Ellos determinaron la variación de la demanda química de oxígeno (DQO) en la reacción de varios compuestos aromáticos substituidos, a saber: el ácido benzoico, el ácido p-aminobenzoico, el ácido p-toluenesulfonico, el ácido sulfanilico, el nitrobenceno, el resorcinol, el p-cresol, el o-cresol , la o-toluidina, la anilina y la hidroxiquinoleína empleando las siguiente dosis de ozono: 5, 10, 15 y 20 mg de O_3*minuto^{-1}, respectivamente.

Los resultados demostraron que las altas dosis de ozono son necesarias para obtener mayor eliminación de compuestos y también para mejorar la degradabilidad adicional de los productos de la ozonación. Además que, a mayor tiempo de exposición al ozono, mayores porcentajes de conversión se obtienen.

Tres años después, Cooper y Burch realizaron una investigación sobre la ozonación catalítica de halocarburos de clorofenol presentes en las aguas de consumo humano en la cual concluyeron que la catálisis heterogénea tiene un gran potencial como alternativa en los procesos de oxidación avanzada. La presencia de superficies heterogéneas, aparentemente transfiere ozono en la solución más eficientemente y ayuda a la iniciación de la producción de especies radicales desde el ozono (Tabla 7).

Tabla 7. Cantidad de ozono descompuesto en solución acuosa bajo condiciones experimentales.

CONDICIONES	% DE O_3 DESCOMPUESTO
Agua pura	3
Molécula orgánica presente (Cl-fenol)	24
TiO_2/Al_2O_3	53
TiO_2/Al_2O_3 + molécula orgánica presente	62
Anillos Raching	20
Anillos Raching + molécula orgánica presente	30

Fuente: Cooper y col., 1999.

Zhong y colaboradores (1999) desarrollaron un modelo cinético para la degradación de nitrobenceno, empleando el ión hidroperóxido como el paso inicial para la generación del radical hidroxilo y de sus mecanismos subsecuentes de reacción. En sus experiencias, los porcentajes de mineralización fueron derivados del agotamiento de ozono y de los agentes contaminantes en la oxidación.

En sus conclusiones, el modelo cinético llevó a predecir que el índice del agotamiento de ozono es influenciado principalmente por las concentraciones de ozono, peróxido de hidrógeno, y del ión hidroxilo, pero es casi independiente de la concentración del agente contaminador, especialmente a pH>7.

La cuarta etapa, en la que nos encontramos actualmente, se caracteriza por una visión más conservadora y realista de las posibilidades de la tecnología asociada, enfocada en aquellas aplicaciones iniciales que parecen más prometedoras. Se han identificados aplicaciones específicas y concretas en las que la tecnología, desarrollada adecuadamente, puede resultar viable y competitiva.

En ese orden de ideas, Contreras y colaboradores (2001), evaluaron el proceso de ozonación en la degradación de soluciones acuosas del nitrobenceno (NB) y el 2,4-diclorofenol (DCP), utilizando sistemas con luz UV y UV/Fe^{3+} junto con tratamientos biológicos.

Determinaron la influencia de la cantidad de ozono, del pH, de la concentración inicial de contaminantes, de la presencia de secuestrantes de radicales, así como el efecto de la ozonación en la bidegradabilidad de soluciones acuosas de los compuestos orgánicos tóxicos. La ozonación demostró ser eficaz en el aumento de la biodegradabilidad de soluciones acuosas de NB y DCP. Se encontró un tiempo óptimo de tratamiento para un proceso combinado ozonación-oxidación biológica de 60 minutos para el NB (Figura 1).

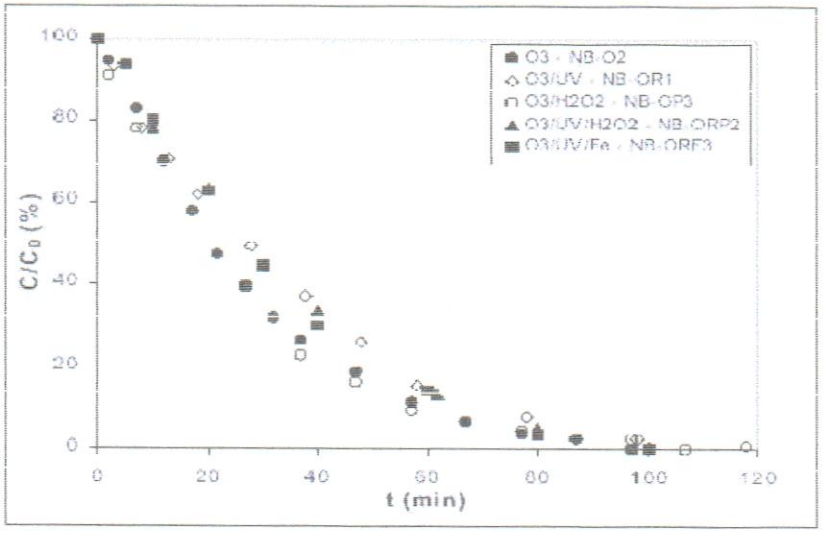

Figura 1. Comparación de los diferentes métodos para la remoción de NB. Concentración normalizada en función del tiempo

Fuente: Contreras, 2001.

Por su parte, el tiempo óptimo de tratamiento para el DCP en un proceso combinado ozonación-oxidación biológica fue de 30 minutos (Figura 2). Por otro lado, el pH no pareció tener un efecto importante en la eliminación de NB en el rango estudiado (3 – 9). Se apreció una leve inhibición a pH 9. Sin embargo, en el caso de DCP al aumentar el pH se produjo una mejora de la velocidad de eliminación y de mineralización.

En base a estos resultados, compararon la descomposición del NB y el DPC por diferentes métodos de oxidación avanzada y desarrollaron un modelo matemático

para la estimación de la concentración de A (contaminante), S (intermediario biodegradable), N (biomasa), X (*demanda de grupos ozono*) y ozono (disuelto) con el tiempo de residencia para un reactor biológico en presencia de ozono residual.

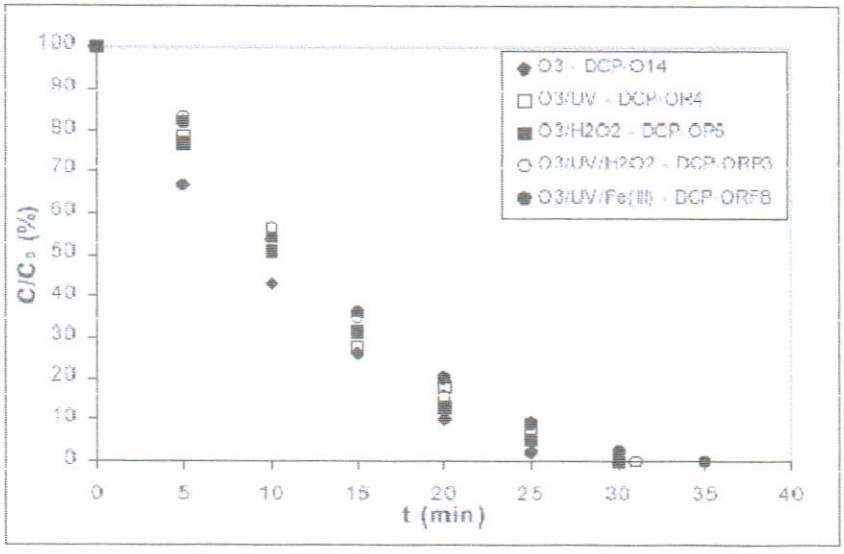

Figura 2. Comparación de los diferentes métodos para la remoción de DPC. Concentración normalizada en función del tiempo

Fuente: Contreras, 2001.

En el 2002 Beltrán y colaboradores, investigaron la ozonación catalítica del ácido oxálico en solución acuosa utilizando TiO_2 en un reactor con sistema de agitación. Ellos estudiaron la influencia de las variables: velocidad de flujo del gas y velocidad de agitación, concentración de ozono, masa del catalizador y temperatura.

De acuerdo a ello, encontraron que el uso de polvos de TiO_2 como catalizador para la ozonación del ácido, mejora significativamente la velocidad de remoción de este compuesto comparado con la ozonación no catalizada, además permite la mineralización de la materia orgánica. Variables como agitación y velocidad de flujo de gas no afectaron la velocidad de ozonación, siempre y cuando estas variables se mantuvieran por debajo de los 100 rpm y 20 l/h respectivamente.

Llevaron a cabo experimentos a diferentes temperaturas, observando efectos positivos desde 10 a 20 °C con porcentajes de conversión del ácido oxálico de 25 a 78 %; concluyendo que la solubilidad del ozono decrece con el incremento de la temperatura.

Brillas y col. (2003), determinaron la degradación del herbicida ácido 2,4-diclorofenoacético por ozonación catalizada con Fe^{2+} y radiación ultravioleta, en sistemas O_3, O_3/Fe^{2+}, O_3/UV y $O_3/UV/Fe^{2+}$ en soluciones ácidas y a temperatura ambiente. Demostraron la eficiencia de los catalizadores y la radiación UV en la remoción de materia orgánica.

Según se indica en el Figura 3, concluyeron que la velocidad de desmineralización del ácido 2,4-D en el sistema O_3 es acelerada bajo la presencia de Fe^{2+} como catalizador, debido a la producción de radicales hidroxilo en la reacción.

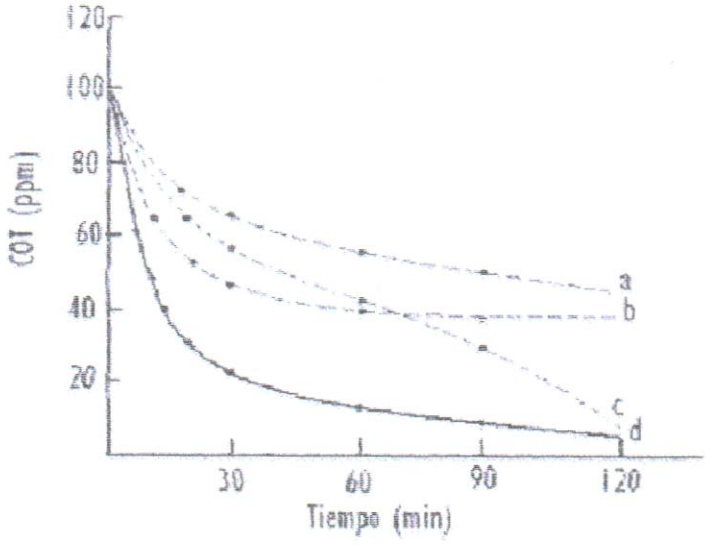

Figura 3. Carbono orgánico total (COT) vs. tiempo de mineralización. Bajo las siguientes condiciones: (a) O_3, (b) O_3/Fe^{2+}, (c) O_3/UV y (d) $O_3/Fe^{2+}/UV$.

Fuente: Brillas y col., 2003.

En ese mismo año, Pérez determinó los porcentajes de conversión del dodecilbencenosulfonato de sodio en agua, empleando la ozonación catalítica en sistemas O_3, O_3/UV, O_3/Fe y O_3/UV/Fe. Las variables consideradas en este estudio fueron la masa del catalizador y el porcentaje de hierro, manteniendo constante el volumen de carga (400 ml), caudal de ozono (0,198 L/min), concentración de ozono (19 mg/L), concentración de la molécula problema (50 mg/L) y tiempo de reacción (60 min).

Los resultados mostrados en la Tabla 8 indican que los mejores sistemas de degradación fueron: O_3/Fe y O_3/UV/Fe. El uso combinado de O_3/UV/Fe fue desarrollado con la intención de generar *in situ* peróxido de hidrógeno que es más soluble que el ozono y producir de esta manera, radicales libres $OH^{\bullet}$.

Tabla 8. Sistemas óptimos para la degradación de dodecilbencenosulfonato de sodio en solución acuosa.

TIEMPO (min)	PORCENTAJE DE DEGRADACIÓN (%)			
	O_3	O_3/UV	O_3/Fe	O_3/UV/Fe
0	0	0	0	0
20	----	31 ± 2	72 ± 2	78 ± 4
40	----	67 ± 4	72 ± 2	100
60	4 ± 1	92 ± 7	72 ± 2	100

Fuente: Pérez, 2005

C. FUNDAMENTOS TEÓRICOS

1. Polución de agua y agentes orgánicos contaminantes

En el mundo el consumo anual de agua es cercano a 9×10^3 km^3 y actualmente, la cantidad de agua potable potencialmente disponible por año está entre $10 - 30 \times 10^3$ km^3 (UNESCO Report, 2003). Por otra parte, la extracción de agua para consumo humano excede la capacidad de los ecosistemas naturales. Sumado a

Al siguiente año, Park y colaboradores analizaron la descomposición cinética del ozono y el ácido p-clorobenzoico mediante ozonación catalítica, usando O_3 y O_3/goetita para definir las características de la ozonación. Establecieron un seguimiento continuo de la cinética de reacción entre el ozono y el ácido, determinando el decaimiento de la velocidad de descomposición del ozono y el ácido con o sin goetita.

Ellos obtuvieron que la velocidad de descomposición del ozono en presencia del catalizador es mucho más alta que sin catalizador debido a la reacción entre el ozono y las superficies activas del catalizador. La velocidad de descomposición del ozono en la superficie de la goetita es dependiente del pH debido a las diferentes reactividades del ozono con las tres superficies que estudiaron. La descomposición del ácido p-clorobenzoico durante la ozonación catalítica, podría estar ocurriendo en tres sitios: en la superficie del catalizador, en la interfase solución-catalizador y en el seno de la solución, donde esta descomposición involucra la reacción con radicales.

Por otra parte, la descomposición del ácido ocurre en la superficie del catalizador sólo a pH por debajo de 3; sin embargo, a pH más alto la reacción toma lugar en la interfase solución-catalizador.

Gimeno y colaboradores en el año 2005 investigaron el efecto producido por los POA en la destrucción de fenoles y fenoles sustituidos. En esta investigación el grado de mineralización fue evaluado en los sistemas: O_3, UV, O_3+UV, TiO_2+UV, O_3+TiO_2 y O_3+UV+TiO_2. Sus resultaron indicaron que la adición del oxido de titanio en polvo, producía una leve inhibición de la velocidad del proceso de degradación, aunque se obtuvieron porcentajes altos de mineralización evidenciados a través de DQO y COT. De las tecnologías investigadas, los mayores porcentajes de degradación se obtuvieron empleando O_3+UV y O_3+UV+TiO_2.

ello, comunidades enteras son azotadas por problemas sanitarios y enfermedades asociadas al agua.

El agua, muy a pesar de las dificultades para obtenerla, es el elemento fundamental de todos los procesos vitales, sociales y económicos en el marco de un ciclo cerrado. Este ciclo se encuentra en crisis, puesto que el incremento y desarrollo de la sociedad de consumo exigen un aumento constante de las actividades industriales y agroindustriales. Estas actividades generan enorme variedad y cantidad de sustancias químicas, las cuales llegan al ciclo del agua por diferentes vías poniendo en peligro el frágil equilibrio natural.

Entre estos compuestos tóxicos no biodegradables que se encuentran en las aguas residuales de la industria petrolera, caben mencionar los fenoles y surfactantes, agentes contaminantes en los cuales será basada esta investigación.

a. Fenoles

Los fenoles son compuestos orgánicos de fórmula general ArOH, donde Ar corresponde a un compuesto aromático que puede tener sustituyentes (Morrison, 1990).

De forma genérica, los fenoles son substancias muy tóxicas en estado puro, cuya estructura esta compuesta por un anillo aromático enlazado a un grupo OH^-, según se observa en la Figura 4.

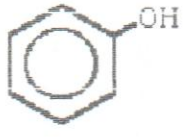

Figura 4. Estructura del fenol

Fuente: Marcano y Cortés, 1998.

Puesto que existe una gran variedad de compuestos fenólicos, sus efectos en organismos vivos varía según la especie. El fenol puede entrar al cuerpo humano a través de aguas contaminadas, comidas u otros productos que contengan compuestos fenólicos. Es fácilmente absorbido a través de la piel, o las mucosas, particularmente por el tracto gastrointestinal e igualmente puede ser inhalado con el aire o el humo. La cantidad de fenol que ingresa al cuerpo depende de la forma como esté presente y del tiempo de exposición (Dreisbach, 1980).

En la Tabla 9 se observa la posición de los fenoles de acuerdo a su toxicidad en una lista publicada por la Agencia de Protección Ambiental Americana (EPA) en 1991, está agencia también ha calificado a los compuestos fenólicos como químicos persistentes y bioacumulativos.

Tabla 9. Compuestos fenólicos clasificados por la E.P.A.

PUESTO	NOMBRE DEL COMPUESTO	PUNTAJE TOTAL
31	Pentaclorofenol	1028
85	Fenol	804
91	2,1,6-triclorofenol	780
115	2,4,5-triclorofenol	754
121	2,4-dinitrofenol	735
130	2,4-dimetilfenol	708
143	Tetraclorofenol	662
243	2,4-diclorofenol	507
245	2-clorofenol	493

Fuente: EPA, 1991

Los fenoles y compuestos fenólicos se encuentran comúnmente en las aguas residuales de varias industrias, entre ellas, las industrias papeleras, de remoción de pinturas, industrias químicas de producción de pesticidas, herbicidas y fungicidas, las diferentes etapas de la industria del petróleo, generadoras de resinas y la preservación de madera.

La industria del petróleo en sus procesos de producción, refinación, transporte y almacenamiento de hidrocarburos genera gran cantidad de corrientes fenólicas, las cuales poseen concentraciones de fenol que oscilan entre 0.7 y 500 mg/L. La composición química de estas aguas es variable puesto que depende de la

naturaleza del hidrocarburo, método de tratamiento de emulsiones del yacimiento y del funcionamiento de las diferentes operaciones del proceso (Gómez, 1998).

En el caso de Venezuela, el Decreto Nº 883 (1995) establece que, el límite máximo permisible de fenoles en medio acuoso para vertidos en forma directa a cuencas hidrográficas debe ser de 0,5 mg/L (ppm), y en la actualidad no se cuenta con tecnologías para el tratamiento de aguas residuales contentivas de este contaminante. Los tratamientos mecánicos o por coagulación no tienen efectos sobre los fenoles. La filtración lenta no los elimina totalmente.

Por su parte, el ozono destruye el fenol y los compuestos fenólicos siempre que la dosis que se emplee esté en función del tratamiento empleado, del pH, de la naturaleza de dichos compuestos y de la concentración final deseada.

Cuando cantidades considerables del contaminante se encuentran en solución, la combinación ozono-carbón activado es necesaria. En este caso, el empleo sólo de ozono puede resultar insuficiente en los momentos de máxima concentración (Othmer, 1985).

b. Surfactantes

Los agentes activos superficiales o surfactantes son moléculas que contienen un segmento liposoluble (grupo apolar) y otro hidrosoluble (grupo polar). La solubilidad parcial tanto en agua como en aceite permite al surfactante ocupar la interfase. Los agentes de actividad superficial son sustancias químicas que reducen la tensión superficial de los líquidos.

El grupo polar es en general un grupo funcional que contiene heteroátomos (O,S,N,P), mientras que el grupo apolar es en la mayoría de los casos un hidrocarburo parafínico o alquil-aromático. La Figura 5 muestra la estructura de un surfactante muy utilizado: el dodecilbenceno sulfonato de sodio.

Figura 5. Estructura del dodecilbenceno sulfonato de sodio

Fuente: Salager, 1992

En la industria petrolera el objetivo principal de los surfactantes es disminuir la tensión interfacial entre el crudo y el agua para desplazar volúmenes discontinuos de crudo atrapado, generalmente después de procesos de recuperación por inyección de agua (PDVSA-CIED, 1998).

Por otro lado, los surfactantes más empleados a nivel de campo son sulfonatos de petróleo o sintéticos, los cuales pueden ser empleados en un amplio intervalo de temperaturas a bajas salinidades. Por lo general se emplean sulfatos oxialquilados y sulfonatos en combinación con sulfonatos de petróleo.

En contraposición a su uso, los surfactantes al ser arrojados a los lagos y ríos provocan la disminución de la solubilidad del oxígeno disuelto en el agua pudiendo llegar a niveles anóxicos.

2. Tratamientos para la remoción de contaminantes en aguas residuales

La depuración de los efluentes líquidos es una parte fundamental de la gestión ambiental en cualquier industria.

Debido a ello, existen tecnologías de tratamiento abocadas a esta materia. Dichas tecnologías se encuentran divididas en: pretratamientos; tratamientos primarios, secundarios y terciarios (Horan, 1990).

La incapacidad de los tratamientos convencionales de aguas residuales para eliminar agentes contaminantes y/o tóxicos, evidencia que nuevos sistemas de tratamiento más eficientes; son necesarios.

En los últimos 25 años ha aumentado la investigación en la purificación del agua. El control y la rigurosa legislación de la contaminación en muchos países han dado lugar a una búsqueda intensiva para nuevas y más eficientes tecnologías para el tratamiento del agua.

En general, la eliminación de compuestos orgánicos tóxicos requiere de una o varias tecnologías de tratamiento (Weber y Smith, 1986; Chiang, y col., 1992). Dependiendo del contaminante presente en solución, es necesario seleccionar el método adecuado.

La opción de una u otra tecnología depende básicamente de los costos de los procesos y de otros factores como tipo, concentración de contaminantes y volumen del efluente a tratar. Los métodos de tratamiento más ampliamente usados se describen a continuación (Rodríguez, 2003):

a. Incineración

Es un proceso de oxidación térmica a alta temperatura en el cual los residuos peligrosos son convertidos, en presencia de oxígeno, en gases y residuales sólidos incombustibles. Los gases generados son emitidos a la atmósfera previa limpieza de gases y los residuos sólidos son depositados en un relleno de seguridad.

b. Separación o arrastre con aire (*Stripping* por aire)

Este proceso utiliza la fuerza del aire para eliminar compuestos orgánicos volátiles no deseados de una fase líquida. Antes de aplicar este tratamiento a un residuo peligroso, es necesario realizar una caracterización del mismo, ya que, si además de los compuestos orgánicos tóxicos tuviese otros constituyentes, sería preciso aplicar tecnologías de pre y postratamiento.

c. Separación por vapor (*Stripping* por vapor)

Este proceso consiste en la transferencia de compuestos orgánicos de la fase líquida a la fase vapor. El flujo acuoso debe ser precalentado cerca del punto de ebullición antes de pasar a través del separador. Se aplica principalmente a la eliminación de compuestos orgánicos volátiles solubles en agua y a la recuperación de acetona, etanol y otros.

d. Adsorción de compuestos orgánicos sobre carbón activado

Es un método de separación empleado para eliminar de las aguas residuales compuestos orgánicos e inorgánicos, como nitrógeno, sulfuros y metales pesados. El contaminante es absorbido sobre la superficie del carbón activado, donde se acumula para su posterior extracción o destrucción.

e. Oxidación por vía húmeda

Durante este proceso los compuestos orgánicos e inorgánicos se oxidan en fase acuosa con oxígeno o aire, a altas presiones y temperaturas. La temperatura depende de la naturaleza de los compuestos a ser degradados, no obstante, oscilando entre 150° y 350 °C. La presión va de 20 a 200 bar y la DQO de 75 a 90. El mecanismo de oxidación por vía húmeda ha sido estudiado y es conocido que se produce a través de la formación de radicales libres.

f. Oxidación electroquímica

La oxidación electroquímica (depuración electroquímica) se produce mediante reacciones anódicas (indirectas y/o directas) en las que el oxígeno es transferido desde el disolvente (agua) a los productos que deben oxidarse:

$$R + xH_2O \leftrightarrow ROx + 2xH^+ + 2xe \quad (1)$$

La característica principal del tratamiento es que utiliza la energía eléctrica como vector de descontaminación ambiental.

g. Procesos fotoquímico

Una serie de investigaciones han propuesto la fotooxidación directa con luz ultravioleta en la oxidación de contaminantes orgánicos (Petersen y col., 1988).

En las reacciones fotoquímicas los radicales hidroxilo pueden ser generados por la fotólisis del agua (Cervera y Espulgas, 1983):

$$H_2O \xrightarrow{h\nu} H^\bullet + OH^\bullet \quad (2)$$

La fotólisis implica la interacción de la luz con las moléculas para causar la disociación en fragmentos. Esta reacción es una fuente pobre de radicales, ya que se generan intermediarios que absorben parte de la radiación y disminuyen considerablemente la cinética de fotooxidación de los contaminantes.

h. Oxidación biológica

Los tratamientos biológicos tienen la ventaja de destruir grandes cantidades de compuestos orgánicos. Sin embargo, existen agentes contaminantes orgánicos que no pueden ser eliminados eficazmente por la oxidación biológica (Bishop y col., 1968). Su empleo en el tratamiento de efluentes con contenido de fenoles, compuestos alifáticos y aromáticos, no es aplicable debido a la alta toxicidad inherente en estos compuestos.

i. Oxidación química

La oxidación química es un proceso a través del cual se transfieren electrones de una sustancia a otra, empleando agentes oxidantes para ello. La oxidación se efectúa mediante la adición de un agente oxidante químico, que a su vez es reducido durante el proceso. Los procesos de oxidación química pueden ser divididos en dos clases: tratamientos de química clásica y procesos de oxidación avanzada (POAs).

1) Tratamientos Químicos

Los tratamientos de química clásica generalmente, consisten en la adición de un agente oxidante al agua contaminada. Entre los más utilizados tenemos (Chamarro y col., 1996): Cloro, Permanganato de Potasio, Oxigeno, Peróxido de hidrógeno y Ozono.

2) Procesos de Oxidación Avanzada (POA)

Fueron definidos por Glaze y col. en 1987 e implican la generación de radicales altamente reactivos (radicales hidroxilo) en suficiente cantidad para efectuar la purificación del agua. Los radicales $OH^{\bullet}$ son especies muy reactivas que atacan a la mayor parte de las moléculas orgánicas. La cinética de la reacción es generalmente de primer orden con respecto a la concentración de los radicales hidroxilos y a la concentración de las especies a oxidar. El radical hidroxilo se caracteriza por una baja selectividad de ataque. Una vez que se genera, puede atacar virtualmente a todos los compuestos orgánicos.

Dependiendo de la naturaleza de la especie orgánica, dos tipos de ataques son posibles: pueden aceptar un átomo del hidrógeno, como en el caso de los alcanos y de los alcoholes, o pueden unirse a una molécula, como en el caso de compuestos aromáticos (Contreras, 2002).

La flexibilidad de los POA es realzada por el hecho de que ofrecen diversas maneras para producir los radicales $OH^{\bullet}$, así que puede ser adaptado a un tratamiento específico.

Otro aspecto importante de la aplicación de los POA es el referido al tratamiento de sustancias contaminantes en agua, normalmente expresada como DQO (demanda química de oxígeno), ya que sólo tratamientos con relativamente pequeño contenido de DQO (≤ 5 g. L^{-1}) pueden ser tratados por esta tecnología, puesto que contenidos más altos de DQO requieren consumos de grandes de reactivos costosos. En esos casos, sería más conveniente utilizar la oxidación o la incineración (Mishra y col., 1995). La Figura 6 muestra las tecnologías de tratamiento en función del contenido de DQO.

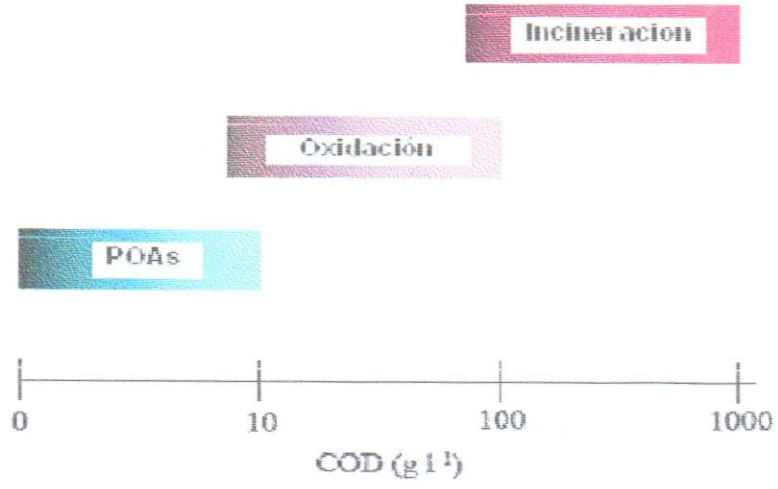

Figura 6. Tecnologías para el tratamiento de aguas según el contenido de DQO

Fuente: Andreozzi y col., 1999.

Por las consideraciones anteriores, los POA son más efectivos a las técnicas establecidas como la floculación, precipitación, adsorción, carbón activado granular, arrastre con vapor o aire, ósmosis inversa, combustión, y oxidación biológica. Algunas de estas técnicas no destruyen los agentes contaminantes sino que los transfieren a la fase acuosa. La oxidación biológica aeróbica es limitada

cuando las aguas residuales contienen las sustancias no biodegradables o tóxicas. A nivel piloto, se ha verificado que, la destrucción de fenoles se puede lograr en algunos minutos, a diferencia del tratamiento biológico común, única alternativa para el tratamiento de fenoles, que puede demorar hasta 12 horas en la destrucción de la misma concentración, 144 veces más. Además, a nivel industrial se necesitaría un reactor de sólo 8 m^3, ocupando muchísimo menos espacio que los 1.152 m^3 que se requieren para la aplicación de un tratamiento biológico. La inexistencia de residuos como lodos u otros elementos es una de las principales ventajas del sistema, comparado con los tratamientos biológicos, que además de generar lodos requieren de sistemas de aireación.

Otros procesos de conversión son limitados por razones económicas, potencial de oxidación, características de los efluentes, o tendencia a formar subproductos durante la desinfección como, por ejemplo, es el caso de la formación de trihalometanos (THMs) y cloro. Aunque los POA son más baratos que la combustión o tecnologías de oxidación por vía húmeda; una desventaja es su alto costo operacional comparado con los tratamientos biológicos.

Sin embargo, su uso como paso posterior al tratamiento biológico para la destrucción de compuestos orgánicos en las aguas residuales es justificado porque los intermediarios y productos que resultan de la reacción se pueden degradar fácilmente.

Pero, debido a que los radicales hidroxilos son tan reactivos e inestables deben ser producidos continuamente por medio de reacciones fotoquímicas o químicas. Los procesos principales de producción de estos radicales son descritos a continuación.

a) Ozonación en medio alcalino

El ozono puede reaccionar en forma directa con un sustrato orgánico a través de una reacción lenta y selectiva, ecuación (3), o de una reacción favorecida en medio alcalino (rápida y no selectiva), ecuación (4) (Hoigné, 1976; Glaze, 1987; Huang, 1993):

$$O_3 + S \rightarrow S_{ox} \qquad k \approx 1 - 100\ M^{-1}.\ s^{-1} \qquad (3)$$

$$2O_3 + H_2O \rightarrow 2HO^{\bullet} + 2O_2 + HO_2^- \qquad k \approx 10^8 - 10^{10}\ M^{-1}.\ s^{-1} \qquad (4)$$

Las constantes de velocidad con compuestos orgánicos difieren mucho para ambos tipos de procesos. La primera reacción es de importancia en medios ácidos y para solutos que reaccionan muy rápido con el ozono. La segunda reacción puede iniciarse de distintos modos, con especies tales como HO^-, HO_2^-, $HCOO^-$, Fe^{2+} o sustancias húmicas. La Figura 7 muestra un esquema de las principales especies de la descomposición de ozono en agua pura iniciada por iones hidróxido (Glaze y col., 1987).

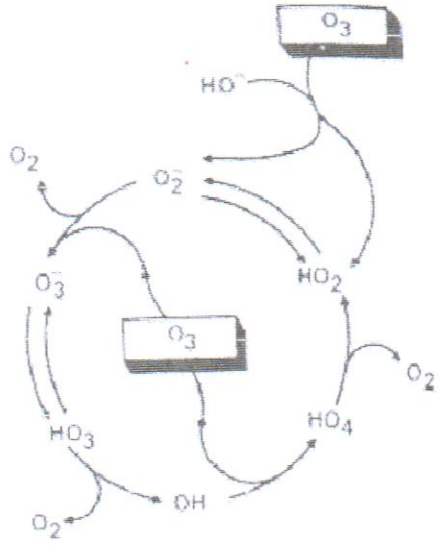

Figura 7. Esquema de las principales especies de la descomposición de ozono en agua pura iniciada por iones hidróxido

Fuente: Glaze y col., 1987.

b) O_3/H_2O_2

El agregar H_2O_2 durante la ozonación mejora el proceso de degradación (Glaze y col., 1992). El H_2O_2 es un ácido débil, un poderoso oxidante y un compuesto inestable. El uso de dos o más oxidantes combinados permite aprovechar los posibles efectos sinérgicos entre ellos, lo que produce una destrucción adicional de la carga orgánica.

Sin embargo, como existe una gran dosis de empirismo en el uso de mezclas oxidantes, es difícil prever el rendimiento, que debe determinarse en ensayos de laboratorio. Entre las posibles mezclas de agentes oxidantes, la combinación peróxido de hidrógeno y ozono es sin duda la más usada. El proceso pretende combinar la oxidación directa (y selectiva) del ozono con la reacción rápida y poco selectiva de los radicales $HO^{\bullet}$ con los compuestos orgánicos.

El H_2O_2 puede iniciar la descomposición de O_3 por transferencia de electrones (Huang, 1993). La reacción genera $HO^{\bullet}$ consumiendo H_2O_2 y O_3, ecuación (5), a través de un mecanismo en cadena mostrado en las ecuaciones (6) a (13):

$$O_3 + H_2O_2 \rightarrow HO^{\bullet} + O_2 + HO_2^{\bullet} \qquad (5)$$

$$H_2O_2 \Leftrightarrow HO_2^- + H^+ \qquad Ka = 1{,}6 \times 10^{-12} \qquad (6)$$

$$HO_2^{\bullet} \Leftrightarrow O_2^{\bullet -} + H^+ \qquad Ka = 1{,}6 \times 10^{-5} \qquad (7)$$

$$HO_2^- + O_3 \rightarrow O_3^- + HO_2^{\bullet} \qquad k = 2{,}8 \times 10^{6}\ M^{-1}.s^{-1} \qquad (8)$$

$$O_2^{\bullet -} + O_3 \rightarrow O_3^- + O_2 \qquad k = 1{,}6 \times 10^{9}\ M^{-1}.s^{-1} \qquad (9)$$

$$O_3^- + H^+ \rightarrow HO_3 + O_2 \qquad k = 5{,}2 \times 10^{10}\ M^{-1}.s^{-1} \qquad (10)$$

$$HO_3 \rightarrow HO^{\bullet} + O_2 \qquad k = 1{,}1 \times 10^{-5}\ s^{-1} \qquad (11)$$

$$O_3 + HO^{\bullet} \rightarrow O_2 + HO_2^{\bullet} \qquad k = 1{,}1 \times 10^{9}\ M^{-1}.s^{-1} \qquad (12)$$

$$O_3 + HO_2^{\bullet} \rightarrow 2O_2 + HO^{\bullet} \qquad (13)$$

El proceso es caro pero rápido, y puede tratar contaminantes orgánicos presentes en muy bajas concentraciones (ppb), a pH entre 7 y 8; la relación molar óptima O_3/H_2O_2 es 2:1. (Glaze, 1987). El tratamiento ha resultado efectivo para descomponer compuestos organoclorados como tricloroetileno, tetracloroetileno, etc. Por lo tanto, es excelente para el postratamiento de aguas sometidas a tratamientos de desinfección con cloro o dióxido de cloro.

c) O_3/UV

La irradiación del ozono en agua produce H_2O_2 en forma cuantitativa. El peróxido de hidrógeno así generado se fotoliza a su vez generando radicales HO˙, y reacciona con el exceso de ozono, generando también radicales hidroxilos, según lo mostrado en las Figura 8 y 9.

$$O_3 + H_2O \xrightarrow{h\nu} H_2O_2 + O_2$$

$$H_2O_2 \xrightarrow{h\nu} 2\,OH\bullet$$

$$OH\bullet + O_3 \longrightarrow HO_2\bullet + O_2$$

$$HO_2\bullet \longleftrightarrow H^+ + O_2^-$$

$$HO_2\bullet + O_3 \longrightarrow OH\bullet + 2\,O_2$$

$$O_2^- + O_3 \longrightarrow O_3^- + O_2$$

$$H^+ + O_3^- \longleftrightarrow HO_3$$

$$HO_3 \longrightarrow OH\bullet + O_2$$

$$2\,OH\bullet \longrightarrow H_2O_2$$

$$2\,HO_2\bullet \longrightarrow H_2O_2 + O_2$$

$$HO_2\bullet + O_2^- \longrightarrow O_2 + HO_2^-$$

$$HO_2^- + O_3 \longrightarrow \bullet O_3^- + HO_2\bullet$$

$$H_2O_2 + OH\bullet \longrightarrow HO_2\bullet + H_2O$$

Figura 8. Mecanismo de formación de radicales por O_3/UV
Fuente: Glaze y col., 1987

La ventaja de este método es que el ozono posee una absorptividad molar mayor que el H_2O_2 (ε_{254} 3300 M^{-1}. cm^{-1}), y puede usarse, por consiguiente, para tratar aguas con alto fondo de absorción de UV. La eficiencia es superior a la de O_3 o UV directa, y el reactor no necesita ser de cuarzo pues se puede irradiar con luz UV-B (280 - 330 nm). El método se ha aplicado a la potabilización de aguas, en el tratamiento de aguas residuales altamente contaminadas, en desinfección, en decoloración de aguas de la industria del papel, en la degradación de hidrocarburos alifáticos clorados (saturados e insaturados).

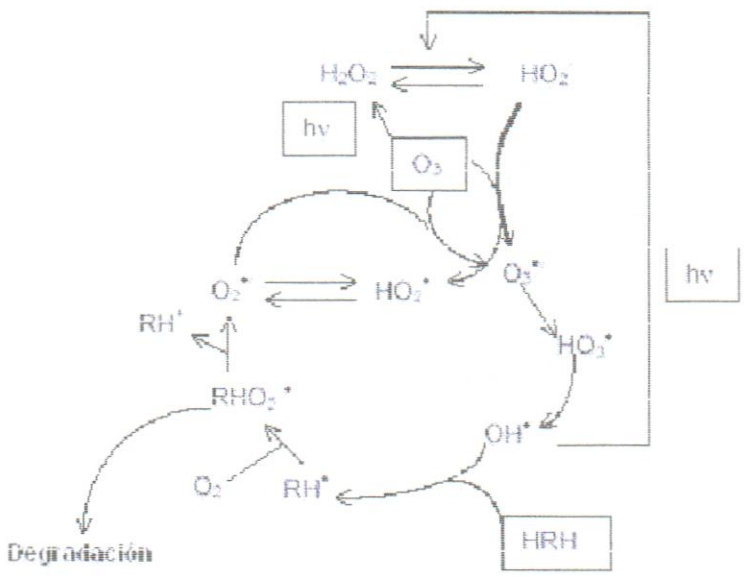

Figura 9. Esquema del mecanismo de degradación en los procesos O3/UV.
Fuente: Peyton and Glaze, 1988

Es el mejor método para el tratamiento de PCBs (Peyton y col., 1993). Si la irradiación se produce a longitudes de onda menores que 310 nm, el método puede aprovechar la fotólisis de O_3, que produce una cantidad adicional de $HO^{\bullet}$ y otros oxidantes, con el consiguiente aumento de la eficiencia.

d) Foto - Fenton

Los procesos Fenton no conducen generalmente a la mineralización y deben utilizar la irradiación luminosa para promover una alta degradación del contaminante (Pignatello, 1992; Safarzadeh-Amiri, 1997; Ruppert, 1993).

El método es eficiente pero, debe mantener condiciones ácidas y adición continua de H_2O_2. Los usos más frecuentes de esta tecnología han sido en el tratamiento de aguas industriales, suelos y lixiviados.

e) Fotocatálisis heterogénea

La fotocatálisis heterogénea es un proceso que se basa en la absorción directa o indirecta de energía radiante (visible o UV) por un sólido (el fotocatalizador heterogéneo, que normalmente es un semiconductor de banda ancha). En la región interfacial entre sólido excitado y la solución tienen lugar las reacciones de destrucción o de remoción de los contaminantes, sin que el catalizador sufra cambios químicos.

La eficiencia de la reacción fotocatalítica depende de diversos factores. Uno de los aspectos más críticos es la alta probabilidad de recombinación electrón-hueco, que compite con la separación entre las cargas fotogeneradas. Por otra parte, como no hay una separación física entre los sitios de las reacciones anódicas (oxidación por huecos) y catódicas (reducción por electrones), pueden tener importancia las reacciones inversas. La baja eficiencia, especialmente con luz visible, es una de las limitaciones más severas de la fotocatálisis heterogénea.

f) $O_3/UV/H_2O_2$

La adición del H_2O_2 al proceso de O_3/UV acelera la descomposición del ozono dando como resultado mayor generación de los radicales $OH^{\bullet}$. Este proceso es la combinación de los sistemas binarios O_3/UV y O_3/H_2O_2. La ecuación global para el $O_3/UV/H_2O_2$ es:

$$2O_3 + H_2O_2 \rightarrow 2OH^{\bullet} + 3O_2 \qquad (14)$$

Zeff y Barich (1990) estudiaron la oxidación de diversos compuestos orgánicos (cloruro de metileno, clorobenceno, benceno, tolueno, etillbenceno) por medio de este sistema, el cual demostró ser más eficiente que el tratamiento de cada oxidante por separado. Mokrini y col. (1997) determino la degradación de fenol a diversos pH, estableciendo la cantidad óptima del H_2O_2.

g) O_3/UV/Fe

La combinación del ozono con luz UV y hierro como catalizador mejora la capacidad oxidativa de la ozonación catalítica. Tres procesos pueden explicar la eficacia del proceso. Por un lado, las especies de Fe^{3+} experimentan un proceso fotoredox con la luz UV, dando lugar al Fe^{2+} y a radicales $OH^{\bullet}$ según la ecuación (15) (Safarzadeh-Amiri y col., 1996; Mazellier y col., 1997).

$$Fe^{3+} \xrightarrow[H_2O]{h\nu} Fe^{2+} + OH^{\bullet} + H^{+} \qquad (15)$$

Por otra parte, la reducción de O_3 con Fe^{2+} aumenta el número de radicales hidroxilo generado por el fotoreducción de Fe^{3+} (Abe y Tanaka, 1999), mecanismo similar al propuesto para la reacción foto-Fenton (Ruppert y col., 1994).

$$Fe^{2+} + O_3 \rightarrow FeO^{2+} + O_2 \qquad (16)$$

$$FeO^{2+} + H_2O \rightarrow Fe^{3+} + OH^{\bullet} + OH^{-} \qquad (17)$$

Si el peróxido de hidrógeno está presente en el medio, directamente o por fotólisis del ozono, puede reaccionar con el Fe^{2+} y generar radicales (18).

$$Fe^{2+} + H_2O_2 \rightarrow Fe^{3+} + OH^{\bullet} + OH^{-} \qquad (18)$$

Además de esto, la oxidación inicial de agentes contaminadores orgánicos genera intermediarios oxigenados, tales como; grupos carboxilicos que pueden reaccionar con el Fe^{3+} y formar complejos. Estos complejos son también fotoactivos y producen CO_2, radicales orgánicos e iones ferrosos durante la irradiación que contribuyen a la total mineralización (Safarzadeh-Amiri y col., 1996a; Abe y Tanaka, 1999).

$$RCO_2Fe^{3+} \xrightarrow{h\nu} R^{\bullet} + CO_2 + Fe^{2+} \qquad (19)$$

3. Ozono

El ozono es conocido desde hace más de cien años. En 1840 se le dio el nombre actual *ozein*, que significa heder, oler. En 1857 se diseñó un generador y en 1906 se usó por primera vez en una planta de tratamiento de agua, en Niza, Francia.

En los Estados Unidos de América antes de 1980 había menos de 10 plantas, pero el número ha ido creciendo notablemente y como se explicará, a medida que los métodos de tratamiento se vuelvan más exigentes, la demanda será mayor.

El ozono (O_3) es un gas alótropo del oxígeno. A la temperatura y presión del ambiente es un gas inestable que se descompone rápidamente en oxígeno (O_2). Debido a esta característica, no se puede almacenar o envasar, sino que debe generarse *in situ* y usarse inmediatamente. Por lo general, la ozonización se utiliza cuando se requiere su propiedad más importante: su elevado potencial oxidante, que permite eliminar los compuestos orgánicos, al mismo tiempo, cuando se desea inactivar los microorganismos patógenos del agua.

La demanda de ozono en la mayoría de los sistemas de abastecimiento de agua suele ser mayor a la del cloro, debido a su gran potencial de oxidación. Los procesos de desinfección por ozono normalmente tratan de mantener un residual

mínimo de 0,4 a 0,5 ppm después de 10 a 20 minutos de contacto con el agua (Ullmann`s, 1991).

a. Propiedades físicas del ozono

El ozono es un gas azul claro, más pesado que el aire, muy reactivo e inestable. Es explosivo y tóxico, incluso a bajas concentraciones. Se caracteriza por poseer seis electrones en los átomos de oxígeno que se encuentran en los extremos; de allí, su naturaleza electrofílica. En solución acuosa, es cerca de 14 veces más soluble que el oxígeno pero en forma metaestable (Ullmann, 1991).

b. Química del ozono

La química del ozono es gobernada en gran parte por su naturaleza fuertemente electrofílica.

En solución acuosa, el ozono puede actuar de las siguientes formas (Hoigné y Bader, 1977a, 1977b, 1978):

1) Por reacción directa de ozono molecular.
2) Por reacción indirecta con las especies radicales que se forman cuando el ozono se descompone en agua.

Las dos reacciones básicas del ozono en agua se ilustran en la Figura 10.

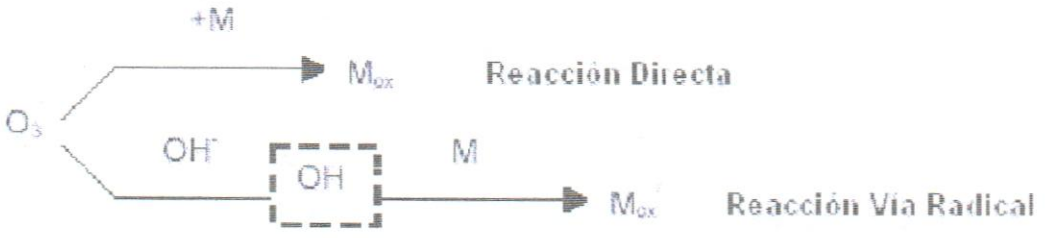

Figura 10. Reactividad del ozono en la solución acuosa
Fuente: Langlais y col., 1991.

1) Reactividad molecular del ozono

Las estructuras de resonancia de la molécula de ozono se muestran en la Figura 11. Esta estructura ilustra como la molécula de ozono actúa como agente electrofílico y como agente nucleofílico, debido a su estructura dipolar.

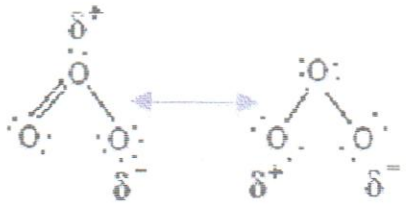

Figura 11. Estructuras de resonancia del ozono.
Fuente: Langlais y col., 1991.

a) Adición (mecanismo de Criegee): como resultado de su estructura dipola, la molécula de ozono puede adicionar a su estructura, enlaces no saturados en las posiciones 1 y 3, originando la formación de un ozonoide primario (i) que corresponde a la reacción siguiente (Figura 12):

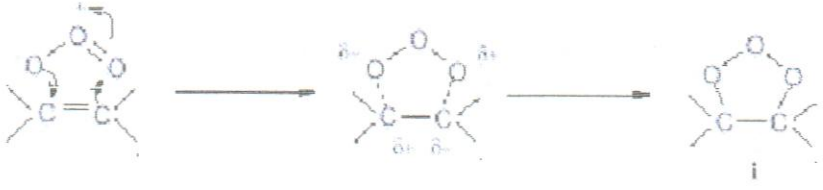

Figura 12. Adición dipolar del ozono en enlaces no saturados.
Fuente: Langlais y col., 1991.

En un solvente protónico como el agua, este ozonoide primario se descompone en un grupo carbonilo (aldehído o cetona) y un zwitterion (ii) que conduce rápidamente a una etapa de hidroxi-hidroperóxido (iii) que, posteriormente, se

descompone en un compuesto carbonilo y en peróxido de hidrógeno (véase las reacciones siguientes).

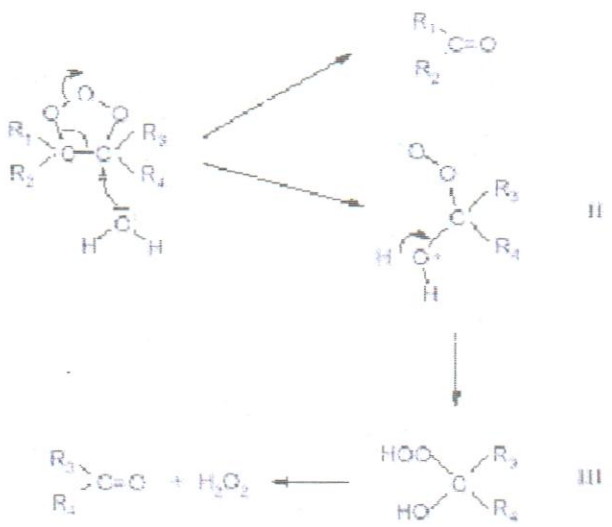

Figura 13. Mecanismo de Criegee
Fuente: Langlais y col., 1991.

b) Reacción electrofílica: la reacción electrofílica se restringe a sitios con alta densidad electrónica y, particularmente, a ciertos compuestos aromáticos. Los compuestos aromáticos con grupos donantes de electrones (OH, NH_2, y compuestos similares) poseen alta densidad electrónica en las posiciones orto y de para, lo cual los hace altamente reactivos en presencia de ozono. Por el contrario, los compuestos aromáticos substituidos con grupos aceptores de electrones (- COOH, - NO_2) reaccionan débilmente frente al ozono. En este caso, el ataque inicial de la molécula del ozono ocurre principalmente en la posición menos desactivada, es decir en meta. El resultado de esta reactividad es que los compuestos aromáticos que llevan a grupos donantes de electrones (por ejemplo, fenol y anilina) reaccionan rápidamente con el ozono.

c) Reacción nucleofílica: se encuentra en los sitios moleculares que demuestran un déficit electrónico y, frecuentemente, en carbones que llevan electrón-retirando a grupos.

De lo antes expuesto se extrae que, las reacciones moleculares de ozono son extremadamente selectivas y limitadas a compuestos aromáticos y alifáticos no saturados y a grupos funcionales específicos.

c. Generación de ozono

Los sistemas de ozonización empleados en el tratamiento de agua generan ozono en el sitio de aplicación y casi todos lo hacen por medio de una descarga de corona producida entre dos dieléctricos, a través de las cuales pasa oxígeno o aire seco (Figura 14).

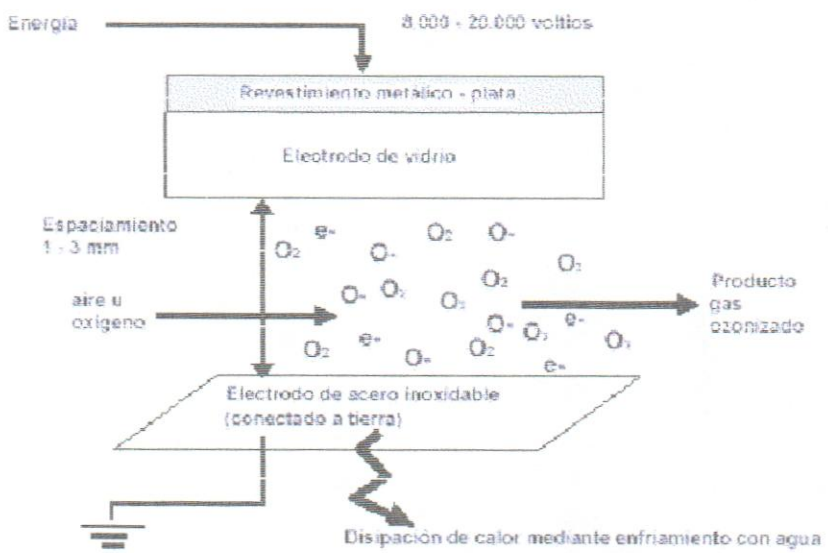

Figura 14. Generador Dieléctrico de Ozono
Fuente: Rakness, 1996.

d. Descomposición del ozono

Por ser un poderoso agente oxidante, el ozono, se ha empleado en tratamientos de aguas para llevar a cabo la destrucción de compuestos orgánicos tóxicos y mejorar la calidad del agua. El ozono tiene algunas ventajas, porque éste reacciona rápidamente, produce poco daño en los productos de la reacción, y el

oxígeno es producido como un producto final de la reacción (Rosenthal; 1981, Owsley; 1991, Cryer; 1992, Wedemeyer; 1996, Summerfelt y Hochheimer; 1997, Summerfelt; 2003).

La descomposición del ozono se rige por una cinética de pseudo primer orden:

$$-\left(\frac{d[O_3]}{dt}\right)_{pH} = k'[O_3]$$

donde k' es la constante de pseudo primer orden para un valor de pH. Por lo tanto, el tiempo de vida medio de la molécula varia dependiendo del pH, temperatura del gas y concentración de los compuestos orgánicos presentes.

Las reacciones de descomposición del ozono en el agua se llevan a cabo mediante una reacción en cadena vía radicales libres, incluyendo una iniciación, propagación y finalización (Kaprzyk-Hordern y col., 2003):

$$O_3 + H_2O \rightarrow 2HO^{\bullet} + O_2 \quad (20)$$

$$O_3 + OH^- \rightarrow O^{\bullet -}_2 + HO^{\bullet}_2 \quad (21)$$

$$O_3 + HO^{\bullet} \rightarrow O_2 + HO^{\bullet}_2 \leftrightarrows 2O^{\bullet -}_2 + H^+ \quad (22)$$

$$O_3 + HO^{\bullet}_2 \leftrightarrows 2O_2 + HO^- \quad (23)$$

$$2\,HO^{\bullet}_2 \rightarrow O_2 + H_2O_2 \quad (24)$$

CAPITULO III
METODOLOGÍA

Este capítulo describe detalladamente los equipos, procedimientos y métodos de análisis empleados en los experimentos efectuados en este estudio.

El proyecto trata sobre la aplicación del proceso de oxidación avanzada a escala laboratorio y a una microplanta piloto para tratamiento de fenol y dodecilbencenosulfonato de sodio. El trabajo se desarrolló por la UCV, en el Laboratorio de Tratamiento de Efluentes por Métodos Catalíticos, con la finalidad de reducir este tipo de contaminantes durante el procesamiento de crudos de la industria petrolera venezolana.

El trabajo a presentar pretende, entre otras cosas, comprender el funcionamiento detallado del proceso y determinar el grado de la mineralización de los contaminantes, empleando el proceso de oxidación avanzada con catalizadores de hierro no soportados y soportados sobre carbón activado para disminuir la contaminación en aguas de producción de la industria petrolera.

A. BASES DE DISEÑO Y DESCRIPCIÓN DE OPERACIONES

1. Bases de diseño de los sistemas de ozonización

Aunque existen muchos factores que afectan las reacciones de ozonización, las variables de operación más importantes son las relacionadas con la carga, las condiciones de operación y el catalizador.

Por otro lado, los factores operacionales y de carga considerados en los sistemas experimentales son:

a. Tipo de carga: fenoles y surfactantes en solución acuosa en concentraciones de (2 a 10 ppm) y de (50 a 500 ppm), respectivamente.

b. Tipo de reactor: reactor tubular de premezclado de 136,0 cm de longitud, 29,5 cm de diámetro interno y 30,5 cm de diámetro externo, que opera verticalmente con flujos ascendentes y descendentes, y un reactor tubular de reacción y regeneración de catalizador con las siguientes dimensiones: 112,0 cm de longitud, 29,0 cm de diámetro externo inferior y 16,0 cm de diámetro externo superior, que opera verticalmente con flujos ascendentes.

c. Condensador con serpentín: cilindro de vidrio pirex, de 600 ml de capacidad, con entradas y salidas para gases y agua atemperada.

d. Tiempo de reacción: 70 minutos.

e. Tipo de material a emplear: mangueras cristal de 1 1/2 ,1/2 y 3/4 pulgadas, tuberías de niple galvanizado de 1,2×6 y 1,0×5 pulgadas, conectores de manguera espiga macho y hembra de ½ pulgada y abrazaderas galvanizadas de 1 y 1/2 y pulgada.

2. Descripción operativa a escala laboratorio

El equipo esta constituido principalmente por un ozonizador (generador de ozono), un rotámetro para gases, un reactor con capacidad para la solución a tratar, una lámpara de UV y un sistema de refrigeración para el reactor (Ver la Figura 15).

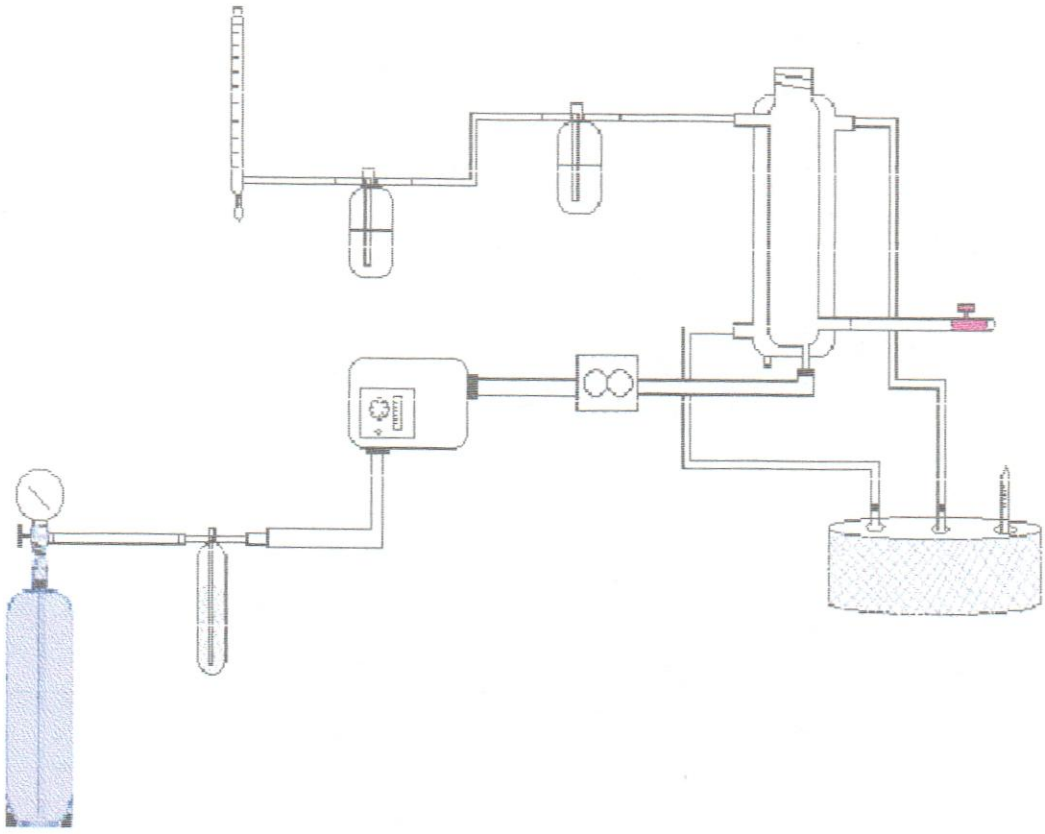

Figura 15. Esquema del equipo de oxidación avanzada a escala laboratorio.

El ozono se generó mediante una chispa eléctrica generada a partir de oxígeno, previamente secado en una trampa con un agente desecante (zeolita Y). La concentración de ozono fue regulada mediante la tensión aplicada a la chispa del ozonizador y la presión del oxígeno.

El reactor consta de varias entradas y salidas, las cuales serán usadas para el gas de reacción (ozono) y el agua para mantener el sistema refrigerado. Este reactor, está fabricado de vidrio, con una capacidad de 400 ml y, fue diseñado para contener en su interior una lámpara de mercurio (radiación UV). Además, el sistemas se encuentra cubierto por una caja de plexiglás y papel de aluminio, para evitar la salida de radiación UV hacia el exterior, debido a que la longitud de onda a la cual trabaja la lámpara (256 nm) es dañina para los seres humanos.

La salida del gas del reactor se conectó a dos trampas en serie con soluciones de ioduro de potasio de 250 y 200 ml de capacidad. Todo el sistema se ubicó en una campana debido al peligro que implica trabajar con ozono.

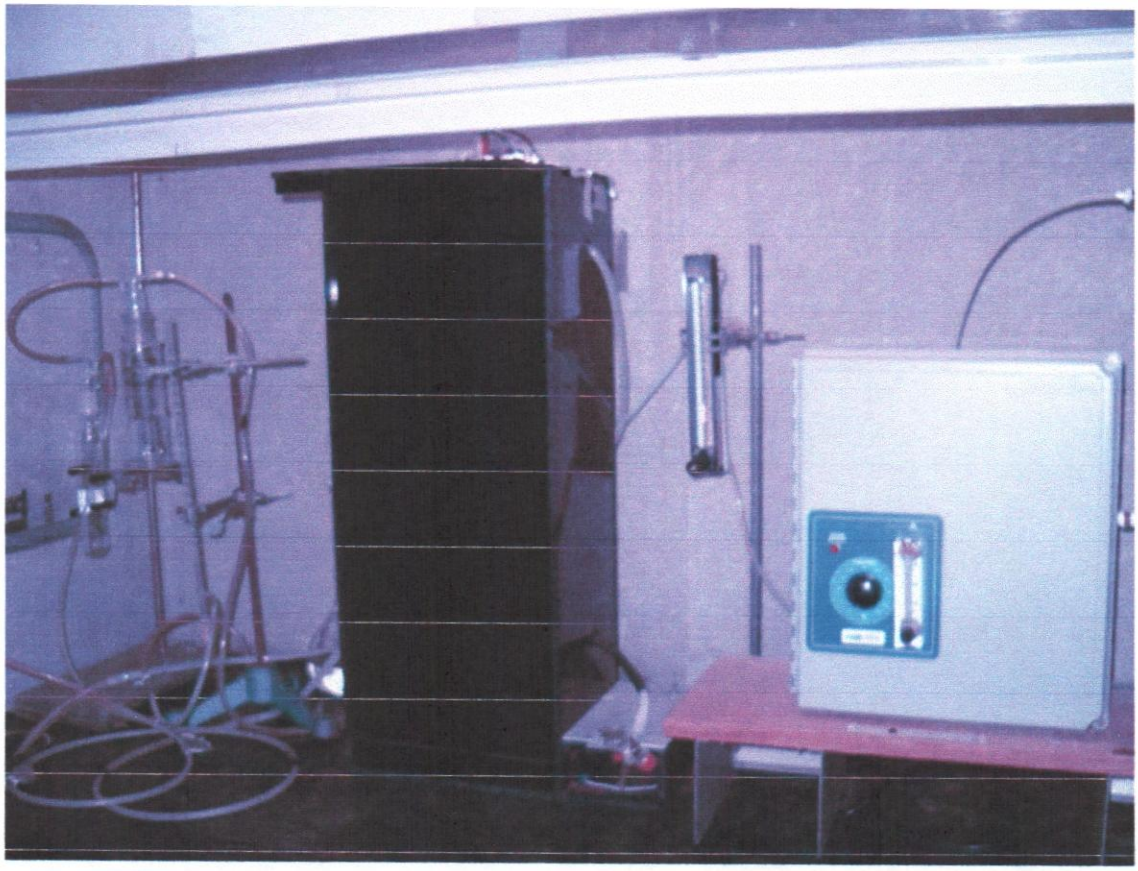

Figura 16. Foto del montaje a escala laboratorio

a. Proceso operativo a escala laboratorio

1) Al encender el equipo se ajustan las variables de tensión aplicada a la chispa productora de ozono (50%) y la presión de entrada de oxígeno al ozonizador.

2) Antes de comenzar la reacción de oxidación, se satura con ozono una solución de 80 ml de ioduro de potasio (KI) al 2,5% durante 5 minutos, para medir la concentración inicial de ozono del sistema.

3) Se hace pasar agua por el serpentín del condensador, proveniente del sistema refrigerante.

4) Se carga el condensador con serpentín de 700 mL de la solución de fenol, se añade la masa del catalizador previamente pesada y se cierra la entrada. Todo el sistema se cubre con una caja de plexiglás y papel aluminio.

5) Se coloca una trampa a la salida del gas del condensador con una solución de 80 mL de KI al 2,5%, para medir la concentración final de ozono después de la reacción de oxidación.

6) Al alcanzar las condiciones óptimas y todas las medidas de seguridad se enciende la lámpara de UV y se comienza la reacción.

7) Controlado por un rotámetro se hace pasar un flujo de ozono determinado previamente, dejando transcurrir la reacción durante 90 minutos y tomando muestras del gas de salida y de la solución de fenol en reacción cada 10 minutos.

3. Descripción de la microplanta piloto

El diseño de la microplanta se realizó sobre la base de esquemas de microplantas utilizadas en estudios científicos con fines similares y en base a materiales, instrumentos y equipos que están a la disposición para su construcción.

Como punto de partida se tomó que la planta debía ser diseñada para operar de manera continua ya que en ella se simularía a escala piloto un proceso industrial con la finalidad de evaluar la factibilidad de ozonolisis de las soluciones acuosas contaminadas con surfactantes o fenoles. Lo anterior se debe a que las operaciones a escala laboratorio o piloto pueden permitir predicciones de operaciones a escala industrial.

Para el presente estudio, la microplanta constó de una zona de contención y suministro de la carga, una zona de generación y alimentación de ozono, una zona de reacción, una zona de trampas de reducción y una zona de recolección de muestras. En la Figura 17 se presenta el diagrama de flujo del proceso de la microplanta de ozonización en continuo.

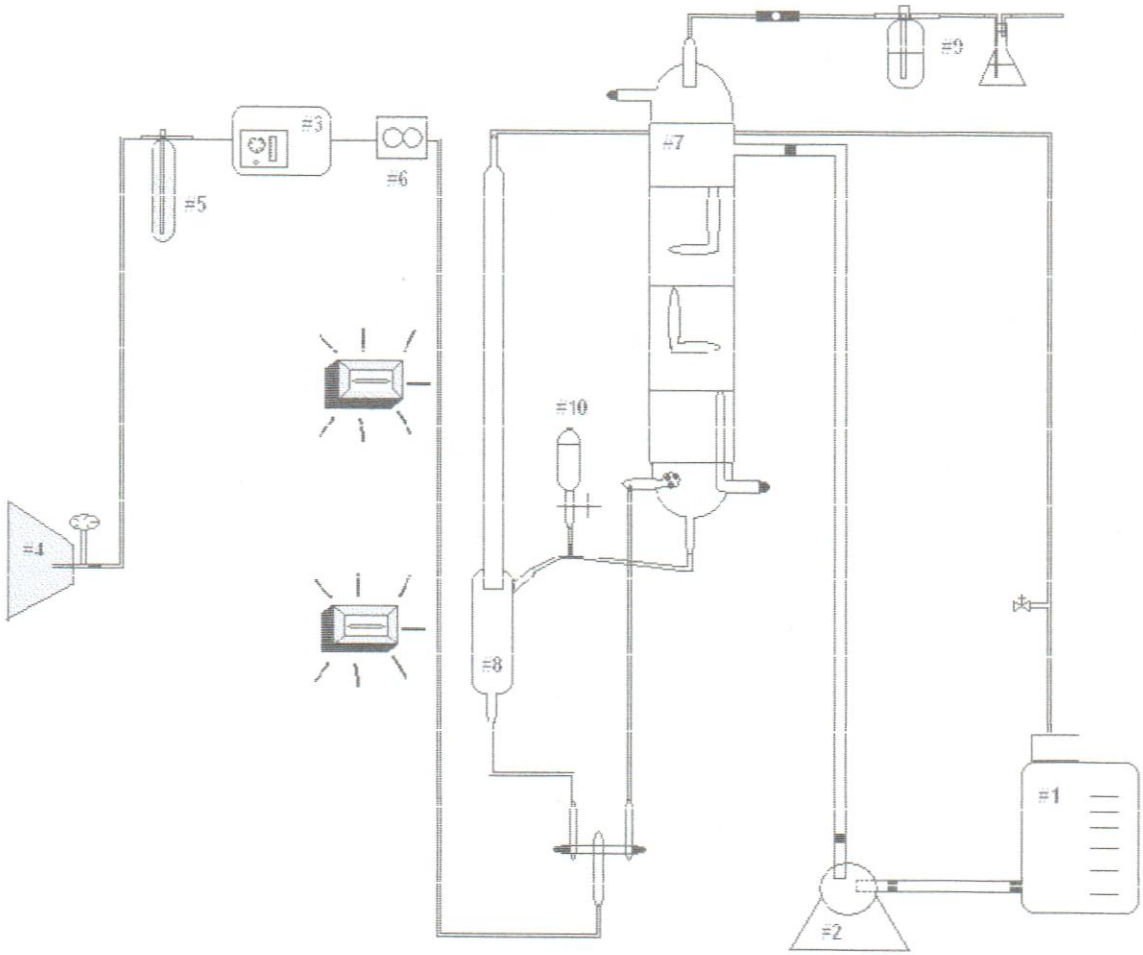

Figura 17. Esquema experimental de la microplanta piloto.

En la microplanta de ozonización en continuo, un tanque contenedor se empleó como reservorio de la muestra tratada en solución acuosa de 21,5 L de capacidad (# 1), éste se encontraba conectado a una bomba de agua (# 2) que impulsó la corriente acuosa a través del sistema.

Por otro lado, el O_3 necesario para el desarrollo de las experiencias se generó en un equipo ozonizador (# 3) que fue alimentado con aire, generado por un compresor (# 4) y previamente secado en una trampa de zeolita Y (# 5); su presión de ingreso a la microplanta se fijó a 5 psi mediante un regulador de presión, que opera en el rango (0-200 psi). Se colocó, un rotámetro a la salida del equipo generador de ozono (# 6), que permitió monitorear y controlar la presión de ingreso del gas a la microplanta. El gas generado por el equipo ozonizador es una mezcla O_2/O_3.

Siguiendo la línea de flujo el gas fue conducido hacia dos caminos; al reactor de premezclado (# 7) y al reactor de reacción y regeneración del catalizador (# 8).

En el reactor de premezclado (# 7), el gas ingresó por la parte inferior, mientras que la solución acuosa del contaminante impulsada por la bomba (# 2), ingresó por una entrada lateral ubicada en la parte superior del reactor, aumentando, de tal forma, la superficie de contacto líquido-gas, como lo indica la Figura 18.

La corriente gaseosa transitó a través del líquido, se separó en la parte superior del reactor donde y se dirigió a dos trampas de KI (# 10) con la finalidad de reducir y cuantificar el ozono, luego de finalizada la reacción. Ambas trampas consisten en burbujeadores de gases, dentro de un cilindro de vidrio y un matraz erlenmeyer de 500 ml de capacidad cada uno, en donde estaba contenido un volumen específico de solución de ioduro de potasio de concentración conocida, capaz de reducir los gases producidos durante la reacción, de acuerdo a la ecuación:

$$O_3 + 2I^- + 2H^+ \leftrightarrow I_2 + O_2 + H_2O \qquad (25)$$

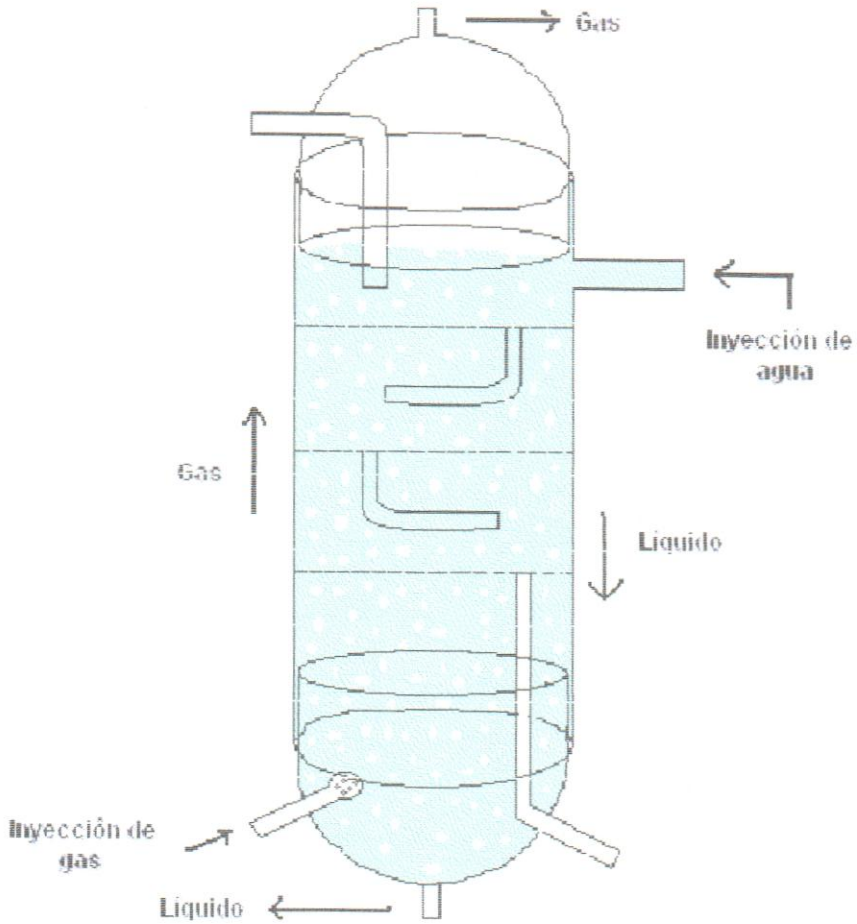

Figura 18. Detalles del experimento. Reactor de premezclado

Seguidamente, el líquido descendió por gravedad, atravesando la corriente gaseosa, promoviendo de tal forma, una gran interacción entre ambas fases. Simultáneamente, se llevó a cabo la separación gas – líquido, en la parte superior del reactor, según la Figura 19.

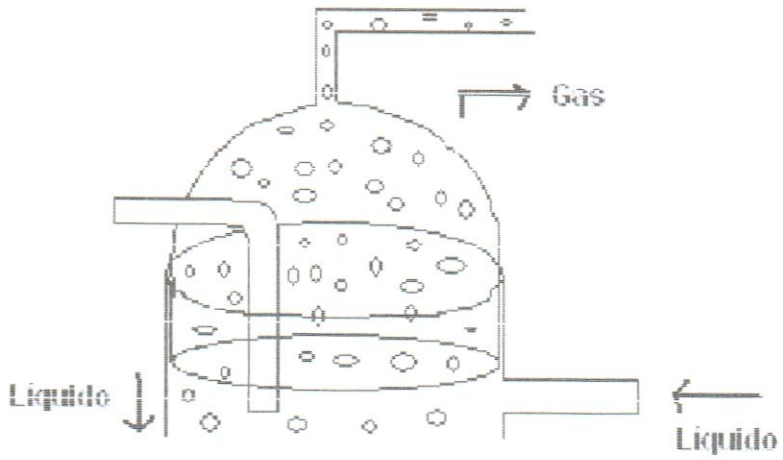

Figura 19. Separador Gas – Líquido

Posteriormente, el efluente fue dirigido hacia el reactor y regenerador del catalizador (# 8). Este reactor, al igual que el anterior, consiste en un tubo de vidrio; en cuyo interior se depositó el catalizador conformando un lecho fluido. El catalizador fue empleado sólo en el caso del sistema O_3/Fe/UV.

Se colocó un sistema regenerador de catalizador, con un dosificador de HNO_3 (# 10), de esta manera se evita detener la reacción para removerlo y regenerarlo.

Además, se emplearon dos lámparas fluorescentes con potencia de 150 vatios cada una, para simular la luz del sol. Después de tratado, el efluente fue dirigido al tanque contenedor (# 1) y nuevamente se recirculó durante 70 minutos para aumentar el porcentaje de descomposición del compuesto tóxico.

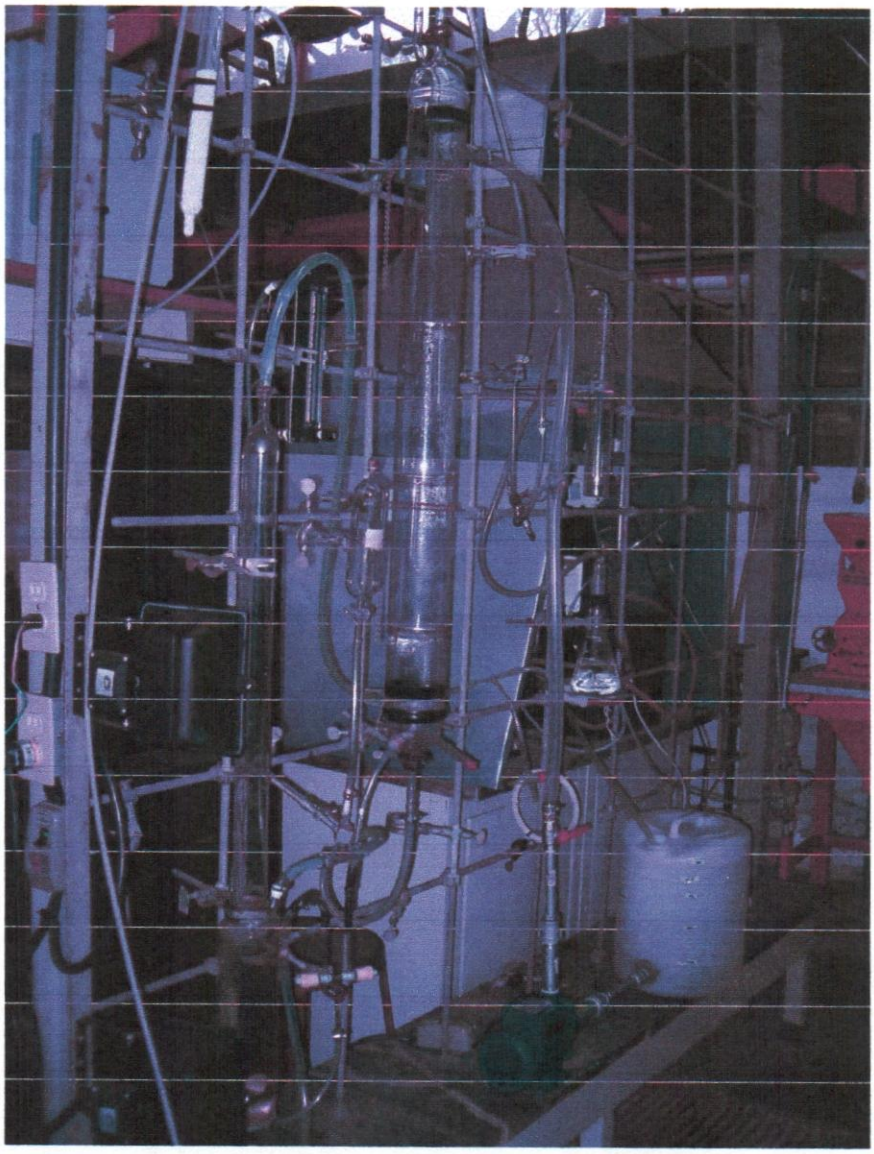

Figura 20. Foto del montaje a microescala piloto

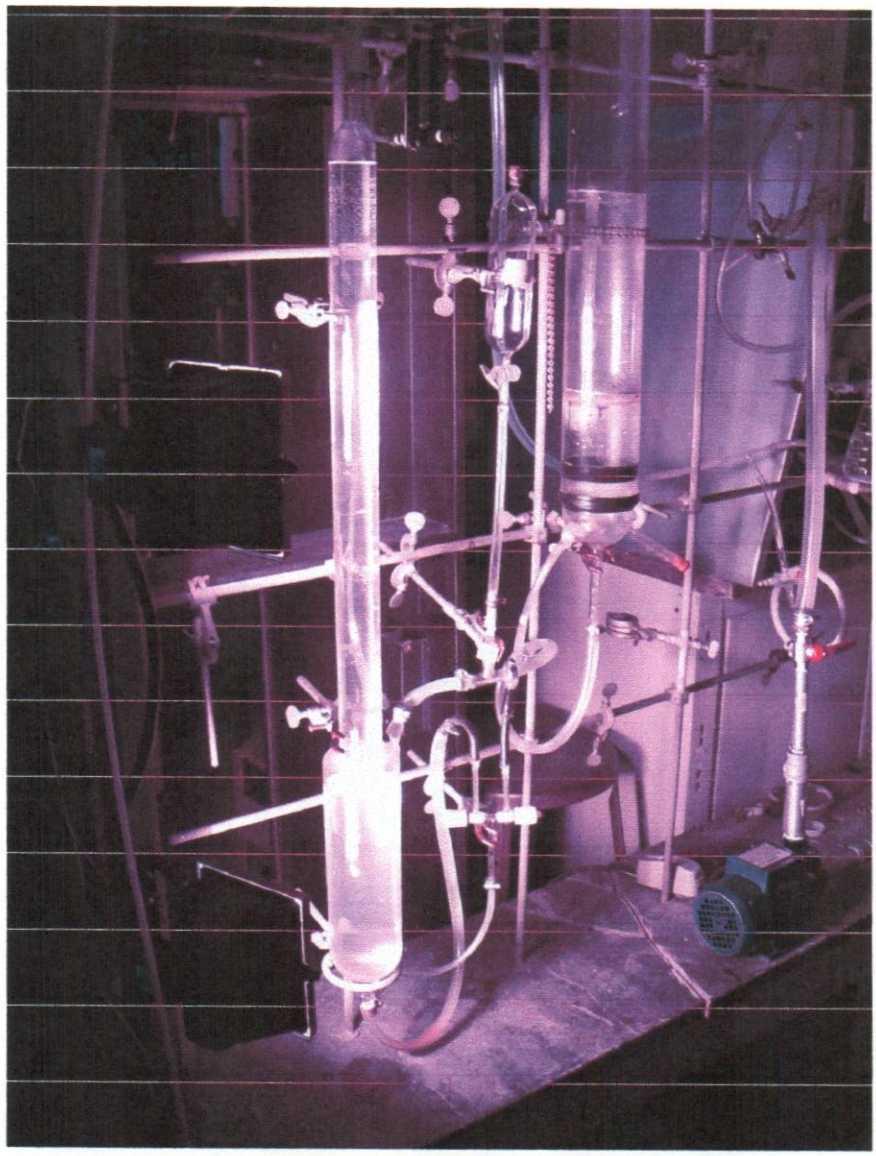

Figura 21. Foto del montaje a microescala piloto en operación con los reflectores que simulan la luz del sol

a. Proceso operativo de la microplanta piloto

1) Pre-arranque de la microplanta

De manera de garantizar el arranque efectivo de la unidad, se deben realizar una serie de tareas previas:

a) Identificación de la carga: antes de iniciar una corrida, es necesario verificar que el volumen de contaminante en solución sea el requerido para llenar el sistema de reacción.

b) Detección de fugas y ajuste de conexiones:

- Pruebas de fugas: se entiende por fugas, cualquier escape de fluido (gas o líquido) que pueda ocurrir en las uniones de las líneas de proceso, válvulas y/o equipos de la microplanta. El procedimiento para verificar que no existan fugas en la planta será: presurizar la planta con ozono y esperar 30 min. a estas condiciones; aplicar una solución líquida jabonosa en las ranuras, conexiones, líneas y equipos de la microplanta; si se forman burbujas en un área específica habrá fugas en el sistema.

- Ajuste de conexiones: posteriormente, se deben ajustar las conexiones donde se produce la fuga. Una vez realizado el trabajo, presurizar de nuevo la unidad y verificar con la solución jabonosa que la fuga no persista. En caso de que no pueda ser controlada, reemplazar la conexión involucrada en la fuga. Luego repetir la operación pasando a través del sistema agua y finalmente una mezcla agua-ozono.

c) Acondicionamiento del sistema: previo al arranque de la microplanta se debe:

- Preparar la solución del agente contaminante a ser estudiado.

- Añadir 400 ml de KI al 2,5% a las trampas de salida del gas, con la finalidad de medir la concentración de ozono después de la reacción.
- Cargar el tanque contenedor con 20 L de la solución a ser tratada.

2) Arranque de la microplanta

El procedimiento a seguir *inicialmente*, se describe a continuación:

a) Encender el compresor de aire con un caudal apropiado.

b) Encender el ozonolizador y ajustar la tensión aplicada a la chispa productora en aproximadamente 50 %. Esperar 5 min. hasta que el equipo se estabilice.

c) Pasar a través del sistema un flujo de ozono controlado por un rotámetro y determinado con anterioridad.

d) Antes de cada reacción, saturar de ozono una solución de KI de 400 ml al 2,5% durante 5 min. para medir la concentración inicial de ozono.

e) Al alcanzar las condiciones óptimas del equipo, encender la bomba de agua.

f) Dejar que la reacción transcurra por 90 min. y tomar muestras del gas de salida y de la solución de reacción cada 20 min. para análisis posteriores

A si mismo, al emplear luz fluorescente, se enciende el sistema y los pasos anteriores serán repetidos. Al emplear el catalizador; se pesa la cantidad apropiada y se introduce en el sistema de reacción y regeneración por la parte superior, e igualmente los pasos anteriores se repetirán.

B. PARTE EXPERIMENTAL

1. Reactivos y Equipos

a. Reactivos

REACTIVO	MARCA	REACTIVO	MARCA
Fenol	Merck	Carbón activado	Norit
Dodecilbencenosulfonato de sodio	Detex NPE	Agente desecante Zeolita Y	----
Ioduro de potasio	Hopkin & Williams	Tiosulfato de sodio, 99%	Laboratorios Century
Nitrato de hierro	J.T. Baker Chemical Co	Almidón	Plancholin; Alfonso Rivas & Cía, C.A.
Ácido acético, 99,8%	BDH Limited Poole England	Dicromato de potasio	Riedel-de-Haën
Hierro en polvo extra puro, 98 %	Merck	Sulfato de plata, 99%	Riedel-de-Haën
Dicromato de potasio	Riedel-de-Haën	Ácido sulfúrico, 95-97%	Riedel-de-Haën
Oxido de Aluminio	Riedel-de-Haën	O - Fenantrolina	Merck
Ácido nítrico	J.T. Baker Chemical Co	Buffer pH 4	Riedel-de-Haën
Hidroxilamina	Merck	Carbonato de sodio	Merck
Oxigeno, 99%	Praxair 6m^3	Aire comprimido	-----

b. Equipos

EQUIPO	EQUIPO
Ozonizador – Equipo generador de ozono (Pacific Technology, Modelo GDX10)	Tres reactores tubulares con entrada y salida para gases
Rotámetro para gases (Matheson, PMRI-010977)	Bomba de agua 0.5 HP (Huber)
Spectronic 20 (Baush & Lomb)	Reflector de halógeno 300/500 W
Termostato (Lauda-Thermostat, Type ND-S15/12)	Bloque de calentamiento con 16 huecos para tubos de digestión (Hach Chemical CO)

Lámpara de mercurio (Atlantic Ultraviolet, λ~256 nm)	Cromatógrafo de gases (SRI 310C, Columna de sílice gel, Detector TCD).Facultad de Ciencias, UCV
Difractometro de rayos X Bruker D-8 (λ $KI_{\pm 1}$ Co = 0,178892 nm)	

2. Procedimiento experimental

El procedimiento a seguir durante el tratamiento de las soluciones de fenol y dodecilbencenosulfonato de sodio (DBS), y posterior análisis se llevo a cabo de acuerdo a lo ilustrado en la Figura 22 .

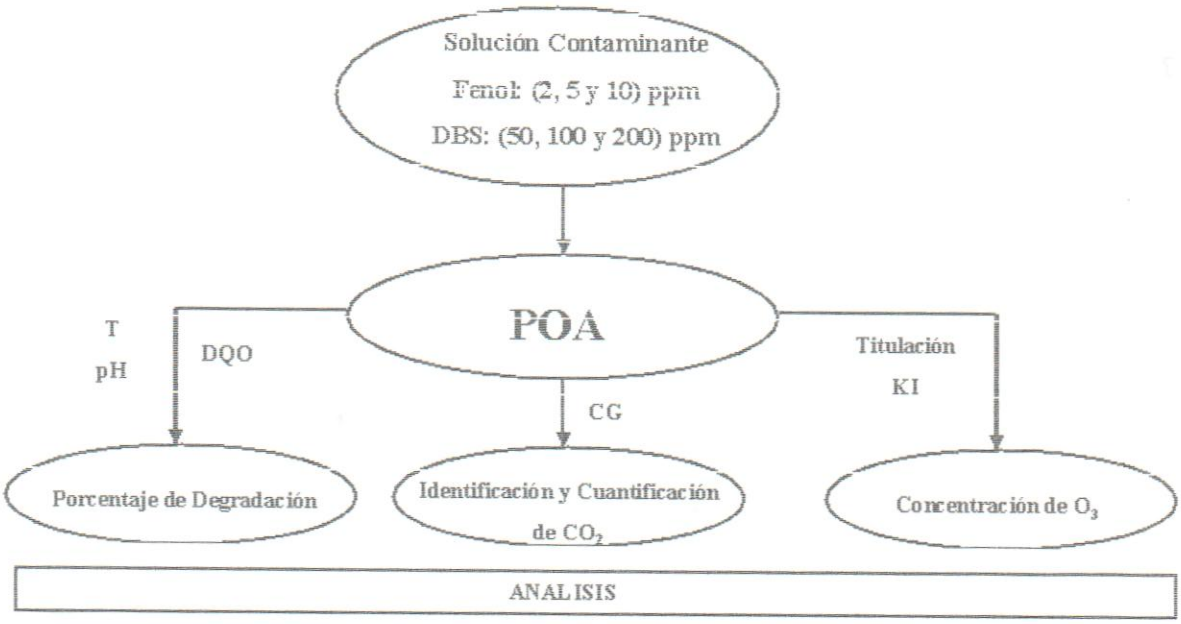

Figura 22. Procedimiento Experimental

De allí se extrae que, inicialmente se prepara una solución del contaminate a una concentración estimada de acuerdo a lo expuesto en la literatura (Ceci, 2003; Pérez, 2005). Seguidamente se somete la solución al proceso de oxidación avanzada (POA) de acuerdo a lo establecido en la sección C. Finalmente se

toman muestras de gas y líquido cada 10 minutos para 70 minutos de reacción. Al líquido se le realiza el análisis por demanda química de oxígeno (DQO) para determinar el porcentaje de degradación del contaminante y por tanto, la disminución de la concentración a un determinado tiempo, para establecer si bajo esas condiciones, el proceso cumple o no con la normativa ambiental venezolana.

Por otro lado, que el gas es llevado inmediatamente a un cromatógrafo de gases (CG) para identificar y cuantificar la concentración de CO_2 producido. Por otro lado, al final de la reacción se analizan por medio de titulación las trampas de KI para obtener la concentración final de O_3. La concentración inicial de O_3 se determinó en experimentos previos al pasar una corriente de O_3 durante 70 minutos para cada reacción sin el uso de la lámpara de UV; de esta manera se obtiene la máxima concentración de O_3 dentro del sistema de reacción.

C. SISTEMAS Y VARIABLES

El proceso que involucra la generación de radicales libres provenientes de reacciones con ozono para el tratamiento de efluentes, depende de las siguientes variables: concentración de ozono, caudal de ozono, concentración de la muestra problema, masa de catalizador, porcentaje de activo en el catalizador, volumen de carga, tiempo de reacción, pH y temperatura.

El volumen de carga y el tiempo de reacción son variables que no fueron modificadas en este estudio, porque; la primera depende directamente de la capacidad de contención dentro de los reactores y en cuanto a la segunda, estudios previos (Contreras, 2001; Pérez, 2005) indican que entre 60 – 90 min. es suficiente tiempo para la destrucción de los compuestos orgánicos a tratar. El pH y la temperatura se dejaron libres, pero fueron medidos durante el transcurso de las reacciones.

A su vez, los sistemas considerados en esta investigación fueron: O_3, O_3/UV, O_3/Fe, O_3/UV/Fe, O_3/Magnetita, O_3/UV/Magnetita, O_3/Fe(II)-C y O_3/UV/Fe(II)-C empleando la metodología experimental indicada anteriormente y según lo mostrado en la Figura 23.

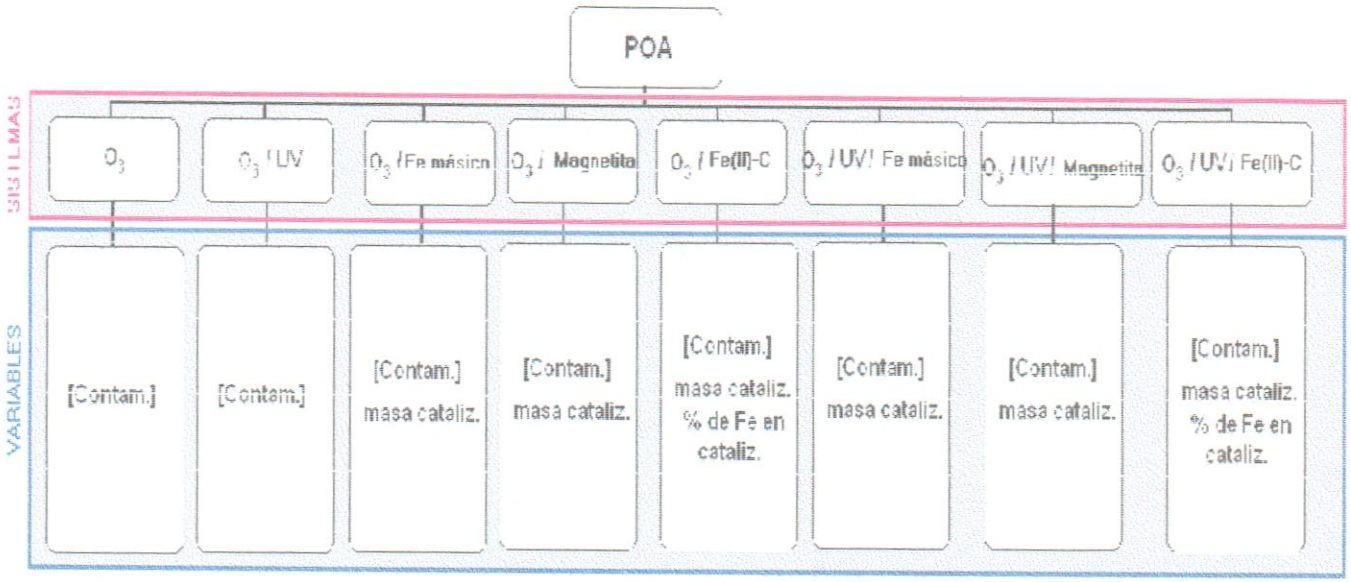

Figura 23. Sistemas y variables estudiadas.

D. PREPARACIÓN Y CARACTERIZACIÓN DE CATALIZADORES

1. Preparación de catalizadores

Los catalizadores tienen como fase activa compuestos a base de hierro, los cuales se emplearon en forma másica, como óxidos de Fe^{2+} y Fe^{3+} (magnetita) y Fe^{2+} soportado sobre carbón activado.

a. Catalizadores de hierro másico y magnetita: se pesaron diferentes masas de hierro metálico y magnetita (0,25; 0,50; 0,75 y 1,00)g para ser empleados en los análisis requeridos.

b. Catalizadores a base de hierro soportados sobre carbón activado: la técnica empleada para la elaboración de estos catalizadores es la impregnación. El proceso esta constituido por:

1) Activación del soporte (carbón activado): sumergirlo en agua destilada y hacer pasar una corriente de O_3 por 30 min.; posteriormente filtrar y secar a 50 °C por 12 horas.
2) Porcentaje de activo presente en el catalizador: el hierro a emplear en el catalizador fue Fe^{2+}, obtenido a partir de una sal de hierro ($Fe(NO_3)_2 \cdot 9H_2O$), en porcentajes de (0,25; 0,50; 0,75 y 1,00)% de Fe^{2+}, para masas de (0,50; 1,00 y 2,00) g de catalizador.
3) Impregnación y secado: el soporte se impregnará con la solución de $Fe(NO_3)_2 \cdot 9H_2O$ por 2 horas o hasta sequedad. Los catalizadores serán colocados en un rotaevaporador por 2 horas a 70 °C para ser secados (Satterfield, 1990).
4) Estrudado del catalizador: sólo los catalizadores soportados sobre carbón activado se impregnarán con ácido acético (CH_3COOH) hasta que se forme una pasta que será moldeada en forma de pequeñas esferas, las cuales, después de formadas serán secadas a 50 °C para eliminar el solvente.

2. Caracterización de catalizadores

Para asegurar que los catalizadores sintetizados mantengan las propiedades catalíticas deseadas (porcentajes de pureza, cristalinidad, etc.), se realizó una caracterización fisicoquímica de los sólidos utilizados a través de DRX.

Esta caracterización permite determinar la presencia de impurezas amorfas y/o cristalinas que puedan alterar los procesos industriales en los cuales son utilizados los catalizadores, modificando entre otras cosas, la actividad y las propiedades de selectividad de forma del sólido.

La difracción de rayos X tiene su fundamento en la Ley de Bragg, cuyo principio está basado en la incidencia de un haz de rayos X en la superficie de un cristal a cierto ángulo θ, donde una parte es dispersada por la capa de átomos de la superficie. La porción no dispersada del haz penetra en la segunda capa de átomos, donde de nuevo una fracción es dispersada y el resto pasa a la tercera capa. El efecto acumulativo de esta dispersión de los centros regularmente espaciados del cristal es una difracción del haz en forma muy parecida a como la radiación visible es difractada por una rejilla de reflexión. La DRX es una de las técnicas más utilizadas en la caracterización de catalizadores, ya que éstas presentan patrones de difracción de rayos X característicos.

E. METODOS ANALITICOS

1. Demanda Química de Oxígeno (DQO)

Esta definida como la cantidad de un oxidante específico que reacciona con una muestra bajo condiciones controladas. La cantidad de oxidante consumido se expresa en términos del oxígeno equivalente. Debido a esta propiedad química única, el ion dicromato ($Cr_2O_7^{2-}$) que se reduce al ion Cr^{3+}, es el oxidante a ser empleado en esta investigación.

La Demanda Química de Oxígeno se determina por el Método Estándar 5220D; el cual implica reflujo cerrado, análisis calorimétrico (Standard Methods, 1985).

Este análisis consiste en someter a altas temperaturas, un volumen de muestra conocida con un exceso de $K_2Cr_2O_7$ en presencia de un ácido (H_2SO_4) por un período de dos horas, en tubos de vidrio sellados. Durante este tiempo la materia orgánica es oxidada y el dicromato (amarillo) es reemplazado por el ion crómico (verde), según la reacción:

$$Cr_2O_7^{2-} + 14H^+ + 6e^- \rightarrow 2Cr^{3+} + 7\ H_2O \quad (26)$$

El sulfato de plata es añadido como catalizador, de manera de garantizar la oxidación de los compuestos orgánicos. El método es completado con la determinación colorimétrica de la cantidad del ion Cr^{3+} producido.

La presencia de cloruros en la solución puede interferir la determinación de la DQO, ya que los cloruros pueden ser oxidados por el dicromato, según:

$$6\,Cl^- + Cr_2O_7^{2-} + 14H^+ \rightarrow 3Cl_2 + 2Cr^{3+} + 7\,H_2O \quad (27)$$

Esta interferencia puede ser evitada agregando una solución de sulfato de mercurio a la mezcla ($HgSO_4$), pues el ion mercurio combinado con el ion de la clorina puede formar cloruro de mercurio ($HgCl_2$). Una relación 10:1 de sulfato:cloruro es recomendada (Ramalho, 1991).

Para las pruebas de DQO se requieren dos soluciones:

a. Solución digestora *bajo rango* ($K_2Cr_2O_7$ 0,2 N): se prepara agregando a 0,5 L de agua destilada: 10,216 g de $K_2Cr_2O_7$ (grado estándar primario), secado previamente a 103 °C por 2h, 167 ml de $H_2SO_{4(conc.)}$ y 33,3 g de $HgSO_4$. Disolver a temperatura ambiente y llevar a un balón de 1000 ml.
b. Solución catalizadora: se prepara añadiendo 5,5 g de $Ag_2SO_{4(conc.)}$ en 0,5 L de $H_2SO_{4(conc.)}$. Dejar por 1 o 2 días para disolver el Ag_2SO_4.

En tubos estándar de 10 ml, se deben agregar las siguientes cantidades de cada solución: 2,5 ml de la muestra; 1,5 ml de la solución digestora y 3,5 ml de la solución catalizadora. Cerrar los tubos y agitarlos vigorosamente. Colocarlos en un bloque de calentamiento a 105 °C y reflujo por 2 horas. Luego, dejar enfriar la mezcla a temperatura ambiente, y medir su absorbancia en un espectrofotómetro UV a 420 nm y se ubican dentro de una curva de calibración previamente elaborada a diferentes concentraciones de la muestra problema.

2. Concentración de O_3

La concentración de ozono se obtuvo mediante una titulación yodométrica. Este método consiste en la saturación de ozono en una solución de ioduro de potasio mientras transcurre la reacción; a través de él se libera una cantidad de yodo químicamente equivalente a la cantidad de oxidante a determinar, según las reacciones:

$$2I^- \rightarrow I_2 + 2e^- \quad (28)$$

$$2e^- + O_3 + 2H^+ \rightarrow O_2 + H_2O \quad (29)$$

$$2I^- + O_3 + 2H^+ \rightarrow O_2 + I_2 + H_2O \quad (30)$$

Son agregados 3 ml de una solución 0.1 M de H_2SO_4 y el yodo liberado es titulado con una solución de tiosulfato de sodio, de acuerdo a la reacción (P&CAM 154, 1984):

$$2S_2O_3^{2-} + I_2 \leftrightarrow S_4O_6^{2-} + 2I^- \quad (31)$$

3. Determinación de hierro soluble dentro de los catalizadores soportados sobre carbón activado

Un método excelente y muy sensible para la determinación del hierro se basa en la formación de un complejo rojo-naranja de hierro (II) con o-fenantrolina (APHA, 1998). La o-fenantrolina es una base débil, en disolución ácida, la principal especie es el ión fenantrolina PhH^+. Así, la reacción de formación del complejo se describe según la ecuación:

$$Fe^{2+} + 3PhH^{+} \Leftrightarrow Fe(Ph)_3^{2+} + 3H^{+} \quad (32)$$

La constante de equilibrio de esta reacción es de $2,5^{*}10^{6}$ a 25°C. La formación cuantitativa del complejo se observa en el margen de pH comprendido entre 2y 9. Al utilizar o-fenantrolina para analizar el hierro, se añade un exceso de reductor a la disolución para mantener el hierro en el estado +2; para este fin sirve la hidroquinona así como el clorhidrato de hidroxilamina.

Disoluciones especiales:

- Clorhidrato de hidroxilamina al 10%: se disuelven 10 g de H_2NOH. HCl en 100 ml de agua.
- Buffer pH 4
- O-fenantrolina 0,3% monohidratada en agua: disuelta con unas pocas gotas de ácido nítrico diluido.
- Disolución patrón de hierro: se disuelven 0,14 g de $FeSO_4{}^{*}7H_2O$, en 50 mL de agua que contenga 1 mL de H_2SO_4 concentrado. Se pasa a un matraz aforado y se diluye a 200 mL.

Preparación de la Curva de Calibración:

- Se mezclan 2 mL de la disolución patrón de hierro con 2 mL de hidroxilamina. Se ajusta el pH de esta solución a 4.
- Esta solución se llevó a un balón de 100 mL y se agregan 3 mL de la disolución de o-fenantrolina y se enrasa.
- Se prepararon patrones de (0,04; 0,08; 0,12 y 0,16) ppm con la solución y se midió la absorbancia para trazar la curva de calibración del instrumento.

Análisis de Muestra:

- Se colocó en un vaso de precipitado una alícuota de 5 mL de la muestra, se ajustó el pH de esta solución de la misma manera como se llevó a cabo para preparar los patrones de la curva de calibración. Esta solución se llevó a un balón de 100 mL y se agregaron 3 mL de la disolución de o-fenantrolina, se enrasó y midió la absorbancia, luego se extrapoló en la curva de calibración para determinar el DQO de la muestra

Mediante el método aplicado se pudo determinar por análisis espectrofotométrico la concentración de Hierro en distintas muestras a 520 nm.

CAPITULO IV
RESULTADOS EXPERIMENTALES Y DISCUSIÓN

En el presente trabajo, se realizaron experimentos a escala laboratorio empleando dos sistemas de reacción, microescala por carga y piloto en flujo continuo, empleados para determinar la eficiencia de degradación de fenol y dodecilbencenosulfonato de sodio en presencia de ozono, radiación UV y catalizadores a base hierro.

En el proceso de ozonación de fenol y dodecilbencenosulfonato de sodio se ha estudiado la influencia de la concentración de contaminante en función del tiempo, tomando en consideración el valor de pH, masa del catalizador, caudal de ozono y temperatura.

A. SISTEMAS ANALIZADOS A ESCALA LABORATORIO

1. Ozonación simple (O_3) en soluciones acuosas de fenol

Las condiciones de trabajo y los resultados obtenidos en los sistemas de ozonación simple, para soluciones de 2, 5 y 10 ppm en fenol, se muestran en el Anexo A, Tablas A.1.1.1 a A.1.1.3.

En la primera experiencia, la aplicación de ozono no produjo efectos significativos en la disminución de la materia orgánica, tal como se muestra en la Tabla 10. Para la solución de 2 ppm, no ocurre degradación, mientras que para las soluciones de 5 y 10 ppm, los porcentajes corresponden a 3,75% y 5,83%, respectivamente.

La dosis absorbida de ozono proporciona información importante, dado que indica la cantidad de ozono disuelto disponible para la oxidación. Esta dosis o fracción consumida de ozono se calculó restando la concentración de entrada y la concentración de ozono gaseoso a la salida del sistema.

Tabla 10. Parámetros de reactividad para el sistema de reacción O_3 a un tiempo de 70 minutos, para soluciones de 2, 5 y 10 ppm en fenol

Concentración inicial de fenol (ppm)	$[O_3]_o$ (ppm)	$[O_3]_f$ (ppm)	Fracción de ozono consumida	DQO (mgO_2/L)	% Conversión	Concentración final de fenol (ppm)
2	9672,310	9620,150	0,005	84,421	0,000	2,000
5	11350,170	10954,150	0,034	68,828	3,755	4,924
10	9872,260	9056,680	0,082	81,906	5,836	9,883

La transferencia del ozono desde la fase gaseosa a la fase acuosa es un factor limitante, debido a que la dosis absorbida indica la cantidad de ozono disuelto disponible para la oxidación. La baja solubilidad del ozono en agua es de ~3 mg/L, es uno de los factores que más afectó este procedimiento. Debido a esto, el caudal de ozono utilizado para las reacciones fue uno de los parámetros ajustados y optimizados. Las concentraciones iniciales y finales para cada sistema permanecieron prácticamente constantes, de allí que, la fracción de ozono consumida es insignificante, de acuerdo a la Tabla 10.

La concentración de ozono en una solución acuosa es dependiente del volumen del gas que es introducido al sistema por unidad de tiempo, al aumentar el caudal se establece un régimen de transferencia de masa limitada. Este fenómeno está regido por la velocidad con que una fase es capaz de difundir en otra, en este caso la velocidad con que el ozono difunde en la solución acuosa, la resistencia a la transferencia de masa o coeficiente de difusión depende de factores tales como: el área en la cual se produce la transferencia, la presión, la temperatura y el tiempo de permanencia de una fase difundiendo en la otra. El área interfacial específica en el cual se produce la difusión, depende de la cantidad de gas y es inversamente proporcional al diámetro de la burbuja formada; a caudales muy altos, se forman burbujas cada vez más grandes y menos uniformes, además, el diámetro de la burbuja puede ser alterado por la turbulencia del sistema y por la coalescencia de las burbujas que chocan entre sí (Pérez, 2005).

Adicionalmente, a los problemas de transferencia de masa del ozono en solución acuosa, esta reacción es dependiente del pH del medio. Si se utiliza un medio alcalino en la reacción, disminuye el tiempo de vida media del ozono en la solución debido a la formación de radicales libre. Esto produciría un incremento en la velocidad de degradación de la molécula debida a la acción de los radicales. En los sistemas de reacción estudiados, se dejo progresar libremente el pH y la temperatura.

El porcentaje de degradación de las reacciones en función del tiempo, se observa en la Figura 23, donde, a medida que se aumentó la concentración de contaminante, se incrementó el porcentaje de degradación, alcanzando sus máximos a los 50 minutos para los sistemas donde se emplearon 5 y 10 ppm de fenol, para 2 ppm de fenol no se observa conversión; esto indica que el porcentaje de degradación depende de la concentración inicial de contaminantes. Luego de que los máximos porcentajes de degradación son alcanzados, la cantidad de ozono residual aumenta en función de la producción de ozono, este hecho es explicado a través del comportamiento presentado por la reacción química, debido a que, a medida que progresa la reacción el porcentaje de degradación aumenta hasta llegar al máximo, en donde no va a absorber más ozono, por tanto, más ozono que no reacciona esta saliendo del sistema.

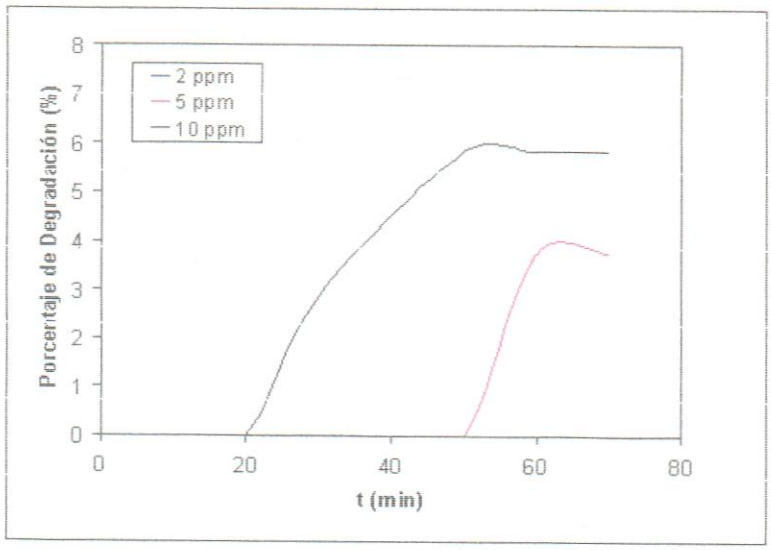

Figura 24. Degradación del sistema O_3 para 2, 5 y 10 ppm en soluciones de fenol

Por otro lado, los porcentajes de degradación indican que la concentración final para los contaminantes permanece casi invariable, según lo mostrado en la Tabla 10. La tendencia lineal de este comportamiento se presenta en la Figura 25.

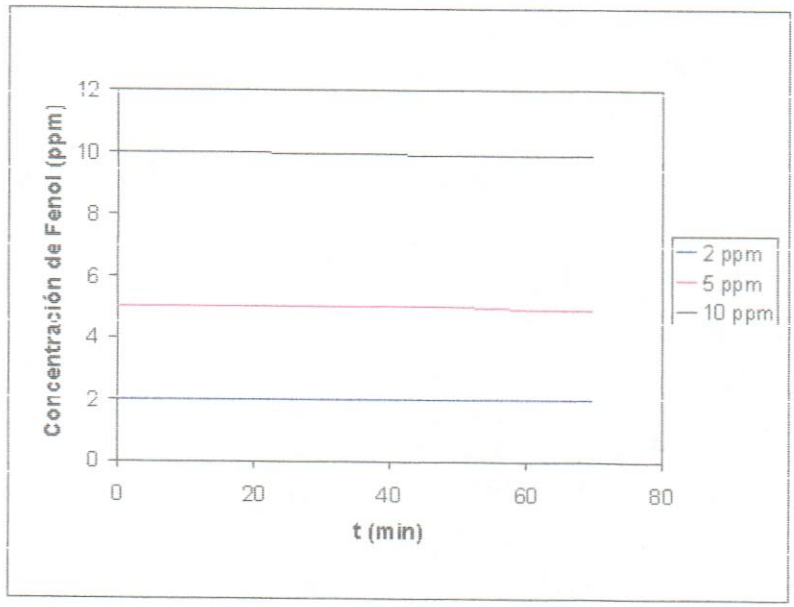

Figura 25. Concentración del sistema O_3 para 2,5 y 10 ppm en soluciones de fenol

Los resultados obtenidos muestran poco grado de mineralización, debido a la ineficiencia del proceso de ozonación en la degradación de la materia orgánica.

2. Ozonación combinada con radiación ultravioleta (O_3/UV) en soluciones acuosas de fenol

Los sistemas acuosos saturados con ozono se irradiaron con luz UV en una longitud de onda de 254 nm en un reactor conveniente para tales medios heterogéneos. El coeficiente de extinción del O_3 a 254 nm es 3600 $M^{-1}.cm^{-1}$ mucho más alto que el del H_2O_2; además, la fotolisis directa y el ozono generan ambos compuestos. El mecanismo que se ha propuesto para este sistema implica la ruptura fotolítica de una molécula de ozono para generar dos radicales oxhidrilos, estas moléculas se recombinan para formar el H_2O_2 (Peyton y Glaze, 1988):

$$O_3 + H_2O \rightarrow 2OH^{\bullet} + O_2 \quad (33)$$

$$2OH^{\bullet} \rightarrow H_2O_2 \quad (34)$$

El seguimiento de estas reacciones se detallan en el Anexo A, Tablas 1.2.1 a 1.2.3. La combinación de ozono con radiación UV, mejoró la velocidad de desaparición y mineralización obtenida mediante la ozonación (ver Figura 26). Esto podría ser debido a un aumento en la relación radiación/ozono del sistema, sugiriendo, por tanto, una descomposición más alta del ozono en radicales oxhidrilos por acción de la radiación ultravioleta y la formación de peróxido de hidrógeno en el medio, el cual es un muy buen agente oxidante que presenta mayor solubilidad en agua que el ozono. De igual manera, puede ocurrir ruptura homolítica de la molécula de H_2O_2 para formar dos moléculas $OH^{\bullet}$.

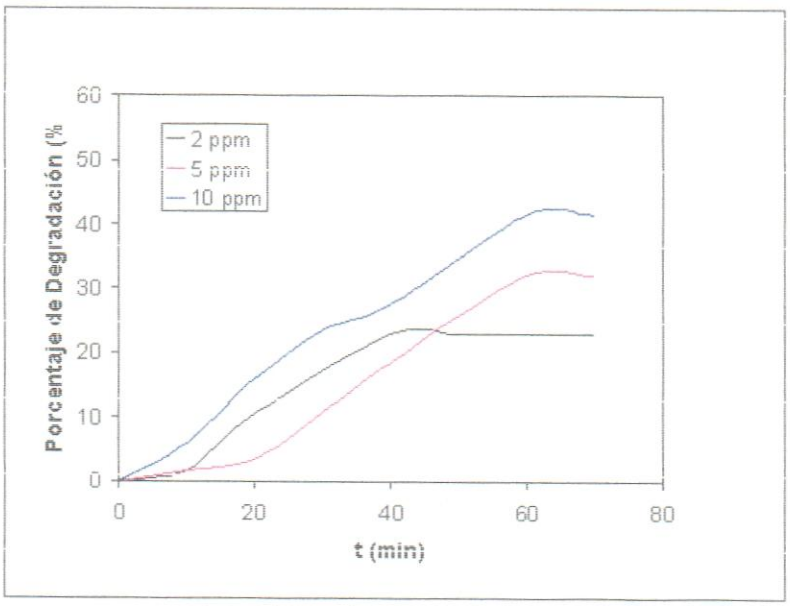

Figura 26 . Degradación del sistema O_3/UV para 2, 5 y 10 ppm en soluciones de fenol

De acuerdo a lo expuesto anteriormente, a medida que la concentración de fenol en la solución tratada aumenta, la cantidad de ozono consumido también lo hace; este fenómeno es concordante con el porcentaje de conversión de contaminante (ver Tabla 11) e indicativo de que mayor cantidad de ozono se está descomponiendo en radicales hidroxilos.

Tabla 11. Parámetros de reactividad para el sistema de reacción O_3/UV a un tiempo de 70 minutos, para soluciones de 2, 5 y 10 ppm en fenol

Concentración inicial de fenol (ppm)	$[O_3]_o$ (ppm)	$[O_3]_f$ (ppm)	Fracción de ozono consumida	DQO (mgO_2/L)	% Conversión	Concentración final de fenol (ppm)
2	8615,32	6142,93	0,28	60,54	22,87	1,54
5	9321,50	5115,23	0,45	54,82	32,49	3,37
10	9112,33	4456,57	0,51	54,82	41,49	5,85

Asimismo, las concentraciones de los contaminantes disminuyeron a medida que transcurrían las reacciones alcanzando sus máximos en 1,54; 3,37 y 5,85 ppm

para las soluciones que contenían inicialmente concentraciones de 2, 5 y 10 ppm respectivamente, según se representa en la Figura 27.

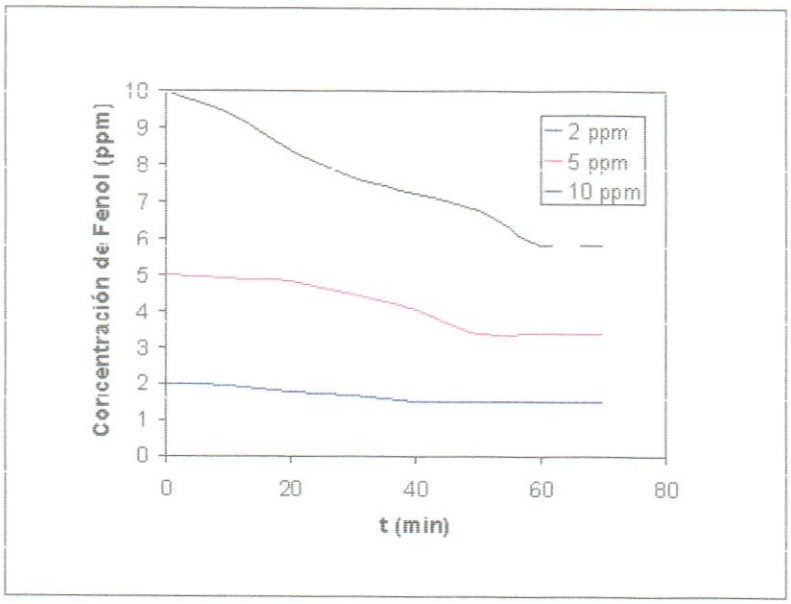

Figura 27. Concentración del sistema O_3/UV para 2,5 y 10 ppm en soluciones de fenol

La evolución de la concentración de fenol con el tiempo se ha ajustado a una cinética de pseudo-primer orden y se han estimado los valores de las constantes cinéticas, a través del logaritmo de la concentración normalizada a una línea recta (Figura 28); encontrándose que al aumentar la concentración de contaminante, también aumenta el valor de esta constante (ver Tabla 12).

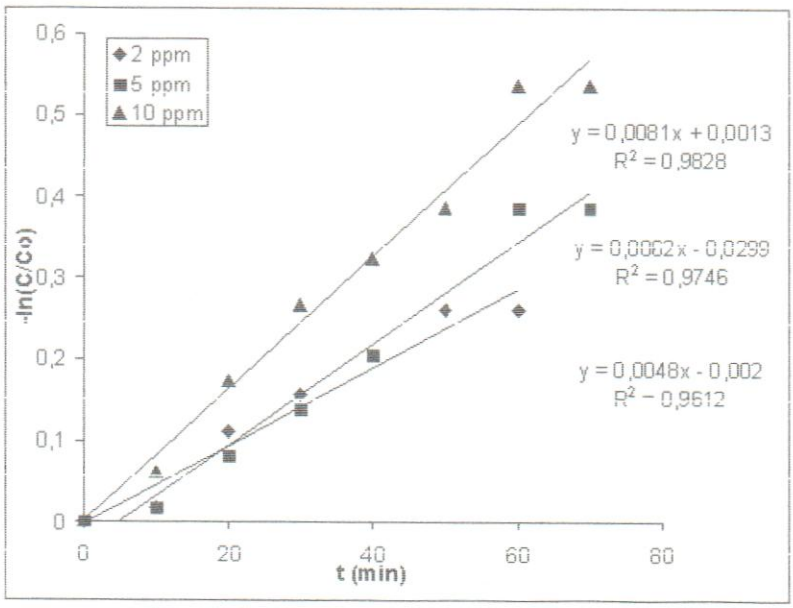

Figura 28. Estimación de la constante cinética de pseudo-primer orden en función de la concentración inicial de fenol para los sistemas O_3/UV

Tabla 12. Constantes cinéticas de pseudo-primer orden en función de la concentración inicial de fenol para los sistemas O_3/UV

Concentración inicial de fenol (ppm)	k (min^{-1})
2	0,0048
5	0,0062
10	0,0081

La luz ultravioleta en combinación con el ozono rompen los enlaces de las moléculas de fenol y los productos intermedios son oxidados a dióxido de carbono, a través de este proceso se asume que ocurren este tipo de reacciones.

3. Ozonación combinada con hierro másico (O_3/Fe) en soluciones acuosas de fenol

Después de comprobar la factibilidad de degradación del fenol en los sistemas O_3 y O_3/UV, y de optimizar las condiciones en las cuales son llevadas a cabo las reacciones, se estudió el efecto sobre la velocidad de degradación y el porcentaje de materia orgánica convertida, empleando catalizadores de hierro metálico.

a. Estudio de degradación

Estos experimentos se realizaron variando la masa de hierro de 0,25 g 1,00 g; para cada una de las concentraciones de fenol. Los parámetros evaluados, así como el desarrollo de las reacciones se detallan en el Anexo A, Tablas 1.3.1. a 1.3.12.

La eficiencia de los diferentes sistemas de oxidación investigados, empleando 0,25 g de hierro másico como catalizador se ilustra en la Figura 29; donde el porcentaje de degradación aumenta a medida que la concentración de fenol en solución se incrementa, lo cual se debe a que al aumentar la masa del catalizador aumenta la probabilidad de interacción entre los radicales hidroxilos y el contaminante.

Los máximos porcentajes de degradación fueron alcanzados a los 50 minutos para cada uno de los sistemas de reacción, mejorando las velocidades de mineralización de 60 minutos, correspondientes a los sistemas O_3/UV.

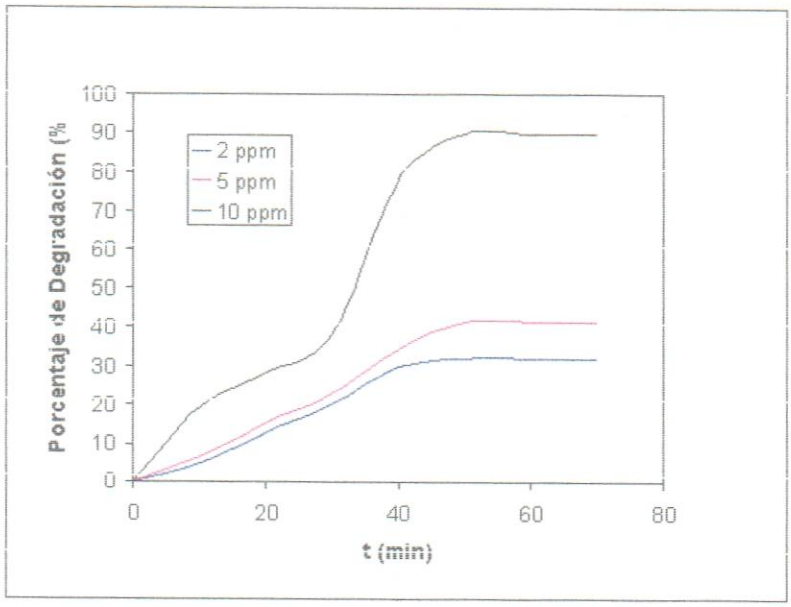

Figura 29. Degradación O_3/Fe 0,25 g para 2,5 y 10 ppm en soluciones de fenol

Como se observa en la Tabla 13 el porcentaje de degradación tiene un incremento directamente proporcional a la concentración de fenol en solución, probablemente, debido a una mayor conversión de ozono a radicales OH•, por la presencia del catalizador de hierro.

Tabla 13. Parámetros de reactividad para el sistema de reacción O_3/Fe 0,25 g, a un tiempo de 70 minutos, para soluciones de 2, 5 y 10 ppm en fenol

Concentración inicial de fenol (ppm)	$[O_3]_o$ (ppm)	$[O_3]_f$ (ppm)	Fracción de ozono consumida	DQO (mgO_2/L)	% Conversión	Concentración final de fenol (ppm)
2	11352,35	6663,93	0,41	57,04	32,25	1,35
5	9835,27	5328,95	0,45	54,31	41,64	2,91
10	10332,33	3428,54	0,66	27,86	89,95	1,00

En los sistemas de reacción con ozono y 0,50; 0,75 y 1,00 g de hierro metálico se mantiene el mismo comportamiento observado en las reacciones anteriores, donde la concentración de fenol es directamente proporcional al porcentaje de degradación (Figuras 30, 31 y 32).

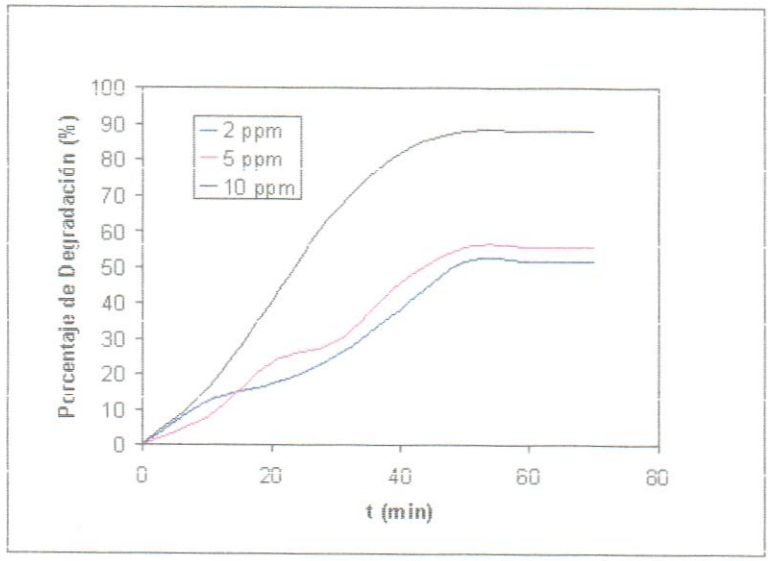

Figura 30. Degradación O_3/Fe 0,50 g para 2,5 y 10 ppm en soluciones de fenol

A 50 minutos se alcanzaron los máximos porcentajes de degradación para los sistemas O_3/Fe 0,50; 0,75 y 1,00 g, manteniendo aproximadamente la misma velocidad de eliminación que el sistema O_3/Fe 0,25 g. Esto era de esperarse, ya que al haber más masa de catalizador, existe una mayor cantidad de sitios activos con los cuales puede interaccionar el ozono.

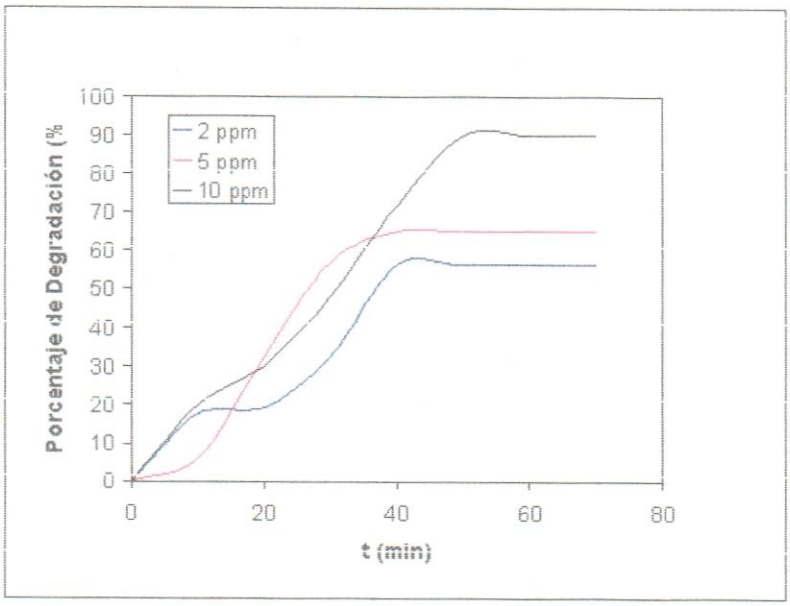

Figura 31. Degradación O_3/Fe 0,75 g para 2,5 y 10 ppm en soluciones de fenol

Los procesos de ozonación presentan una compleja relación entre la reacción química y la adsorción. El gas adsorbido se moviliza a través de los poros por difusión. La difusivilidad puede ocurrir dentro del líquido que llena los poros o puede involucrar la difusión interfacial.

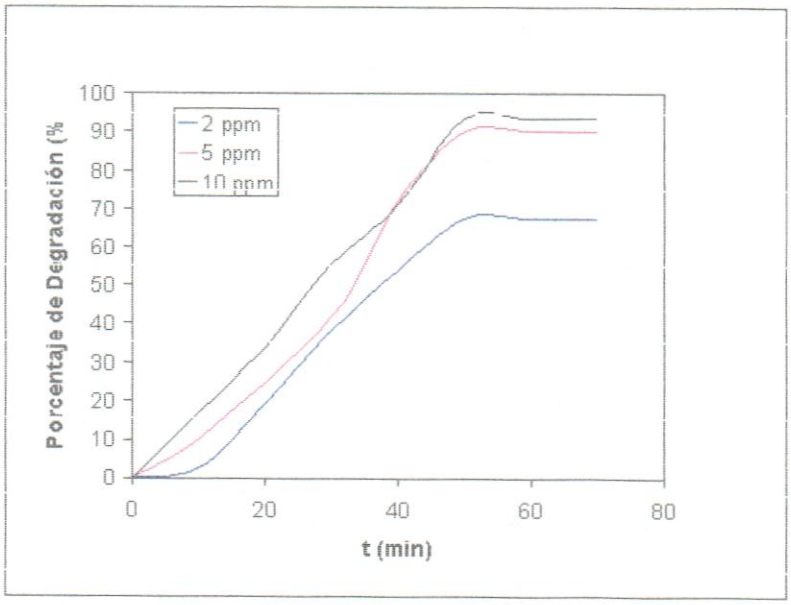

Figura 32. Degradación O_3/Fe 1,00 g para 2,5 y 10 ppm en soluciones de fenol

Como se ha podido observar de los resultados obtenidos, el proceso de mineralización se ve favorecido con la inclusión de un catalizador dentro del sistema de reacción. De allí que, los porcentajes de degradación sean mayores a los sistemas estudiados con anterioridad.

Dicha afirmación se ve reforzada por los resultados mostrados en las Tablas 14, 15 y 16. Para 0,5 g de catalizador la cantidad de ozono consumido se incremento a medida que la concentración inicial del contaminante es mayor, lo que se traduce en una disminución de la demanda química de oxigeno y un aumento de conversión para un tiempo determinado (Tabla 14).

Tabla 14. Parámetros de reactividad para el sistema de reacción O_3/Fe 0,50 g, a un tiempo de 70 minutos, para soluciones de 2, 5 y 10 ppm en fenol

Concentración inicial de fenol (ppm)	$[O_3]_o$ (ppm)	$[O_3]_f$ (ppm)	Fracción de ozono consumida	DQO (mgO_2/L)	% Conversión	Concentración final de fenol (ppm)
2	10527,15	4642,95	0,55	49,22	51,63	0,96
5	9655,61	3979,73	0,58	43,31	55,67	2,21
10	11131,27	3745,42	0,66	29,54	88,08	1,19

La misma tendencia se observa en las reacciones de ozono con 0,75 y 1,00 g de hierro, además que la concentración de fenol final en las reacciones con O_3/Fe 1,00g son menores que en la reacción O_3/Fe 0,75 g, este hecho se debe a que hay mayor conversión a mayor cantidad de catalizador, dando como resultado una mayor reactividad a mayor fracción de catalizador en el sistema, evidenciado por el DQO de la reacción (Tablas 15 y 16).

Tabla 15. Parámetros de reactividad para el sistema de reacción O_3/Fe 0,75 g, a un tiempo de 70 minutos, para soluciones de 2, 5 y 10 ppm en fenol

Concentración inicial de fenol (ppm)	$[O_3]_o$ (ppm)	$[O_3]_f$ (ppm)	Fracción de ozono consumida	DQO (mgO_2/L)	% Conversión	Concentración final de fenol (ppm)
2	9876,10	3852,96	0,60	45,09	57,91	0,84
5	9936,16	3383,63	0,65	37,81	65,19	1,74
10	10533,24	3362,83	0,68	25,77	89,77	1,02

Tabla 16. Parámetros de reactividad para el sistema de reacción O_3/Fe 1,00g, a un tiempo de 70 minutos, para soluciones de 2, 5 y 10 ppm en fenol

Concentración inicial de fenol (ppm)	$[O_3]_o$ (ppm)	$[O_3]_f$ (ppm)	Fracción de ozono consumida	DQO (mgO_2/L)	% Conversión	Concentración final de fenol (ppm)
2	9638,44	3274,46	0,66	37,50	67,68	0,64
5	9231,23	2848,39	0,69	24,22	90,17	0,49
10	9152,11	2648,27	0,71	31,13	93,56	0,64

La combinación O_3/Fe mejoró la velocidad de desaparición y mineralización obtenida mediante ozonación simple y con radiación ultravioleta.

b. Influencia de la concentración inicial de contaminante

En las Figuras 33 al 36, se representa la concentración del contaminante a medida que transcurre el tiempo, de allí se extrae que el aumento de la concentración de fenol conlleva a un aumento en su degradación. A lo largo de este proceso, se lograron altos porcentajes de eliminación con tiempos de reacción entre 40 y 50 minutos.

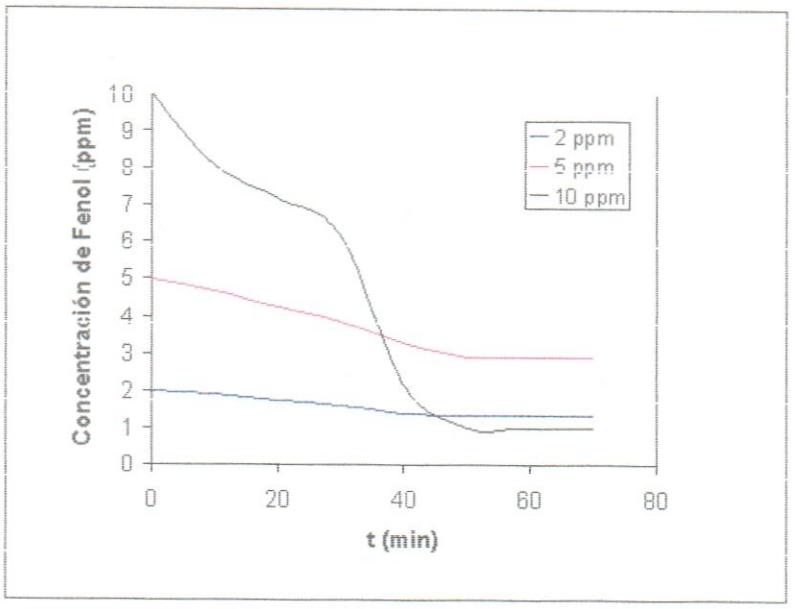

Figura 33. Concentración O_3/Fe 0,25 g para 2,5 y 10 ppm en soluciones de fenol

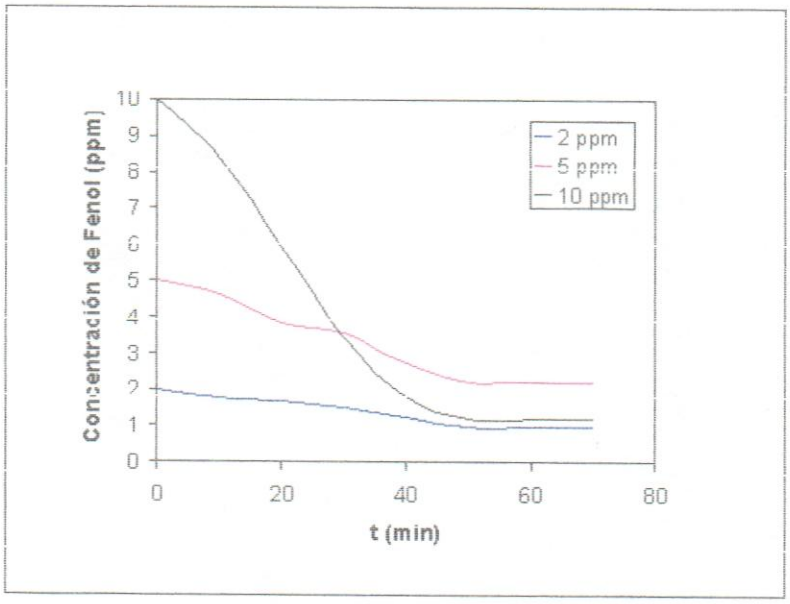

Figura 34. Concentración O_3/Fe 0,50 g para 2,5 y 10 ppm en soluciones de fenol

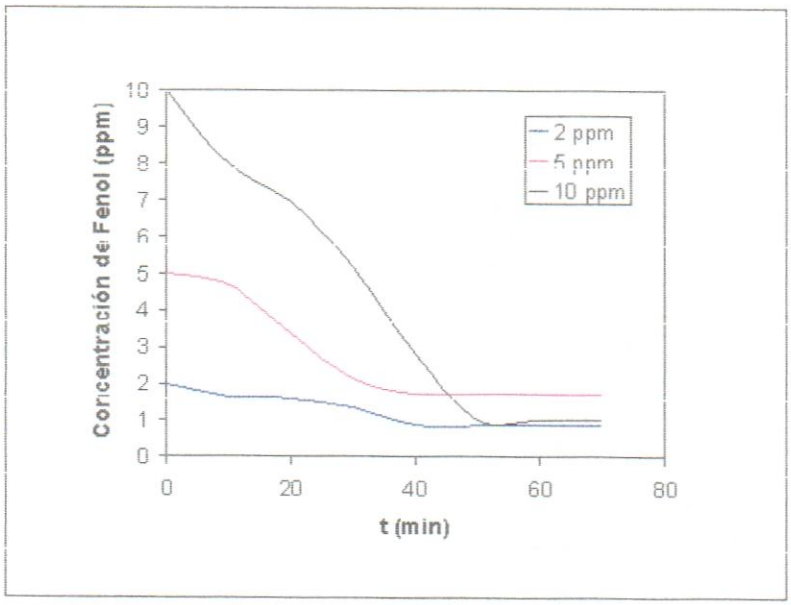

Figura 35. Concentración O_3/Fe 0,75 g para 2,5 y 10 ppm en soluciones de fenol

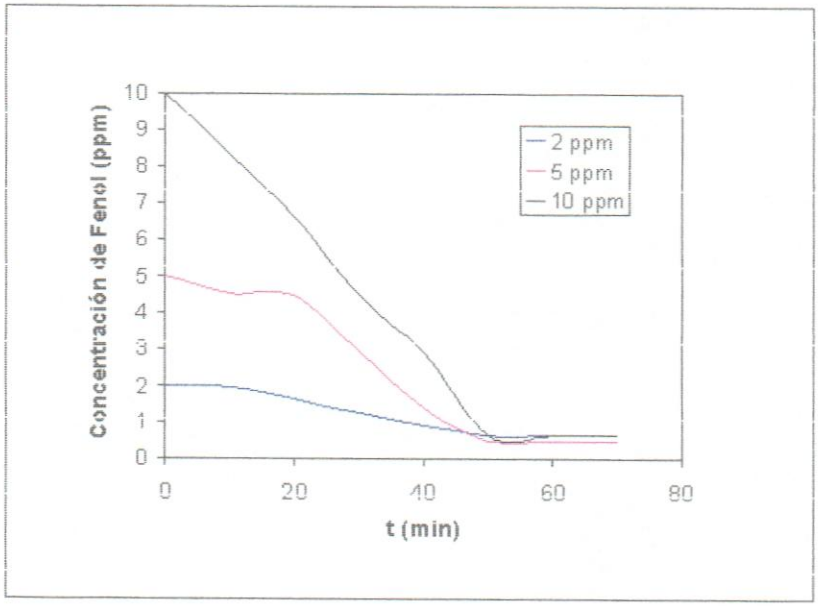

Figura 36. Concentración O_3/Fe 1,00 g para 2,5 y 10 ppm en soluciones de fenol

Los sistemas de reacción que proporcionaron mayores porcentajes de conversión para cada una de las concentraciones fueron ajustados a un modelo cinético de pseudo-primer orden (Figura 37), porque es el sistema experimental que se

aproxima más al fenómeno cinético que ocurre en la reacción de oxidación avanzada en este estudio.

Las constantes cinéticas de los sistemas O_3/Fe 1,00 g para soluciones de 2, 5 y 10 ppm en fenol se muestran en la Tabla 17, donde la rapidez de la reacción se incrementa a medida que la concentración de contaminante empleada es mayor. La constante de velocidad para la solución de 10 ppm es aproximadamente cuatro veces mayor que la encontrada en el sistema a 2 ppm.

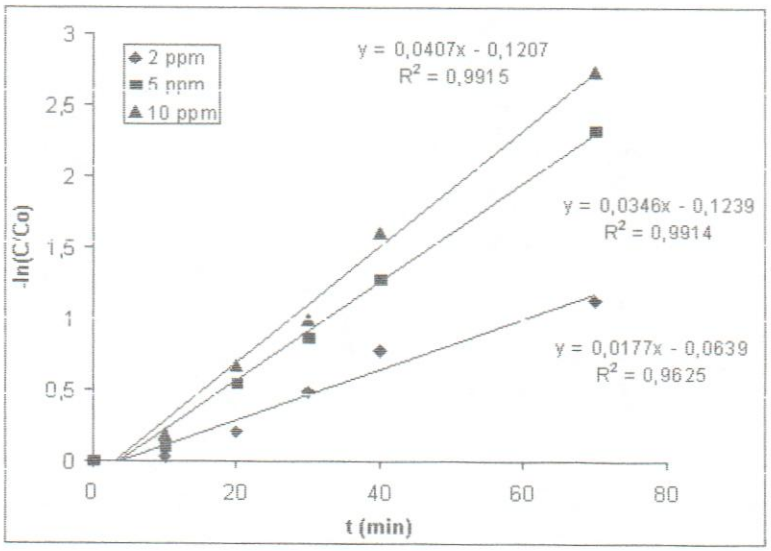

Figura 37. Estimación de la constante cinética de pseudo-primer orden para los sistemas O_3/Fe 1,00 g para soluciones de 2, 5 y 10 ppm en fenol

Tabla 17. Constantes cinéticas de pseudo-primer orden en función de la concentración inicial de fenol

Concentración inicial de fenol (ppm)	k (min^{-1})
2	0,0177
5	0,0346
10	0,0407

Los valores de las constantes cinéticas obtenidos son del mismo orden de magnitud a los reportados en la literatura para la degradación de nitrocompuestos (Baozhen and Jun, 1988; Contreras, 2001).

c. Influencia de la cantidad de hierro másico

En este proceso la degradación está reforzada por la presencia de hierro metálico que aumenta la formación de radicales hidróxilos, de allí que se considere de gran importancia el análisis de esta variable. La masa de catalizador se varió entre 0,25 g y 1,00 g para cada sistema de reacción. El hierro metálico actúa como agente reductor y genera ión férrico mediante la reacción con ozono (Burmeier, 1998):

$$Fe_{(S)} + O_3 \rightarrow Fe^{2+} + 2e^- + OH^{\bullet} + OH^- \qquad (35)$$

Al emplear 2 ppm de solución de fenol, la degradación se ve favorecida por el incremento del catalizador, debido a que más ozono es transferido de la fase gaseosa a la fase acuosa y por tanto a una considerable disminución de la DQO en la solución, según se describe en la Tabla 18.

Tabla 18. Parámetros de reactividad para el sistema de reacción O_3/Fe a un tiempo de 70 minutos, para una solución de fenol de 2 ppm

Masa de Fe (g.) ± 0,01	$[O_3]_o$ (ppm)	$[O_3]_f$ (ppm)	Fracción de ozono consumida	DQO (mgO_2/L)	% Conversión	Concentración final de fenol (ppm)
0,25	11352,35	6663,93	0,41	57,04	32,25	1,35
0,50	10527,15	4642,95	0,55	49,22	51,63	0,96
0,75	9876,10	3852,96	0,60	45,09	57,91	0,84
1,00	9638,44	3274,46	0,66	37,50	67,68	0,64

Dicho comportamiento se aprecia mejor en la Figura 38; además la forma de la curva donde se emplean 0,75 g de catalizador, sugiere la presencia de plateaus (mesetas) donde la concentración de ozono es constante. Este comportamiento fue observado también por Beltrán y col. (1998a). Puede observarse que la primera meseta se produce cuando se ha alcanzado una conversión del fenol entre 15-25%. En este punto se produce un cambio en la reactividad del contaminante, quizás debido a una mayor naturaleza reactiva de algunos de los intermediarios presentes en esa etapa de la reacción. Luego se formó la segunda meseta cuando desaparece casi todo el fenol.

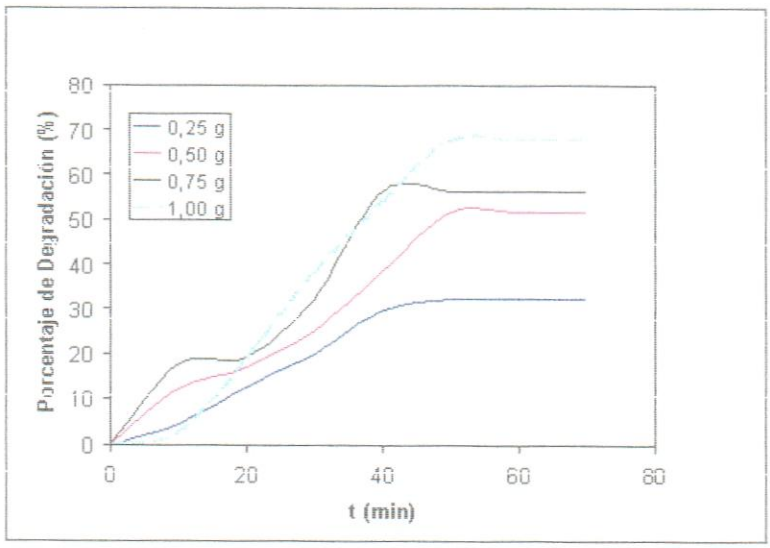

Figura 38. Sistema O_3/Fe 2 ppm para diferentes masas de catalizador

El desenvolvimiento de las reacciones empleando soluciones de 5 ppm en fenol siguen el mismo comportamiento que el sistema con 2 ppm del contaminante, pero en este caso es de particular importancia notar el incremento en la degradación del compuesto (Tabla 19); para 2 ppm el máximo alcanzado es de 67,66% mientras que para 5 ppm es 90,17%.

Tabla 19. Parámetros de reactividad para el sistema de reacción O_3/Fe a un tiempo de 70 minutos, para una solución de fenol de 5 ppm

Masa de Fe (g.) ± 0,01	$[O_3]_o$ (ppm)	$[O_3]_f$ (ppm)	Fracción de ozono consumida	DQO (mgO_2/L)	% Conversión	Concentración final de fenol (ppm)
0,25	9835,27	5328,95	0,45	54,31	41,64	2,91
0,50	9655,61	3979,73	0,58	43,31	55,67	2,21
0,75	9936,16	3383,63	0,65	37,81	65,19	1,74
1,00	9231,23	2848,39	0,69	24,22	90,17	0,49

Por otro lado, cuando se emplean entre 0,25g y 0,75g de catalizador se produce un incremento constante entre las reacciones, mientras que al utilizar 1,00g el aumento es sustancialmente mayor, debido a una mayor reactividad proporcionada por el catalizador (Figura 39).

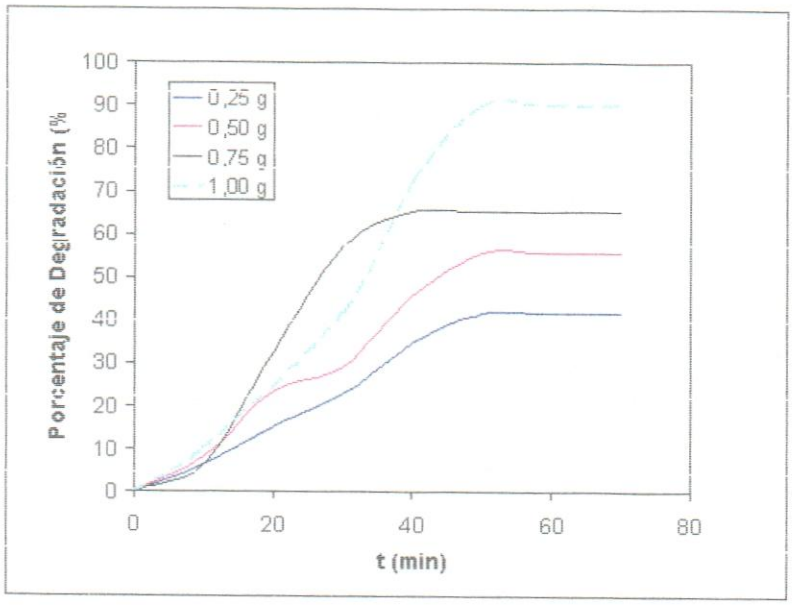

Figura 39. Sistema O_3/Fe 5 ppm para diferentes masas de catalizador

Siguiendo en el mismo orden de ideas, al emplear soluciones de 10 ppm en fenol, los porcentajes de conversión superan los encontrados en los otros sistemas, alrededor de 30 % por encima de las reacciones con 2 ppm y 3 % de las

reacciones con 5 ppm. Adicionalmente, el ozono consumido por esté sistema es mayor al gastado por el resto de los sistemas, lo que indica mayor proporción de radicales hidroxilos en fase acuosa (Tabla 20).

Tabla 20. Parámetros de reactividad para el sistema de reacción O_3/Fe a un tiempo de 70 minutos, para una solución de fenol de 10 ppm

Masa de Fe (g.) ± 0,01	$[O_3]_o$ (ppm)	$[O_3]_f$ (ppm)	Fracción de ozono consumida	DQO (mgO_2/L)	% Conversión	Concentración final de fenol (ppm)
0,25	10332,33	3428,54	0,66	27,86	89,95	1,00
0,50	11131,27	3745,42	0,66	29,54	88,08	1,19
0,75	10533,24	3362,83	0,68	25,77	89,77	1,02
1,00	9152,11	2648,27	0,71	31,13	93,56	0,64

Contrario a lo encontrado en el sistema de 5 ppm, en este los porcentajes de degradación mantienen, aproximadamente los mismos ordenes de magnitud al comparar las concentraciones obtenidas con diferentes cantidades de catalizador, este efecto se muestra claramente en la Figura 40; sólo cuando se utiliza un 1,00 g de catalizador disminuye un poco más la concentración hasta alcanzar 0,64 ppm.

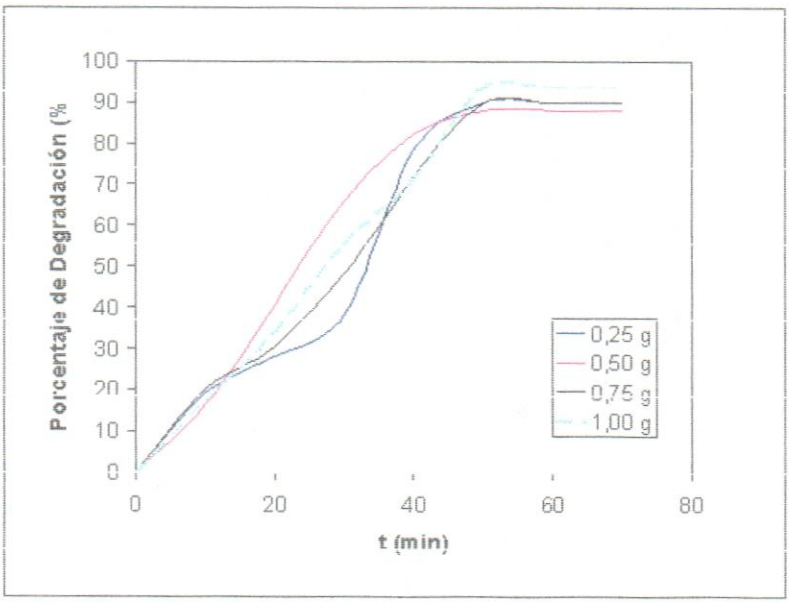

Figura 40. Sistema O_3/Fe 10 ppm para diferentes masas de catalizador

De todo esto, se puede asumir que la presencia del catalizador tiene doble función, logra un incremento en la disolución de ozono y promover la iniciación de una reacción de descomposición para la formación de especies más reactivas.

4. Ozonación combinada con radiación ultravioleta y hierro másico (O_3/UV/Fe) en soluciones acuosas de fenol

En la sección anterior se estudió el efecto del hierro másico como catalizador en la ozonación simple, ahora se analizará dicho efecto adicionando radiación UV. Los detalles de estas reacciones se muestran en el Anexo A, Tablas A.1.4.1 a A.1.4.12.

a. Estudio de degradación

La influencia de la concentración del fenol en la reacción O_3/UV/Fe, empleando 0,25g de catalizador fue analizada. Tomando como variables la concentración del fenol de 2 a 10 ppm.

Existe una tendencia al incremento del porcentaje de conversión con el aumento de la concentración de fenol en solución (Tabla 21), alcanzando porcentajes de degradación de hasta 95 % para 10 ppm, lo cual no ocurre al emplear soluciones de 2 ppm en fenol.

Tabla 21. Parámetros de reactividad para el sistema de reacción O_3/UV/Fe 0,25 g, a un tiempo de 70 minutos, para soluciones de 2, 5 y 10 ppm en fenol

Concentración inicial de fenol (ppm)	$[O_3]_o$ (ppm)	$[O_3]_f$ (ppm)	Fracción de ozono consumida	DQO (mgO_2/L)	% Conversión	Concentración final de fenol (ppm)
2	14868,48	4053,07	0,72	25,45	34,96	1,30
5	10899,56	5943,43	0,45	29,63	57,18	2,14
10	9630,72	3337,82	0,65	18,22	95,48	0,45

Este comportamiento se muestra en la Figura 41 donde, inicialmente existe una gran velocidad de degradación pero a partir de 40 ó 50 minutos va disminuyendo hasta alcanzar un equilibrio donde no se produce más conversión de la especie contaminante.

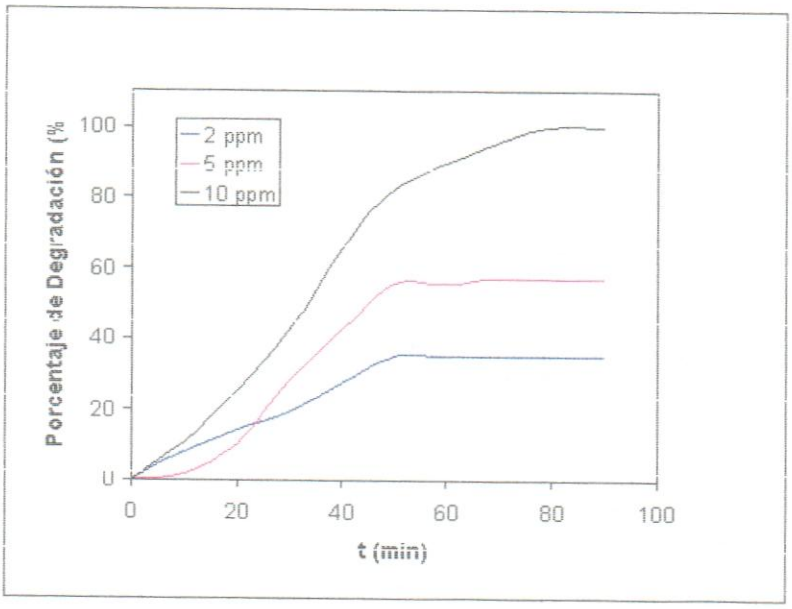

Figura 41. Degradación O_3/UV/Fe 0,25 g para soluciones de 2, 5 y 10 ppm en fenol

En la Tabla 22 se muestra la influencia de la concentración del fenol en la reacción O_3/UV/Fe, empleando 0,50 g. de catalizador.

Manteniéndose el comportamiento observado en la reacción anterior, se sigue estableciendo que con el incremento de la concentración de fenol en solución, se incrementa el porcentaje de conversión de éste, por el aumento de la velocidad de reacción.

Tabla 22. Parámetros de reactividad para el sistema de reacción O_3/UV/Fe 0,50 g, a un tiempo de 70 min, para soluciones de 2, 5 y 10 ppm en fenol

Concentración inicial de fenol (ppm)	$[O_3]_o$ (ppm)	$[O_3]_f$ (ppm)	Fracción de ozono consumida	DQO (mgO_2/L)	% Conversión	Concentración final de fenol (ppm)
2	11869,44	4589,50	0,61	23,54	49,30	1,01
5	9368,52	5352,92	0,42	22,09	62,85	1,85
10	15840,00	4112,67	0,74	34,95	92,03	0,79

En este caso, los máximos porcentajes de conversión para la solución de 2 y 5 ppm de fenol, son más cercanos que los observados en la reacción anterior, alcanzado sus máximos entre 50 y 60 minutos (Figura 42).

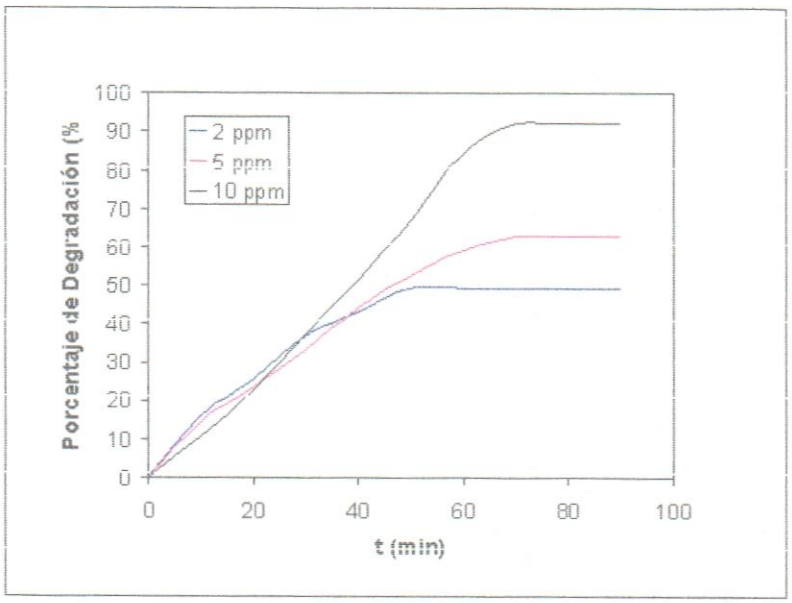

Figura 42. Degradación O_3/UV/Fe 0,50 g para soluciones de 2, 5 y 10 ppm en fenol

Posteriormente, se estudió la influencia de la concentración del fenol en la reacción O_3/UV/Fe, empleando 0,75 g. de catalizador. Según se muestra en la Tabla 23, las reacciones siguen presentando la tendencia ya conocida, en este

caso la demanda química de oxígeno no se incrementa a medida que aumenta la concentración de fenol.

Tabla 23. Parámetros de reactividad para el sistema de reacción O_3/UV/Fe 0,75 g, a un tiempo de 70 min, para soluciones de 2, 5 y 10 ppm en fenol

Concentración inicial de fenol (ppm)	$[O_3]_o$ (ppm)	$[O_3]_f$ (ppm)	Fracción de ozono consumida	DQO (mgO_2/L)	% Conversión	Concentración final de fenol (ppm)
2	10517,76	8702,18	0,17	21,40	60,15	0,79
5	12960,00	9137,00	0,29	21,31	71,63	1,41
10	10560,00	3933,86	0,62	21,31	92,06	0,79

Aunque se sigue manteniendo la misma relación de la concentración de fenol con respecto al porcentaje de conversión de los fenoles se observa, que el máximo porcentaje de conversión para la solución de 2 ppm de fenol fue alcanzado a los 30 minutos aproximadamente, y los máximos de conversión para 5 y 10 ppm fueron alcanzados después de los 60 minutos de reacción (Figura 43).

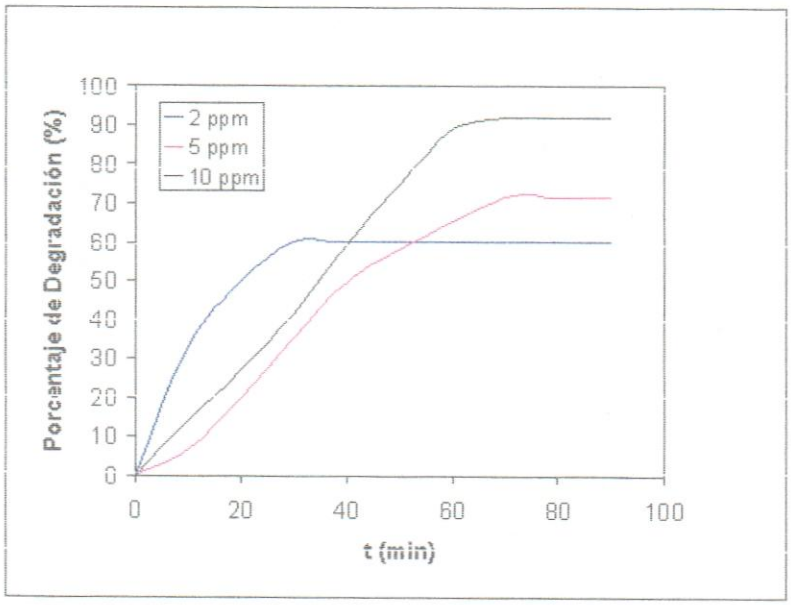

Figura 43. Degradación O_3/UV/Fe 0,75 g para soluciones de 2, 5 y 10 ppm en fenol

Luego, se estudió la influencia de la concentración del fenol en la reacción O_3/UV/Fe, empleando 1,00 g. de catalizador. Puede observarse que, empleando 1,00 g. de catalizador para 5 y 10 ppm de fenol, se alcanzan porcentajes de conversión del 100%, en los 60 minutos aproximadamente de reacción (Tabla 24).

Tabla 24. Parámetros de reactividad para el sistema de reacción O_3/UV/Fe 1,00g. a un tiempo de 70 minutos, para una solución de 2, 5 y 10 ppm en fenol

Concentración inicial de fenol (ppm)	$[O_3]_o$ (ppm)	$[O_3]_f$ (ppm)	Fracción de ozono consumida	DQO (mgO_2/L)	% Conversión	Concentración final de fenol (ppm)
2	9292,80	8642,60	0,06	23,72	74,38	0,51
5	9652,00	8073,80	0,16	21,18	99,70	0,01
10	9106,940	2099,110	0,769	21,954	99,938	0,006

De igual manera, la tendencia de los porcentajes de conversión son similares a los obtenidos en las reacciones anteriores, confirmando la dependencia del porcentaje de conversión de los fenoles con respecto a la concentración del fenol en solución (Figura 44).

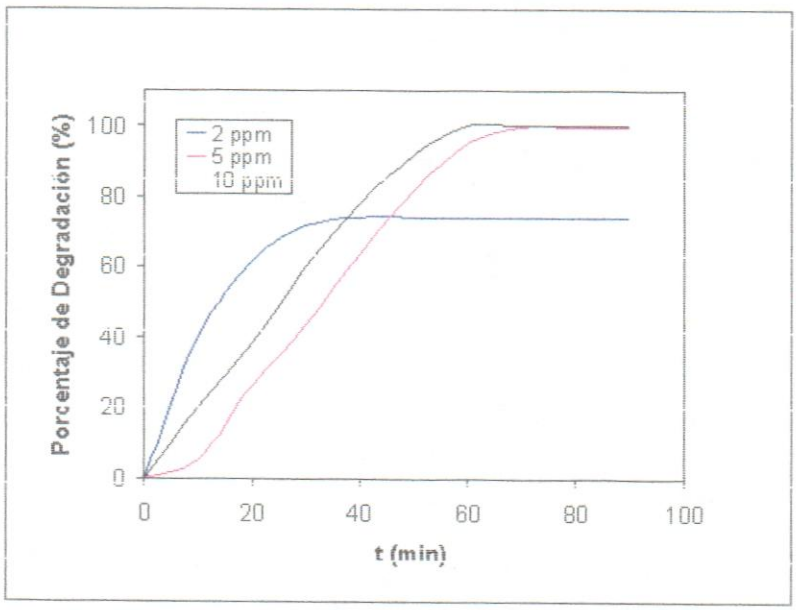

Figura 44. Degradación O_3/UV/Fe 1,00 g para soluciones de 2, 5 y 10 ppm en fenol

Por otro lado, los sistemas O_3/UV/Fe 0,25 g y 0,50 g presentan un comportamiento diferente al mostrado en los sistemas O_3/UV/Fe 0,75 g y 1,00 g respecto a la fracción de ozono consumida, los primeros no siguen el comportamiento normalmente encontrado en el resto de los sistemas de reacción, en estos casos la fracción de ozono consumido no es mayor a medida que aumentan las concentraciones.

b. Influencia de la concentración inicial de contaminante

La concentración del contaminante en función del tiempo para el sistema O_3/UV/Fe 0,25 g se puede observar en la Figura 45, donde el porcentaje de degradación aumenta, disminuyendo de tal forma el tiempo necesario para alcanzar los máximos valores de materia orgánica removida comparado con los otros sistemas estudiados con anterioridad.

De tal manera, los sistemas alcanzaron sus máximos porcentajes de conversión entre 40 y 50 minutos, pero la reacción de 10 ppm en fenol disminuyo exponencialmente en comparación con los otros sistemas, tanto que llego a 95,48 % de degradación lo que corresponde a una disminución de la concentración que alcanzó 0,45 ppm; valor que se encuentra dentro de los 0,50 ppm establecido como máximo dentro de la normativa ambiental venezolana.

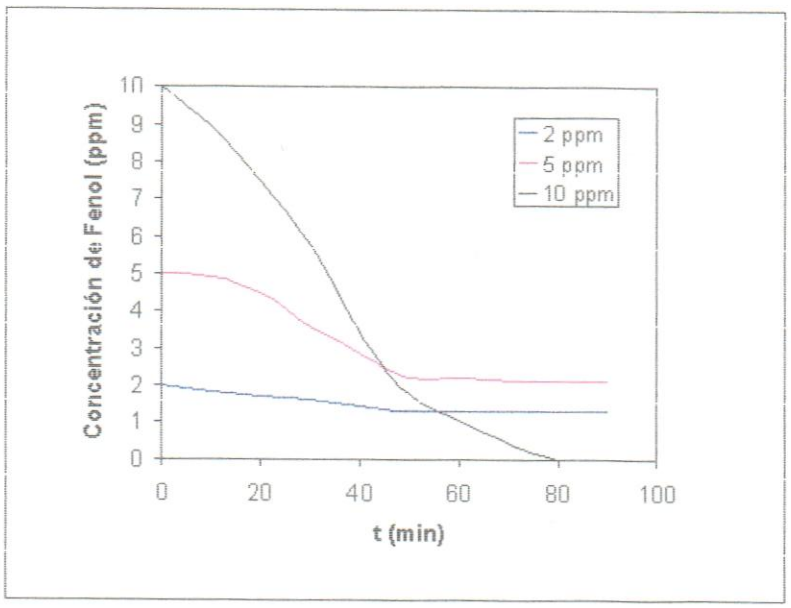

Figura 45. Concentración O_3/UV/Fe 0,25 g para soluciones de 2, 5 y 10 ppm en fenol

Las concentraciones para los sistemas O_3/UV/Fe 0,50 g al final de las reacciones disminuyen a medida que aumentan las concentraciones de los contaminantes en las soluciones estudiadas (Figura 46), este fenómeno es más pronunciado para la solución de 10 ppm donde el porcentaje de degradación es menor en comparación con los otros dos sistemas (Tabla 22).

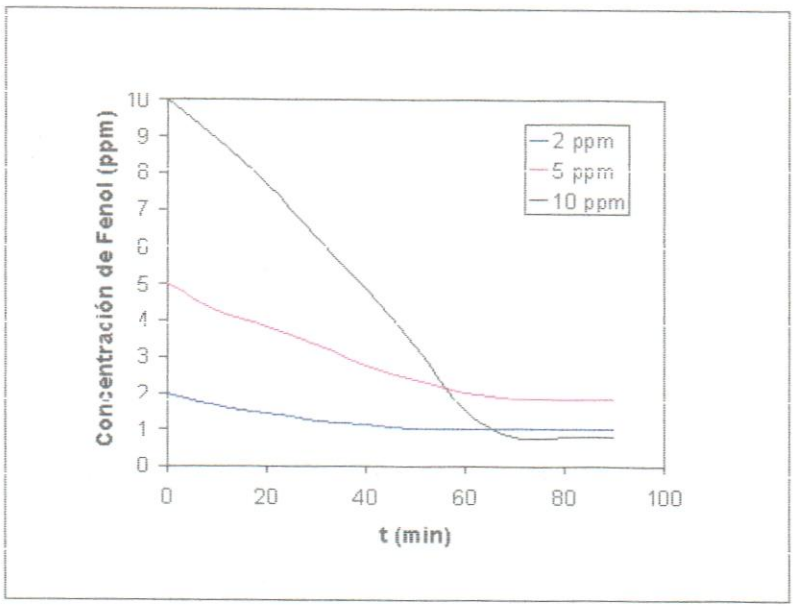

Figura 46. Concentración O_3/UV/Fe 0,50 g para soluciones de 2, 5 y 10 ppm en fenol

En las Figuras 47 y 48 se puede observar que la velocidad de reacción es mayor para el sistema de 10 ppm en fenol, ya que la curva es más pronunciada y el tiempo de degradación es menor al obtenido en los sistemas de 2 y 5 ppm.

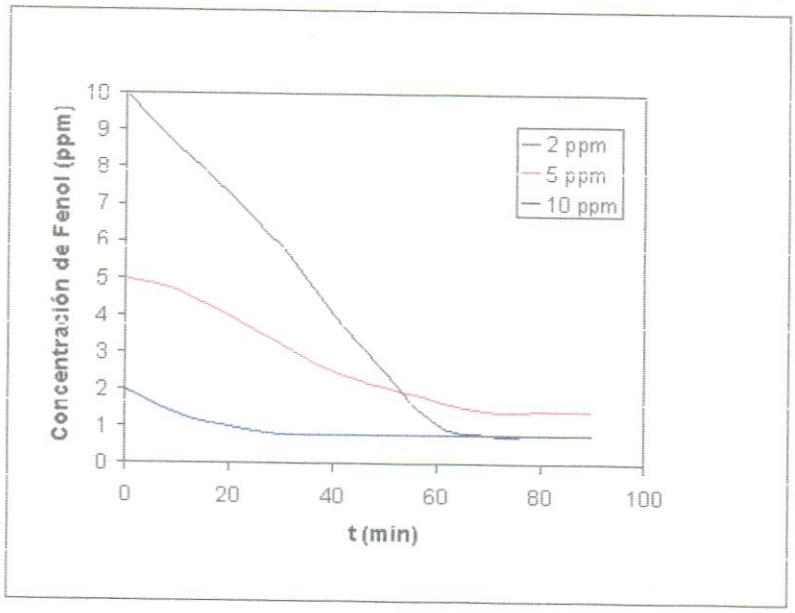

Figura 47. Concentración O_3/UV/Fe 0,75 g para soluciones de 2, 5 y 10 ppm en fenol

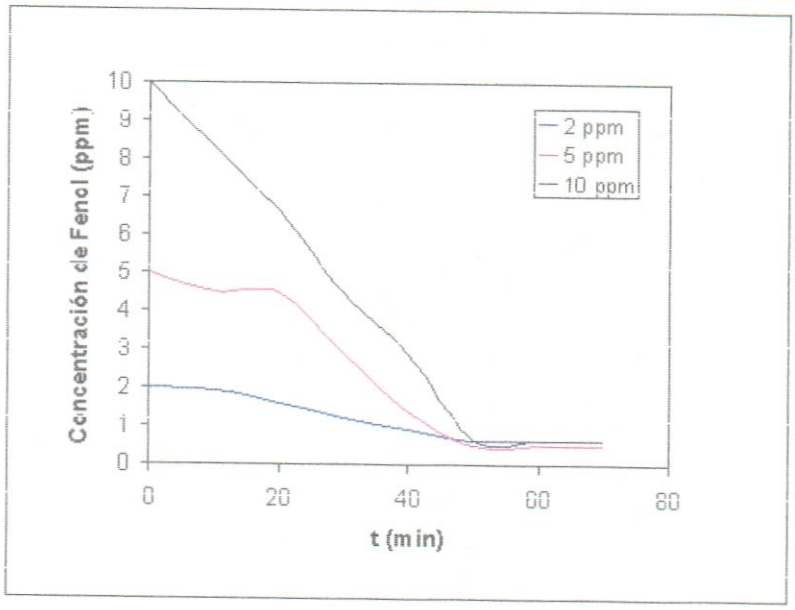

Figura 48. Concentración O_3/UV/Fe 1,00 g para soluciones de 2, 5 y 10 ppm en fenol

El alto porcentaje de degradación y las altas velocidades de conversión de este tipo de sistemas en el cual esta involucrada una superficie catalítica son debidas a

que, toma lugar el transporte de la corriente gaseosa de ozono al líquido en una primera etapa y luego, tanto la molécula orgánica como el ozono pueden o no ser adsorbidos en la superficie del catalizador. Existen tres mecanismos posibles mediante los cuales pueden estar ocurriendo los procesos: (1) adsorción del ozono en la superficie catalítica produciendo la formación de especies activas ($OH^{\bullet}$), las cuales reaccionan con la molécula orgánica no adsorbida; (2) adsorción de la molécula orgánica en la superficie del catalizador, la cual puede reaccionar con el ozono en solución; (3) adsorción del ozono y la molécula orgánica, y la subsiguiente interacción entre las especies adsorbidas. En todos los casos los radicales libres son los agentes con mayor influencia en el proceso de oxidación y aumentan el porcentaje de conversión (Pérez, 2005).

La evolución de la concentración de fenol en el tiempo para las reacciones que presentaron mayor degradación, se ha ajustado a una cinética de pseudo-primer orden (Figura 49) y se han estimado los valores de las constantes cinéticas encontrándose que al aumentar la concentración, se incrementa ligeramente el valor de esta constante (Tabla 25). Los valores de dichas constantes son del orden de magnitud de los hallados en la bibliografía (Baozhen and Jun, 1988; Contreras, 2001).

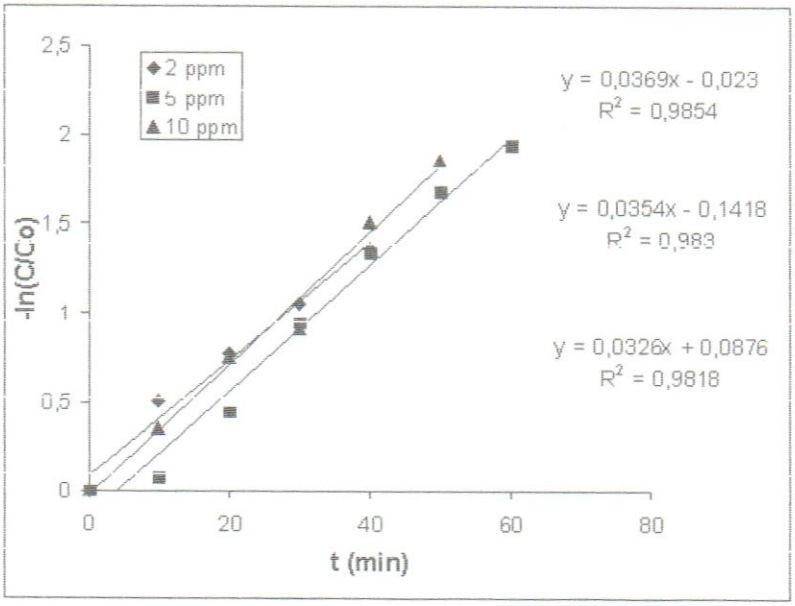

Figura 49. Estimación de la constante cinética de pseudo-primer orden para los sistemas O_3/UV/Fe 1,00 g para soluciones de 2, 5 y 10 ppm en fenol

Tabla 25. Constantes cinéticas de pseudo-primer orden en función de la concentración inicial de fenol para el sistema O_3/UV/Fe 1,00 g

Concentración inicial de fenol (ppm)	k (min^{-1})
2	0,0326
5	0,0354
10	0,0369

c. Influencia de la cantidad de hierro másico

Al analizar la solución de 2 ppm de fenol, variando la masa del catalizador (hierro metálico) en un rango entre 0,25 a 1,00 g se obtienen los resultados mostrados en la Tabla 25.

Como se observa en la Tabla 26 el porcentaje de conversión tiene un incremento directamente proporcional a la masa del catalizador suministrada a la reacción, lo cual se debe a que al aumentar la masa del catalizador se incrementa la probabilidad de una mayor interacción entre los radicales libres hidroxilo y el fenol, y por ende, aumenta el porcentaje de conversión de fenoles en solución.

Tabla 26. Parámetros de reactividad para el sistema de reacción O_3/UV/Fe a un tiempo de 70 minutos, para una solución de fenol de 2 ppm

Masa de Fe (g.) ± 0,01	$[O_3]_o$ (ppm)	$[O_3]_f$ (ppm)	Fracción de ozono consumida	DQO (mgO_2/L)	% Conversión	Concentración final de fenol (ppm)
0,25	14868,48	4053,07	0,72	25,45	34,90	1,30
0,50	11869,44	4589,50	0,61	23,54	49,30	1,01
0,75	10517,76	8702,18	0,17	21,40	60,15	0,79
1,00	9292,80	8642,60	0,06	23,72	74,38	0,51

Adicionalmente, se observa que al emplear 0,25 g. de catalizador la reacción de oxidación alcanza su máximo porcentaje de conversión a los 60 minutos aproximadamente, a diferencia de la reacción de oxidación empleando 1,00 g. de catalizador, la cual alcanza su máximo porcentaje de conversión a los 30 minutos. Dicha tendencia se observa para la reacción con 0,50 g. y 0,75 g. de catalizador, los cuales a su vez, alcanzan el máximo porcentaje de conversión a los 40 y 30 minutos, respectivamente (Figura 50).

Posteriormente se estudió una solución de fenol de 5 ppm, variando la masa del catalizador (hierro metálico) de 0,25 a 1,00 g. En esta experiencia se obtuvieron los resultados mostrados en la Tabla 27.

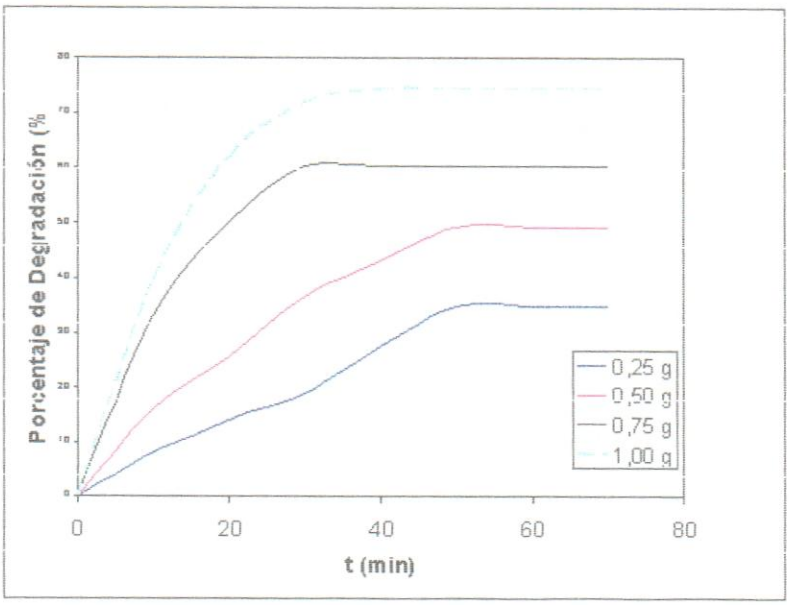

Figura 50. Sistema O_3/UV/Fe 2 ppm para diferentes masas de catalizador

Tabla 27. Parámetros de reactividad para el sistema de reacción O_3/UV/Fe a un tiempo de 70 min, para una solución de fenol de 5 ppm

Masa de Fe (g.) ± 0,01	$[O_3]_o$ (ppm)	$[O_3]_f$ (ppm)	Fracción de ozono consumida	DQO (mgO_2/L)	% Conversión	Concentración final de fenol (ppm)
0,25	10899,56	5943,43	0,45	29,63	57,18	2,14
0,50	9368,52	5352,92	0,42	22,09	62,85	1,85
0,75	12960,00	9137,00	0,29	21,31	71,63	1,41
1,00	9652,00	8073,80	0,16	21,18	99,70	0,01

Puede observarse que al igual que la reacción anterior, el porcentaje de conversión aumenta a medida que se incrementa la masa del catalizador, lo cual es de esperarse, debido a que al haber más masa de catalizador, existe una mayor interacción entre el ozono y el mismo, por existir mayor cantidad de sitios activos en la solución.

En este caso, el máximo porcentaje de conversión alcanzado para la reacción con 1,00 g. de catalizador fue a los 70 minutos, y empleando 0,25 g. de catalizador el

porcentaje máximo de conversión fue a los 50 minutos, manteniéndose dentro de este rango los tiempos de máxima conversión para las reacciones con 0,50 y 0,75 g. de catalizador. En comparación con el estudio anterior, se observa que empleando una masa de catalizador entre 0,25 y 0,75 g., los porcentajes máximos de conversión son similares, lo cual no ocurrió en la reacción anterior, donde se observaba una notoria diferencia de los máximos porcentajes de conversión con la variación de la masa del catalizador. Esta tendencia tiene explicación por el incremento de la concentración de fenoles, lo cual causa un aumento en la reactividad (Figura 51). Además al emplear 1,00 g de catalizador, la concentración de fenol al final de la reacción fue de 0,014 mg/L, muy por debajo del límite máximo permitido por las normas (0,5 mg/L).

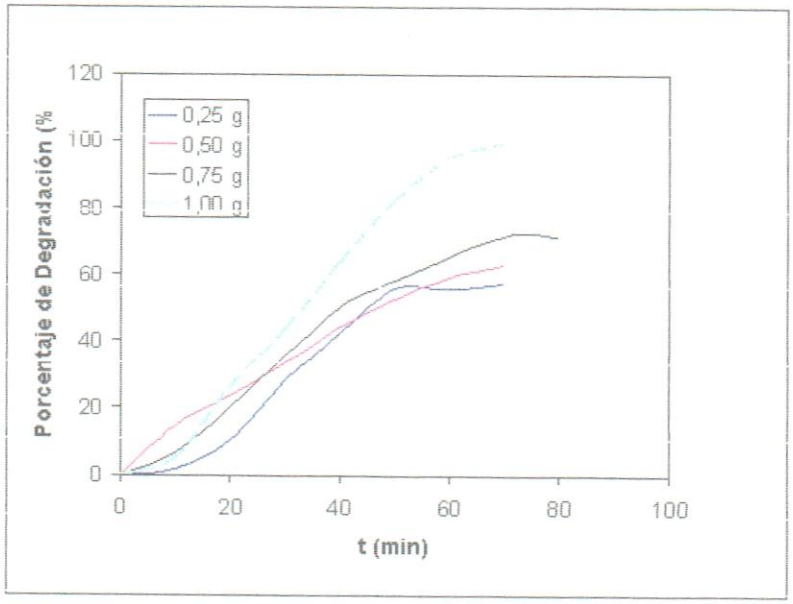

Figura 51. Sistema O_3/UV/Fe 5 ppm para diferentes masas de catalizador

El siguiente estudio fue realizado con una solución de fenol de 10 ppm, variando la masa del catalizador (hierro metálico) de 0,25 a 1,00 g. Como se ha venido observando en las reacciones anteriores, al incrementarse la masa del catalizador existe un aumento en el porcentaje de conversión de los fenoles, pero en este caso en particular se muestra que la concentración del fenol también tiene relación con dicha conversión, debido a que dichos porcentajes de conversión obtenidos

conservan una tendencia casi constante, según se muestra en la Tabla 28. Los porcentajes de conversión obtenidos para las cuatro diferentes reacciones son muy similares, lo cual fundamenta que la reacción de oxidación se ve impulsada por la concentración de fenoles más que por la masa del catalizador.

Tabla 28. Parámetros de reactividad para el sistema de reacción O_3/UV/Fe a un tiempo de 70 minutos, para una solución de fenol de 10 ppm

Masa de Fe (g.) ± 0,01	$[O_3]_o$ (ppm)	$[O_3]_f$ (ppm)	Fracción de ozono consumida	DQO (mgO_2/L)	% Conversión	Concentración final de fenol (ppm)
0,25	9630,72	3337,82	0,65	18,22	95,48	0,45
0,50	15840,00	4112,67	0,74	34,95	92,03	0,79
0,75	10560,00	3933,86	0,62	21,31	92,06	0,79
1,00	9106,940	2099,110	0,769	21,954	99,938	0,006

Adicionalmente, se observa que los porcentajes máximos de conversión del fenol fueron alcanzados entre los (60 – 70) minutos de reacción, para las diferentes masas del catalizador , lo cual se puede apreciar en la Figura 52.

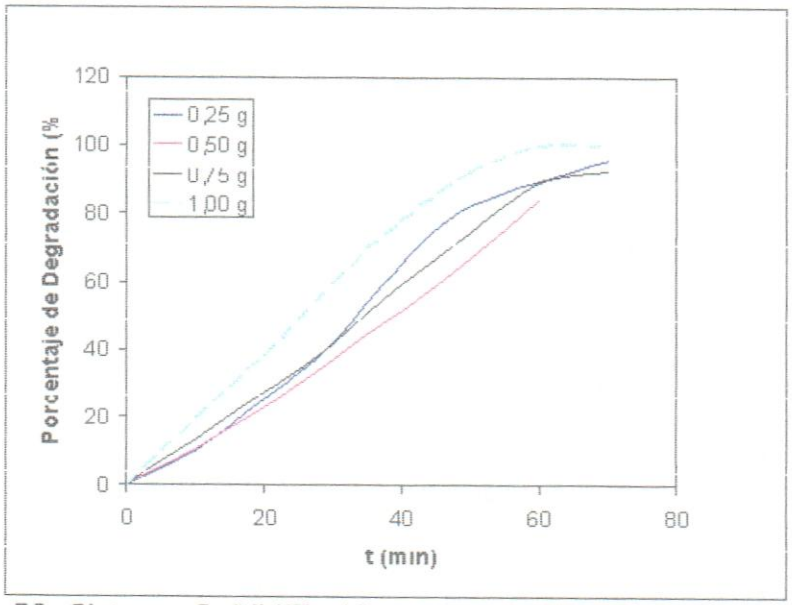

Figura 52. Sistema O_3/UV/Fe 10 ppm para diferentes masas de catalizador

Estos sistemas resultaron óptimos para disminuir los valores de los parámetros evaluados a los límites de descarga permisibles a un cuerpo de agua superficial establecidos por la normativa venezolana.

5. Ozonación combinada con magnetita (O_3/Magnetita) en soluciones acuosas de fenol

La magnetita, Fe_3O_4 (contiene 31,03% de FeO y 68,97% Fe_2O_3) es un óxido de hierro débilmente ferromagnético que pertenece al grupo de la espinela y es uno de los óxidos más abundantes en la naturaleza. El espectro Mössbauer a temperatura ambiente presenta dos sitios cristalinos, uno tetraédrico ocupado por Fe^{3+} otro octaédrico ocupado por $Fe^{2,5+}$, éste sitio es ocupado por Fe^{3+} y Fe^{2+} en iguales cantidades (Vandenberghe, 1990).

Debido a su estructura y a la considerable abundancia en algunas zonas del país, se tomó en consideración este mineral para determinar su factibilidad en la degradación de fenoles, además de establecer comparaciones con los otros sistemas analizados.

Los resultados detallados de esta serie de experimentos, medidos a intervalos de tiempo de 10 minutos se muestran en el Anexo A, Tablas A.1.5.1 a A.1.5.12.

a. Estudio de degradación

Se estudio el efecto de la ozonación a pH libre y con producción de ozono entre 0,05 y 0,15 (L/min), en la degradación de soluciones de 2, 5 y 10 ppm en fenol, empleando 0,25 g de magnetita como catalizador. En la tabla 29 se observa que la fracción de ozono consumido es mayor a medida que disminuye la concentración inicial de fenol, por consiguiente el porcentaje de conversión es mayor para la solución de 2 ppm, que para la solución de 10 ppm con diferencias de 20 % entre las degradaciones.

Una tendencia diferente a la observada en los sistemas anteriores se muestra a continuación. Al aumentar la concentración de fenol en solución, disminuye el porcentaje de degradación. Quizás, debido a que, no existen suficientes sitios de hierro para que ocurra la reacción de degradación por ser el reactivo limitante.

Tabla 29. Parámetros de reactividad para el sistema de reacción O_3/Magnetita 0,25g a un tiempo de 70 minutos, para soluciones de 2, 5 y 10 ppm en fenol

Concentración inicial de fenol (ppm)	$[O_3]_o$ (ppm)	$[O_3]_f$ (ppm)	Fracción de ozono consumida	DQO (mgO_2/L)	% Conversión	Concentración final de fenol (ppm)
2	9723,11	5483,34	0,43	60,54	34,55	1,30
5	9654,08	6164,93	0,36	59,12	25,07	3,74
10	8924,36	6673,83	0,25	72,84	14,43	8,55

Se pueden apreciar diferencias aproximadamente iguales entre los sistemas analizados, alrededor de 10 % de degradación entre cada uno, siendo 2 ppm la concentración inicial que muestra mayor degradación y rapidez en la reacción, según se observa en la Figura 53.

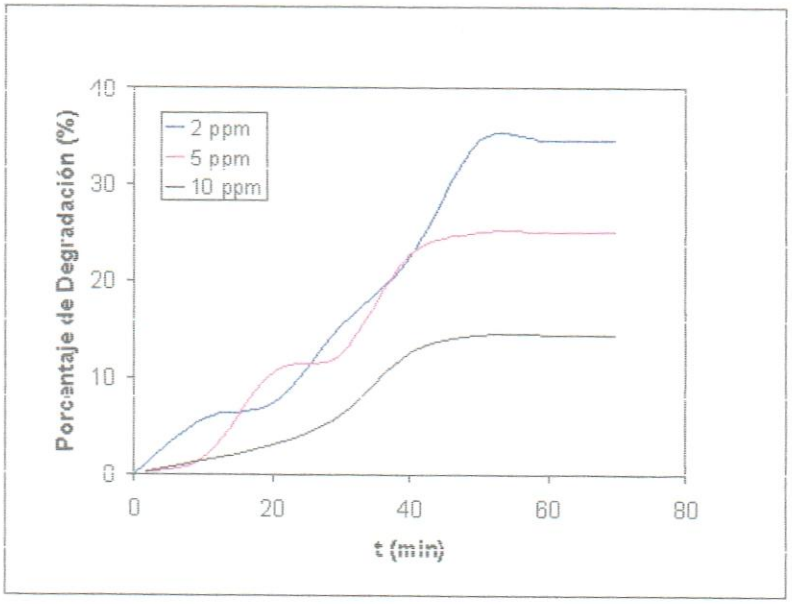

Figura 53. Degradación O_3/Magnetita 0,25 g para soluciones de fenol

La disminución de la concentración de fenol al emplear 0,25 g de catalizador no es significativa, en ninguno de los tres sistemas señalados en la Figura 54.

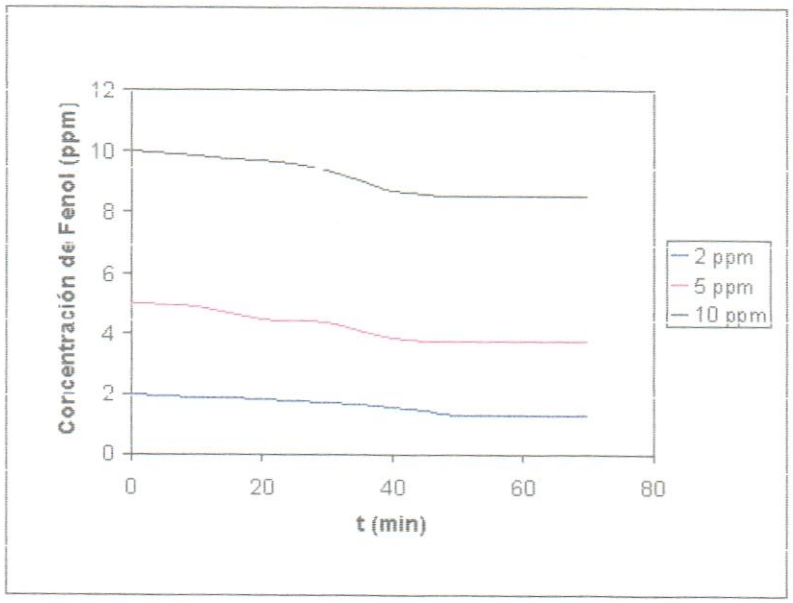

Figura 54. Concentración O_3/Magnetita 0,25 g para soluciones de fenol

La Tabla 30 muestra un consumo relativamente mayor de ozono a menor concentración, probablemente descompuesto en radicales hidroxilos. Sin embargo, este aumento no se traduce en un aumento de la velocidad de eliminación (Figura 55). Pareciera que ocurre descomposición del ozono sin generación de radicales libres.

Tabla 30. Parámetros de reactividad para el sistema de reacción O_3/Magnetita 0.50g a un tiempo de 70 minutos, para soluciones de 2, 5 y 10 ppm en fenol

Concentración inicial de fenol (ppm)	$[O_3]_o$ (ppm)	$[O_3]_f$ (ppm)	Fracción de ozono consumida	DQO (mgO_2/L)	% Conversión	Concentración final de fenol (ppm)
2	10031,22	5952,75	0,40	63,34	30,50	1,38
5	9321,53	5852,75	0,37	51,89	31,20	3,43
10	9825,56	6027,35	0,38	56,26	29,91	7,00

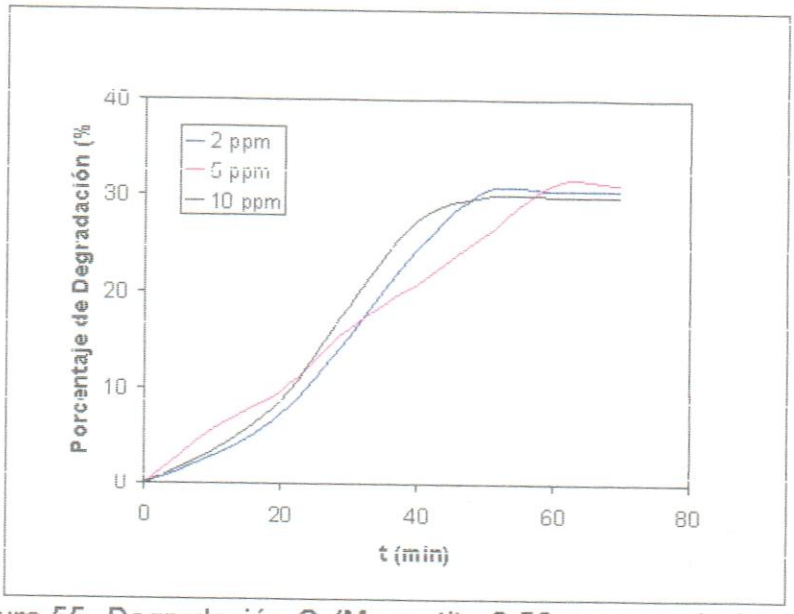

Figura 55. Degradación O_3/Magnetita 0,50 g para soluciones de fenol

Al duplicar la cantidad de catalizador no se produce disminución en la concentración de los contaminantes, en comparación con el sistema anterior; éste hecho se puede apreciar claramente en las Tablas 20 y 21. Por otro lado la Figura 56 sigue la misma tendencia mostrada en la Figura 54.

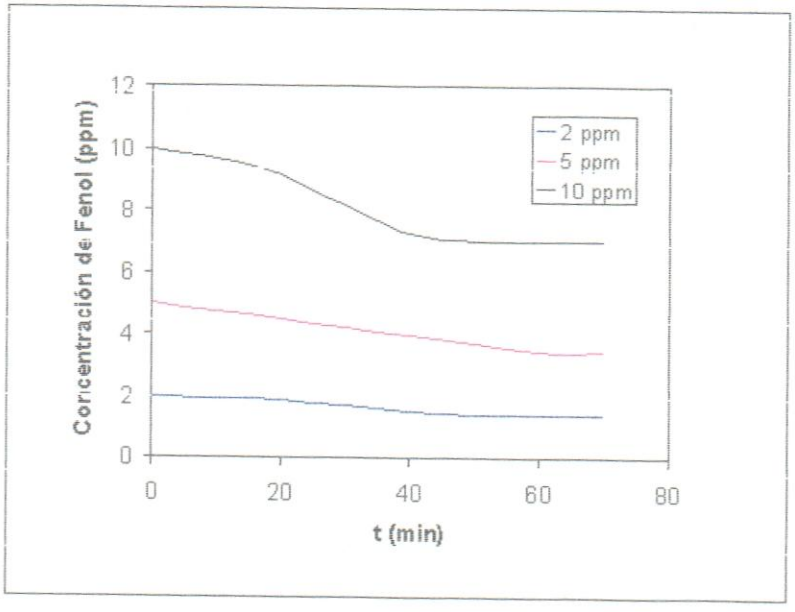

Figura 56. Concentración O_3/Magnetita 0,50 g para soluciones de fenol

Como se puede observar en la Tabla 31, durante el tratamiento el índice de desaparición del fenol es independiente de su concentración inicial, manteniendo el mismo comportamiento del sistema que anterior con 0,50 g de catalizador.

Tabla 31. Parámetros de reactividad para el sistema de reacción O_3/Magnetita 0,75g a un tiempo de 70 minutos, para soluciones de 2, 5 y 10 ppm en fenol

Concentración inicial de fenol (ppm)	$[O_3]_o$ (ppm)	$[O_3]_f$ (ppm)	Fracción de ozono consumida	DQO (mgO_2/L)	% Conversión	Concentración final de fenol (ppm)
2	9134,72	4383,27	0,52	39,74	66,30	0,67
5	9582,25	4847,21	0,49	36,58	62,39	1,88
10	11551,21	5991,62	0,48	47,42	57,43	4,25

También puede notarse, que por un tiempo dado de reacción, un aumento en la concentración inicial conduce a una conversión más pequeña, aunque la tarifa de la desaparición es más alta (Figura 57).

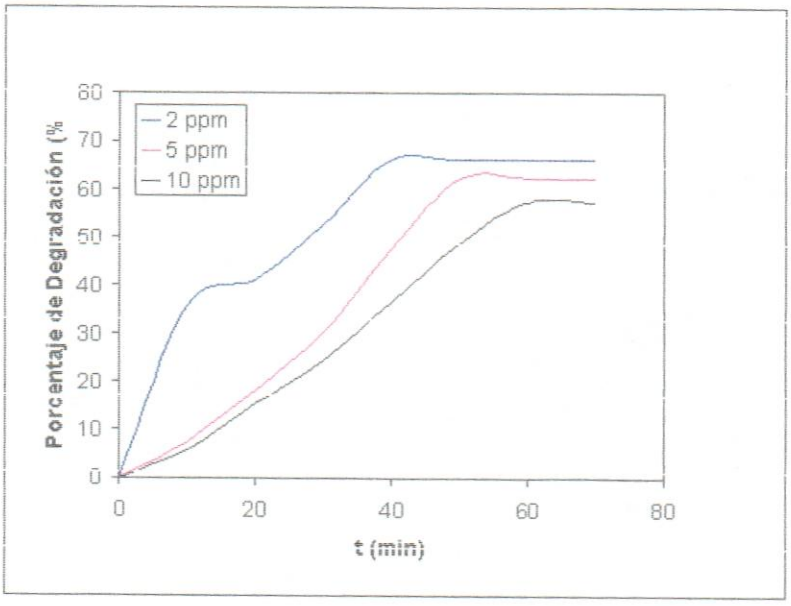

Figura 57. Degradación O_3/Magnetita 0,75 g para soluciones de 2, 5 y 10 ppm en fenol

Cuando se incrementa la masa del catalizador a 0,75 g, se produce una disminución de la concentración, aumentando la reactividad del sistema, debido a que se esta solubilizando más ozono en agua (Figura 58).

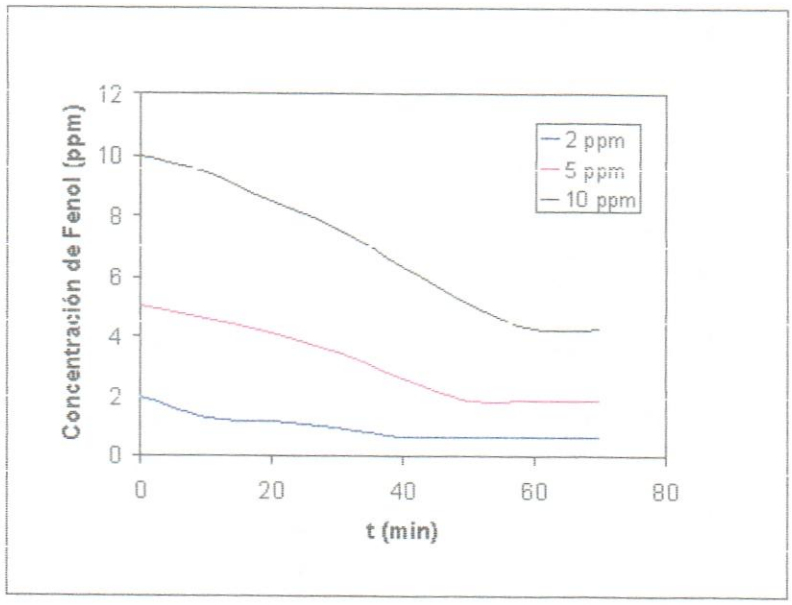

Figura 58. Concentración O_3 /Magnetita 0,75 g para soluciones de fenol

La Tabla 32 muestra un mayor consumo de ozono a menor concentración, probablemente descompuesto en radicales hidroxilos; este aumento se traduce en un incremento de velocidad de eliminación.

Tabla 32. Parámetros de reactividad para el sistema de reacción O_3/Magnetita 1,00g a un tiempo de 70 min, para soluciones de 2, 5 y 10 ppm en fenol

Concentración inicial de fenol (ppm)	$[O_3]_o$ (ppm)	$[O_3]_f$ (ppm)	Fracción de ozono consumida	DQO (mgO_2/L)	% Conversión	Concentración final de fenol (ppm)
2	9736,72	4221,64	0,56	33,37	87,68	0,24
5	10354,44	4952,07	0,52	34,98	83,32	0,83
10	9544,66	4871,70	0,48	36,58	72,15	2,78

Para un tiempo dado de reacción, un aumento en la concentración inicial conduce a una conversión más pequeña, aunque el porcentaje de degradación es más alto,

según se ilustra en la Figura 59. Así, por ejemplo, después de 60 minutos del tratamiento las conversiones son los 87,6%, los 83,3% y 72,1% para las concentraciones iniciales 2, 5 y 10 ppm, respectivamente (Ver Tablas 1.5.10, 1.5.11 y 1.5.12 del Anexo A).

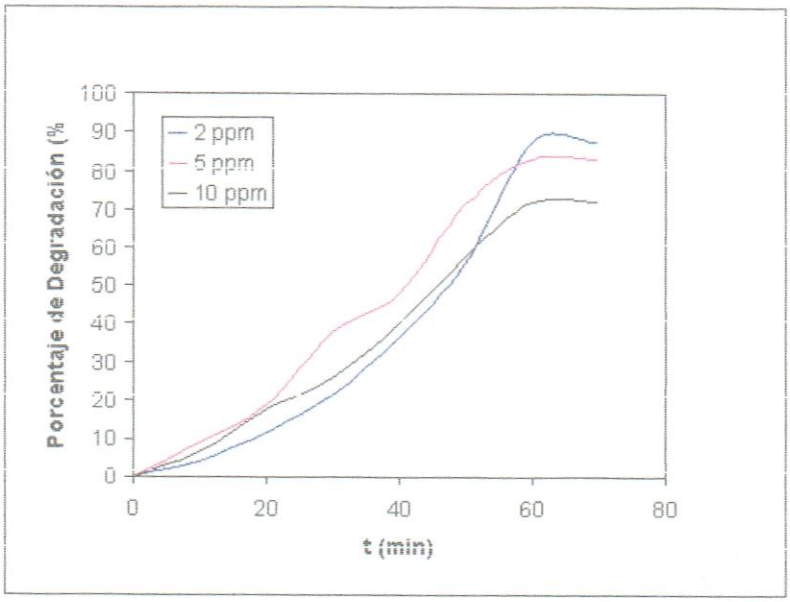

Figura 59. Degradación O_3/Magnetita 1,00 g para soluciones de 2, 5 y 10 ppm en fenol

Cuando se emplea 1,00 g de catalizador las reacciones siguen el mismo comportamiento señalado en los experimentos con 0,75 g de catalizador (Figura 60). Al comparar los sistemas tenemos que la concentración cuando se emplean 0,25 g y 0,50 g son prácticamente invariables, de igual manera cuando se emplean 0,75 g y 1,00 g de catalizador.

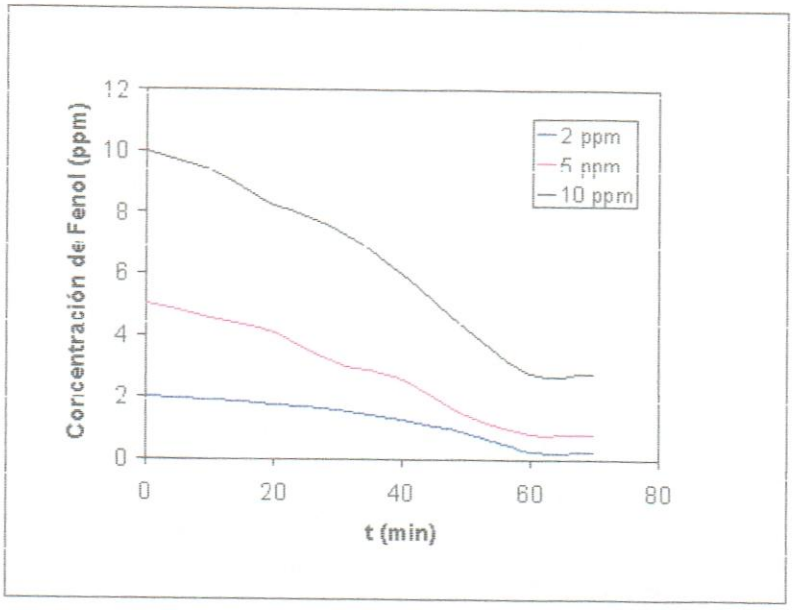

Figura 60. Concentración O_3 /Magnetita 1,00 g para soluciones de 2, 5 y 10 ppm en fenol

Al estudiar el efecto de la concentración inicial de los contaminantes sobre el sistema de reacción se observa que para los cuatro sistemas de reacción, la tendencia de las gráficas son similares, pese a que las cantidades de catalizador se van incrementando, según se aprecia en las Figuras 54, 56, 58 y 60.

La evolución de la concentración de fenol para las reacciones de O_3/Magnetita 1,00g, se han ajustado a una cinética de pseudo-primer orden por presentar los mayores porcentajes de degradación, las cuales han sido representadas en la Figura 61 y se han estimado los valores de las constantes cinéticas encontrándose que al disminuir la concentración, se incrementa ligeramente el valor de esta constante (Tabla 33). Los valores de dichas constantes son del orden de magnitud de los hallados en la bibliografía (Baozhen and Jun, 1988; Contreras, 2001).

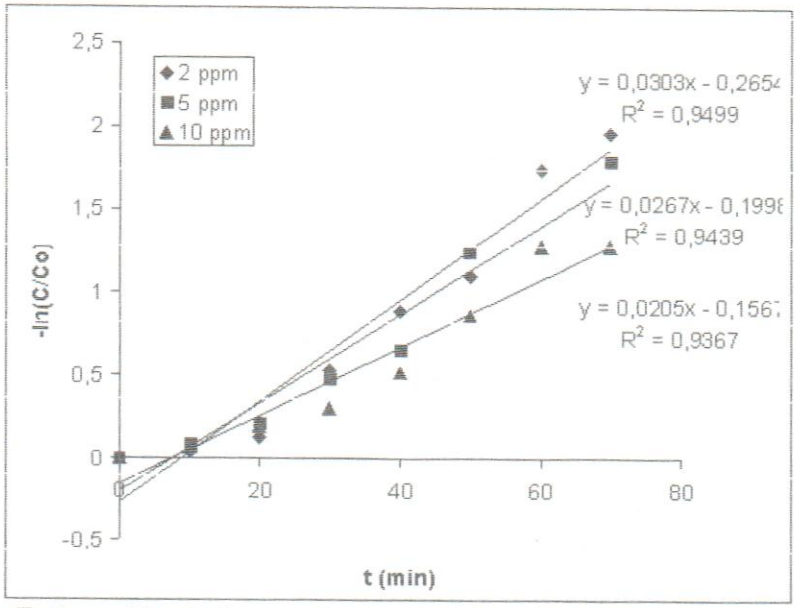

Figura 61. Estimación de la constante cinética de pseudo-primer orden para los sistemas O_3/Magnetita 1,00 g para soluciones de 2, 5 y 10 ppm en fenol

La tendencia general mostrada por los sistemas de reacción que emplearon magnetita como catalizador, es disminuir la velocidad de reacción a medida que aumenta la concentración inicial de contaminante, lo que indica una menor reactividad, este comportamiento es contrario al encontrado en el resto de los sistemas estudiados.

Tabla 33. Constantes cinéticas de pseudo-primer orden en función de la concentración inicial de fenol para el sistema O_3/Magnetita 1,00 g

Concentración inicial de fenol (ppm)	k (min^{-1})
2	0,0303
5	0,0267
10	0,0205

b. Influencia de la cantidad en masa de magnetita

Para estudiar este efecto se varió la masa del catalizador entre 0,25 g y 1,00 g, para establecer el grado de reactividad del sistema en función de este parámetro. En soluciones de 2 ppm en fenol los porcentajes de degradación permanecen invariables entre 0,25 y 0,50 g de magnetita, pero a partir de 0,75 g sí se produce un incremento de la degradación del compuesto y aumenta aún más al incrementar la cantidad de catalizador empleada. Por tanto, 0,50 g de catalizador no es suficiente para promover la reactividad del ozono, en comparación con los 0,25 g empleados inicialmente, de acuerdo a lo que se describe en la Tabla 34.

Tabla 34. Parámetros de reactividad para el sistema de reacción O_3/Magnetita a un tiempo de 70 minutos, para una solución de fenol de 2 ppm

Masa de Fe (g.) ± 0,01	$[O_3]_o$ (ppm)	$[O_3]_f$ (ppm)	Fracción de ozono consumida	DQO (mgO_2/L)	% Conversión	Concentración final de fenol (ppm)
0,25	9723,11	5483,34	0,43	60,54	34,55	1,30
0,50	10031,22	5952,75	0,40	63,34	30,50	1,38
0,75	9134,72	4383,27	0,52	39,74	66,30	0,67
1,00	9736,72	4221,64	0,56	33,37	87,68	0,24

El comportamiento señalado en la Tabla anterior, se aprecia de manera detallada en la Figura 62, donde se observa un incremento exponencial en la degradación del contaminante cuando se emplea 1,00 g de catalizador, en comparación con los otros sistemas. Además, al emplear 0,75 g de magnetita se muestra la presencia de *plateaus* (mesetas), las cuales han sido encontradas con anterioridad en otros experimentos.

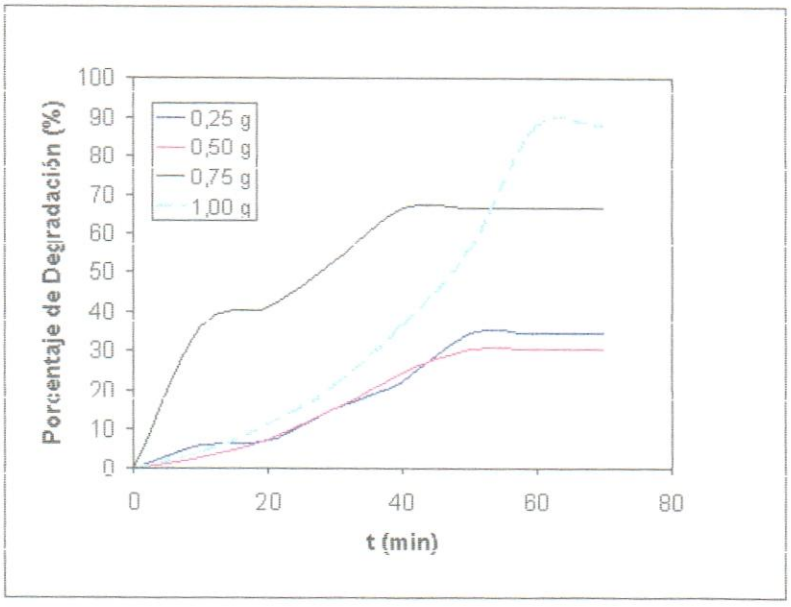

Figura 62. Reacciones del sistema O_3/Magnetita 2 ppm a diferentes masas de catalizador

Al aumentar la concentración del contaminante a 5 ppm, se observa un aumento de conversión a medida que se incrementa la cantidad de catalizador empleado, debido a que el ozono consumido se incrementa con la masa de magnetita (Tabla 35).

Tabla 35. Parámetros de reactividad para el sistema de reacción O_3/Magnetita a un tiempo de 70 minutos, para una solución de fenol de 5 ppm

Masa de Fe (g.) ± 0,01	$[O_3]_o$ (ppm)	$[O_3]_f$ (ppm)	Fracción de ozono consumida	DQO (mgO_2/L)	% Conversión	Concentración final de fenol (ppm)
0,25	9654,08	6164,93	0,36	59,12	25,07	3,74
0,50	9321,53	5852,75	0,37	51,89	31,20	3,43
0,75	9582,25	4847,21	0,49	36,58	62,39	1,88
1,00	10354,44	4952,07	0,52	34,98	83,32	0,83

En la Figura 63 se muestra el porcentaje de degradación en función del tiempo variando la cantidad de catalizador para soluciones de 5 ppm, allí se aprecian incrementos de todos los sistemas hasta los 50 minutos donde alcanzan la máxima degradación, para luego pasar a un estado de equilibrio en donde no se producirá más disminución de la concentración de fenol.

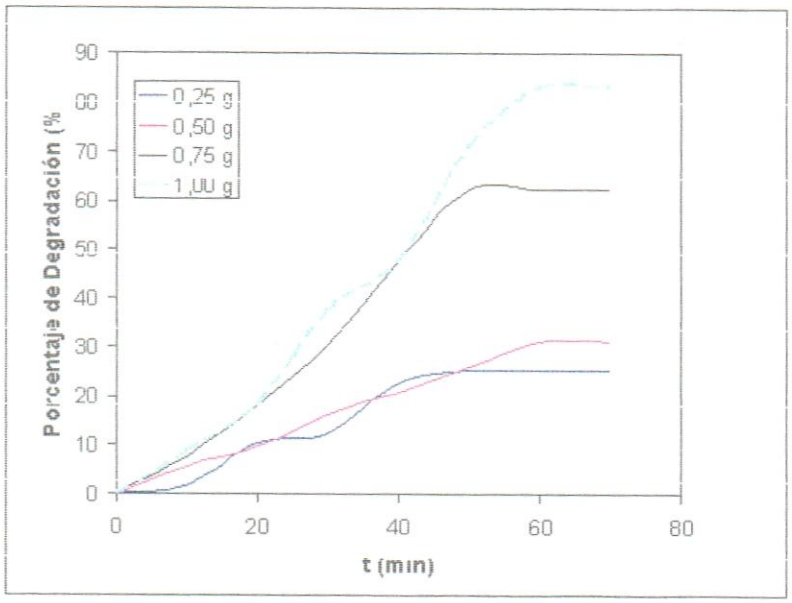

Figura 63. Reacciones del sistema O_3/Magnetita 5 ppm a diferentes masas de catalizador

Cuando se emplean soluciones de 10 ppm en fenol, el comportamiento es similar al observado anteriormente donde la demanda química de oxigeno disminuye durante el transcurso de la reacción, lo que conlleva a un aumento en el porcentaje de degradación, según se muestra en el Tabla 36 y se detalla en la Figura 64.

Tabla 36. Parámetros de reactividad para el sistema de reacción O_3/Magnetita a un tiempo de 70 minutos, para una solución de fenol de 10 ppm

Masa de Fe (g.) ⊥ 0,01	$[O_3]_o$ (ppm)	$[O_3]_f$ (ppm)	Fracción de ozono consumida	DQO (mgO_2/L)	% Conversión	Concentración final de fenol (ppm)
0,25	8924,36	6673,83	0,25	72,84	14,43	8,55
0,50	9825,56	6027,35	0,38	56,26	29,91	7,00
0,75	11551,21	5991,62	0,48	47,42	57,43	4,25
1,00	9544,66	4871,70	0,48	36,58	72,15	2,78

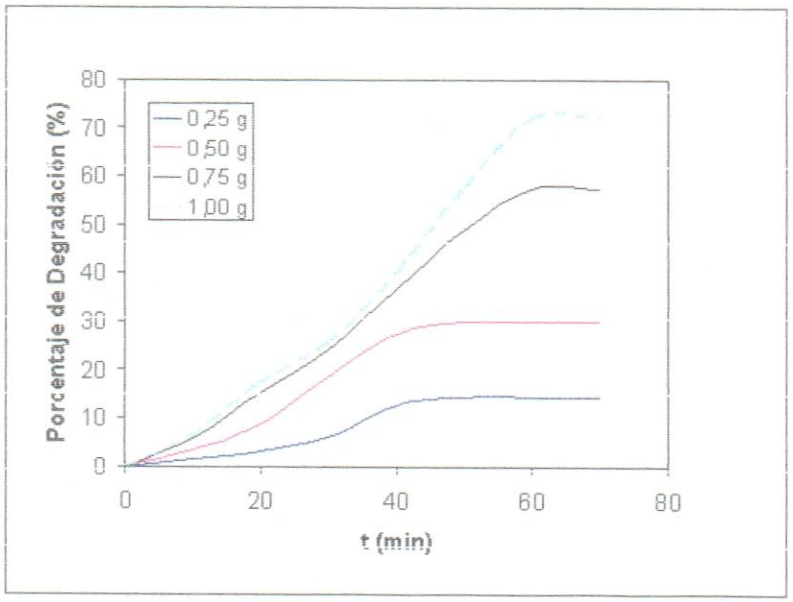

Figura 64. Reacciones para el sistema O_3/Magnetita 10 ppm a diferentes masas de catalizador

A través de este estudio se observó que al aumentar la masa del catalizador en una serie de reacciones el porcentaje de degradación aumentó sólo después de usar tres veces la cantidad inicial de catalizador. La cantidad de ozono consumido es similar para los sistemas con 0,25 g y 0,50 g, pero cuando se utilizan 0,75 g y 1,00 g se produce un incremento en degradación, para una solución de 2 ppm en fenol, según se aprecia en la Tabla 34.

La adición de magnetita a los sistemas no mejoró la velocidad de desaparición ni la mineralización obtenida mediante ozonación con hierro másico.

6. Ozonación combinada con radiación ultravioleta y magnetita (O_3/UV/Magnetita) en soluciones acuosas de fenol

En este proceso la degradación está reforzada por la presencia de la radiación ultravioleta que aumenta la formación de radicales hidroxilos, además del empleo de la magnetita como catalizador en soluciones de 2, 5 y 10 ppm en fenol. Los detalles de estas reacciones se encuentran en el Anexo A, Tablas A.1.6.1. a A.1.6.12.

a. Estudio de degradación

Al observar el comportamiento cuando se emplean 0,25 g de catalizador se encontró que, el ozono es más soluble en la solución con menor concentración inicial de fenol, por lo que el porcentaje de conversión es 65,50 % para la solución de 2 ppm, mientras que para 5 ppm la conversión es 17,84 % menor, según se muestra en la Tabla 37.

Tabla 37. Parámetros de reactividad para el sistema de reacción O_3/UV/Magnetita 0,25g a un tiempo de 70 minutos, para soluciones de 2, 5 y 10 ppm en fenol

Concentración inicial de fenol (ppm)	$[O_3]_o$ (ppm)	$[O_3]_f$ (ppm)	Fracción de ozono consumida	DQO (mgO_2/L)	% Conversión	Concentración final de fenol (ppm)
2	9341,58	5157,21	0,44	38,17	65,50	0,68
5	10526,16	6825,31	0,35	44,39	47,66	2,61
10	9187,76	7516,04	0,18	66,10	23,58	7,64

En los ensayos mostrados en la Figura 65, se pueden extraer los tiempos máximos de reacción, los cuales varían desde 40 minutos para la solución de 10 ppm, 50 minutos para 5 ppm y 60 minutos para 2 ppm, la cual presenta valores de degradación menor.

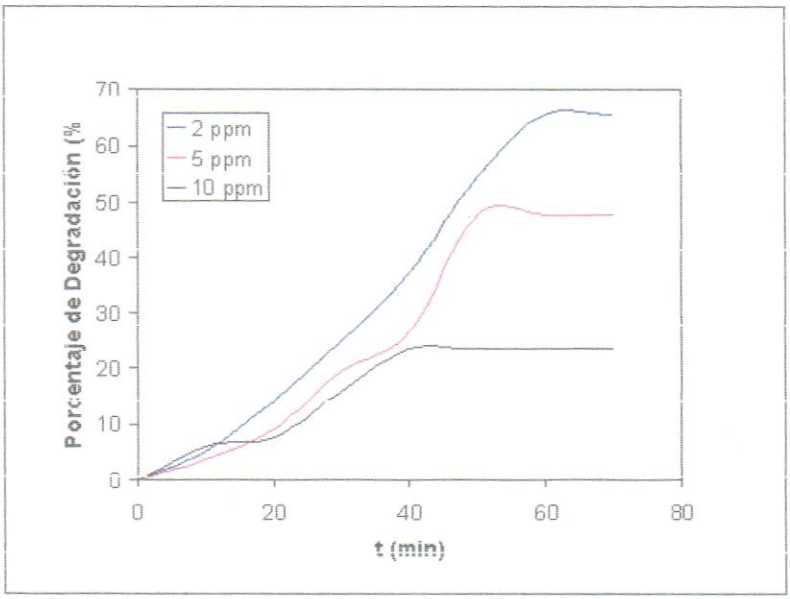

Figura 65. Degradación O_3/UV/Magnetita 0,25 g para 2, 5 y 10 ppm en fenol

Al realizar un seguimiento de las concentraciones de fenol durante 70 minutos de tratamiento empleando 0,25 g de magnetita, se observó que las curvas mostradas en la Figura 66 presentan tendencias de degradación similares, es decir, no se observan grandes disminuciones de concentraciones al relacionar los tres sistemas analizados.

Al duplicar la masa de catalizador empleada en las soluciones de 2, 5 y 10 ppm en fenol, se sigue manteniendo el comportamiento observado anteriormente, donde el incremento de la concentración inicial de fenol conlleva a una disminución de la degradación (Tabla 38).

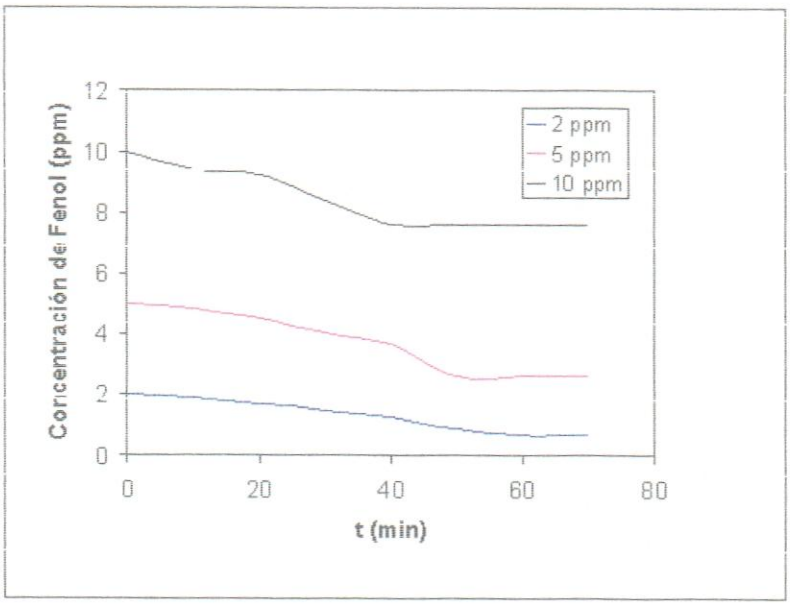

Figura 66. Concentración O_3/UV/Magnetita 0,25 g para 2, 5 y 10 ppm en fenol

Tabla 38. Parámetros de reactividad para el sistema de reacción O_3/UV/Magnetita 0,50g a un tiempo de 70 minutos, para soluciones de 2, 5 y 10 ppm en fenol

Concentración inicial de fenol (ppm)	$[O_3]_o$ (ppm)	$[O_3]_f$ (ppm)	Fracción de ozono consumida	DQO (mgO_2/L)	% Conversión	Concentración final de fenol (ppm)
2	9656,25	5057,93	0,47	39,74	67,63	0,64
5	10681,22	5873,03	0,45	36,58	62,65	1,86
10	9436,52	5656,74	0,40	39,74	55,69	4,43

La combinación de ozono con 0,5 g de magnetita mejoró la velocidad de desaparición y mineralización obtenida con 0,25 g de catalizador (Figura 67), de allí que también se produjo una disminución de la concentración de los contaminantes a medida que transcurría el tiempo (aproximadamente a 50 minutos) según el Figura 68.

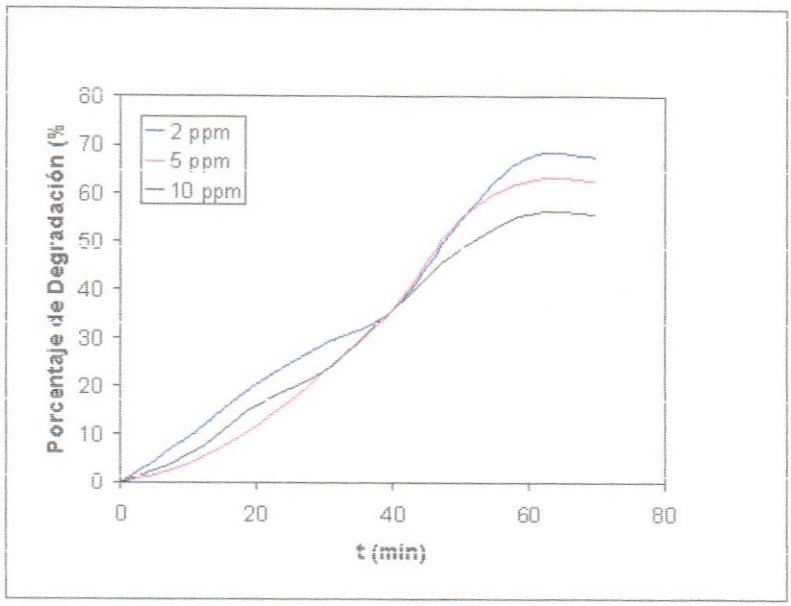

Figura 67. Degradación O_3/UV/Magnetita 0,50 g para 2, 5 y 10 ppm en fenol

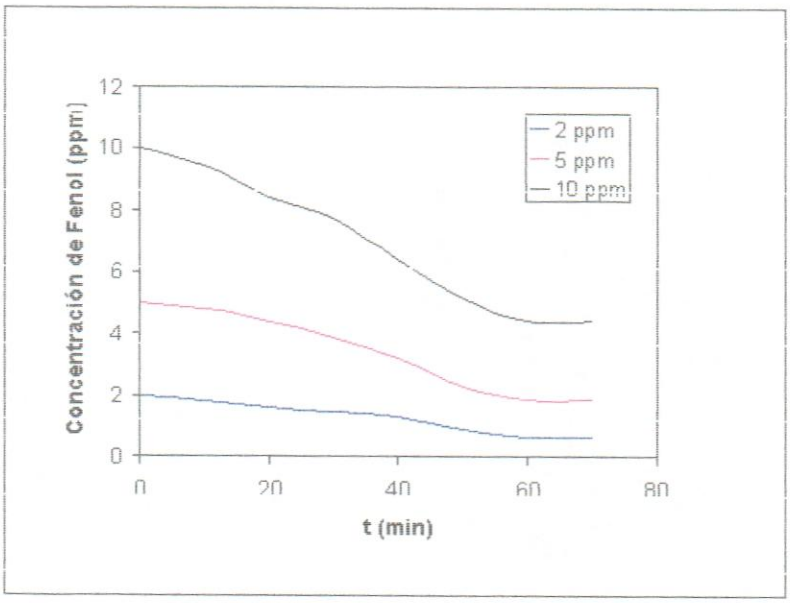

Figura 68. Concentración O_3/UV/Magnetita 0,50 g para 2, 5 y 10 ppm en fenol

Las soluciones de 2, 5 y 10 ppm, tras ser tratadas con 0,75 g de catalizador y luz ultravioleta; mostraron considerables aumentos de conversión comparándolos con las reacciones antes analizadas (Tabla 39). El incremento del catalizador promueve la formación de radicales hidroxilos en mayor proporción, lo que indica

mayores porcentajes de degradación (Figura 69) y por ende menor concentración final de contaminante (Figura 70).

Tabla 39. Parámetros de reactividad para el sistema de reacción O_3/UV/Magnetita 0,75g a un tiempo de 70 minutos, para soluciones de 2, 5 y 10 ppm en fenol

Concentración inicial de fenol (ppm)	$[O_3]_o$ (ppm)	$[O_3]_f$ (ppm)	Fracción de ozono consumida	DQO (mgO_2/L)	% Conversión	Concentración final de fenol (ppm)
2	9574,31	2795,83	0,70	28,46	92,14	0,15
5	9836,27	4152,10	0,57	26,79	87,48	0,62
10	11342,15	6231,90	0,45	34,98	83,02	1,69

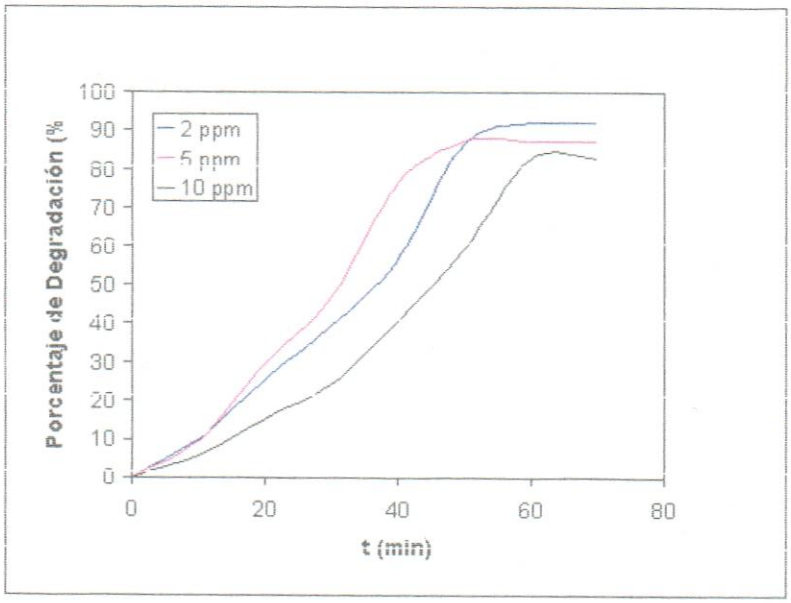

Figura 69. Degradación O_3/UV/Magnetita 0,75 g para 2, 5 y 10 ppm en fenol

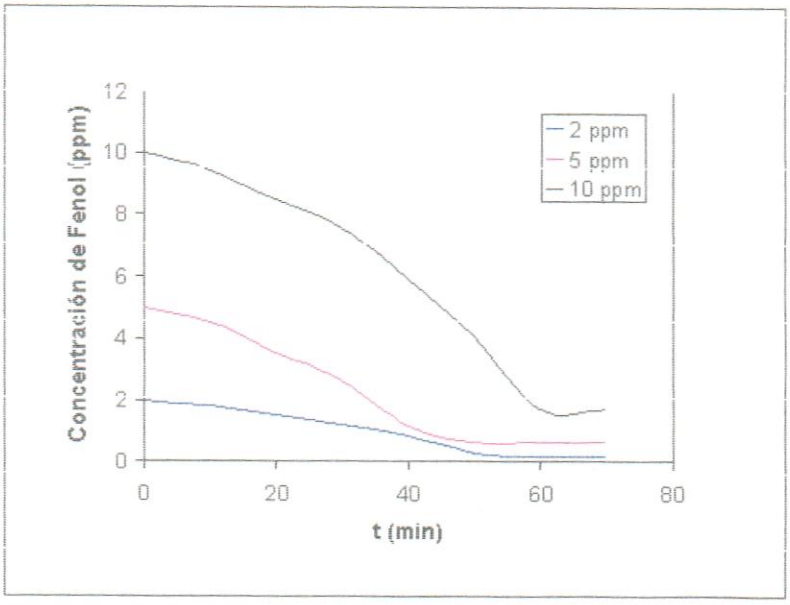

Figura 70. Concentración O_3 /UV/Magnetita 0,75 g para 2, 5 y 10 ppm en fenol

Manteniendo el comportamiento antes expresado, cuando se emplea 1,00 g de catalizador la degradación aumenta, al disminuir la concentración inicial de contaminante (Tabla 40).

Tabla 40. Parámetros de reactividad para el sistema de reacción O_3/UV/Magnetita 1,00g a un tiempo de 70 min, para soluciones de 2, 5 y 10 ppm en fenol

Concentración inicial de fenol (ppm)	$[O_3]_o$ (ppm)	$[O_3]_f$ (ppm)	Fracción de ozono consumida	DQO (mgO_2/L)	% Conversión	Concentración final de fenol (ppm)
2	9281,39	2618,04	0,71	30,11	94,59	0,10
5	9537,26	3632,53	0,61	26,79	88,15	0,59
10	9726,92	3928,93	0,59	33,37	76,03	2,39

La velocidad de degradación de los contaminantes mantienen relación entre sí, alcanzando sus máximos porcentajes alrededor de los 50 minutos de transcurridas las reacciones (Figura 71).

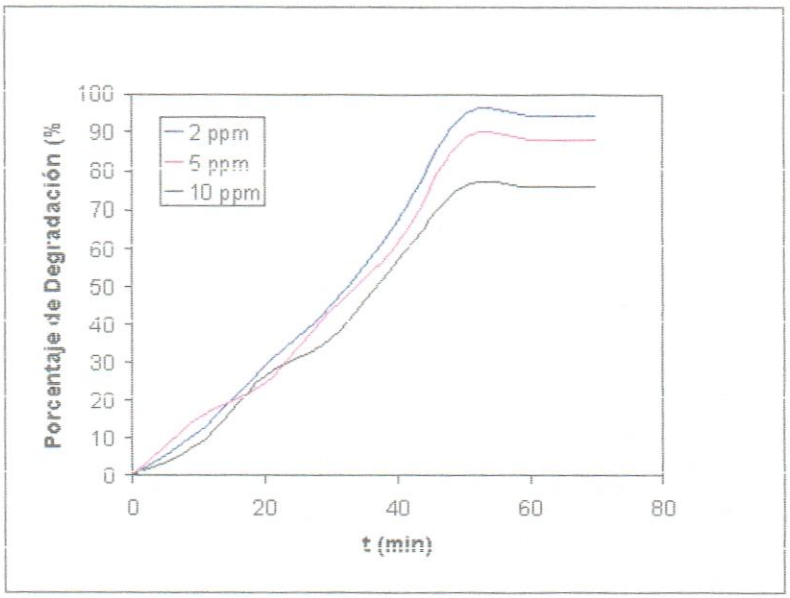

Figura 71. Degradación O_3/UV/Magnetita 1,00 g para 2, 5 y 10 ppm en fenol

Asimismo, las concentraciones de los contaminantes disminuyeron a medida que transcurrían las reacciones alcanzando valores de 0,10; 0,59 y 2,39 ppm para las soluciones que contenían inicialmente concentraciones de 2, 5 y 10 ppm respectivamente, según se representa en la Figura 72.

La evolución de las concentraciones en función del tiempo se ajustaron a una cinética de pseudo-primer orden y se estimaron los valores de las constantes cinéticas para los sistemas de reacción de 2, 5 y 10 ppm en fenol (Figura 73).

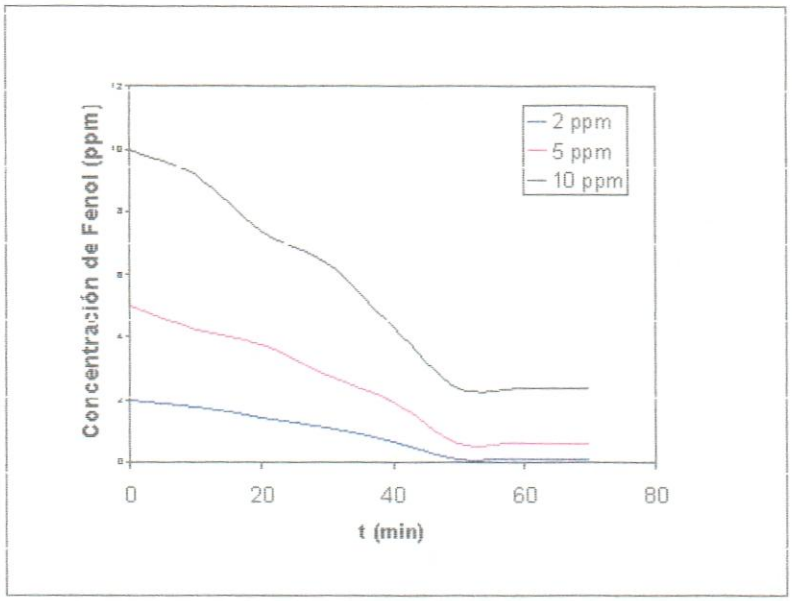

Figura 72. Concentración O_3 /UV/Magnetita 1,00 g para 2, 5 y 10 ppm en fenol

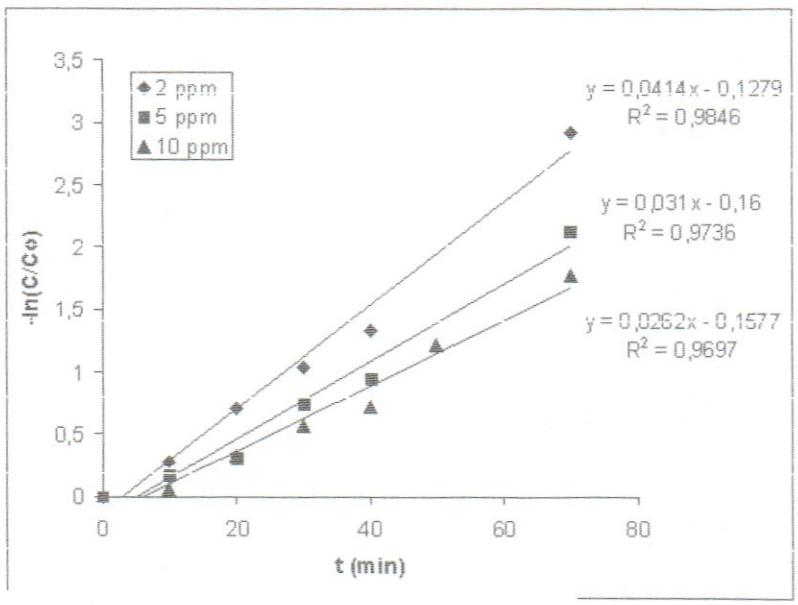

Figura 73. Estimación de la constante cinética de pseudo-primer orden para los sistemas O_3/UV/Magnetita 1,00 g para soluciones de 2 y 5 ppm en fenol, y O_3/UV/Magnetita 0,75 g para soluciones de 10 ppm en fenol

Tabla 41. Constantes cinéticas de pseudo-primer orden en función de la concentración inicial de fenol

Concentración inicial de fenol (ppm)	k (min^{-1})
2	0,041
5	0,031
10	0,026

En la Tabla 41 se observa que al aumentar la concentración de 2 ppm a 10 ppm se reduce a la mitad el valor de la constante cinética, lo que indica disminución de la velocidad de reacción a la mitad cuando la concentración de fenol es cinco veces mayor.

b. Influencia de la cantidad en masa de magnetita

Se han podido observar en todas las reacciones con magnetita y radiación ultravioleta una tendencia en la cual se produce una velocidad inicial de degradación muy rápida y luego la reacción se estabiliza (Figura 74, 75 y 76), lo que indica que estos sistemas se encuentran limitados por la concentración de hidroxilos en la fase acuosa y por analogía por el catalizador que se emplee.

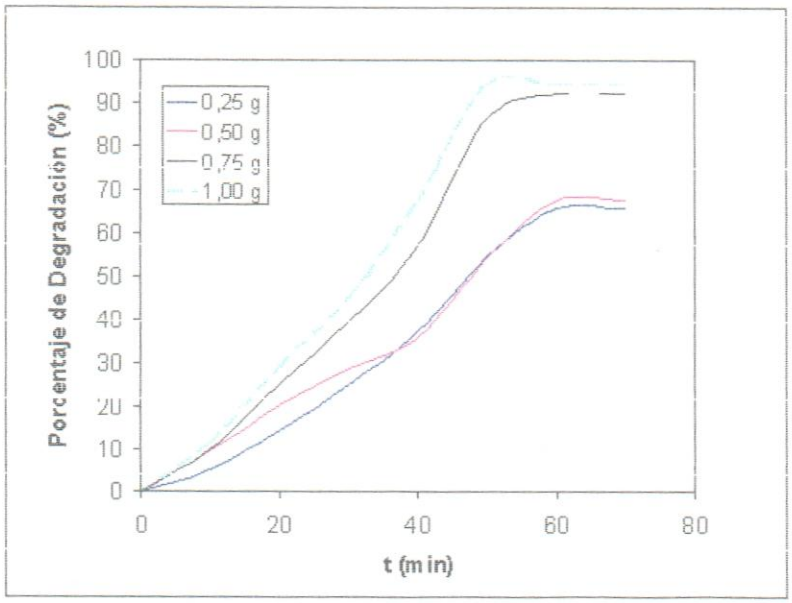

Figura 74. Reacciones del sistema O_3/UV/Magnetita 2 ppm para diferentes masas de catalizador

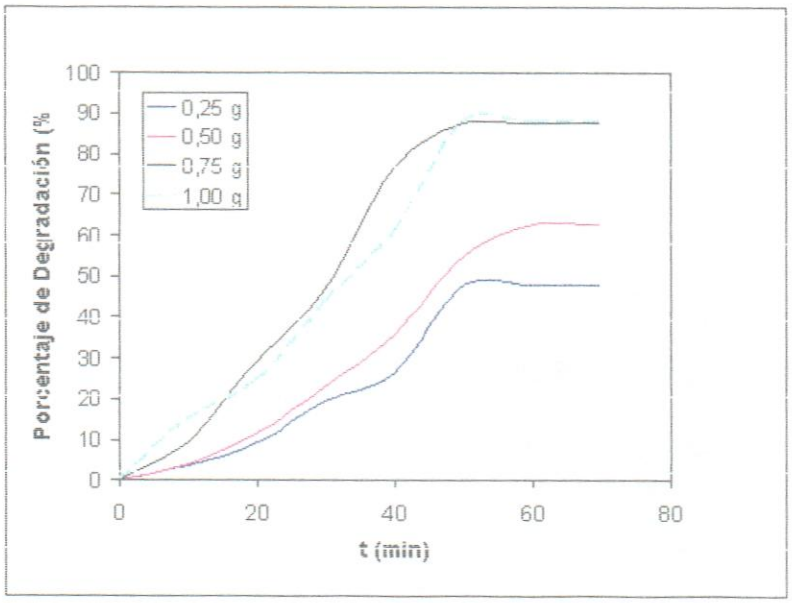

Figura 75. Reacciones del sistema O_3/UV/Magnetita 5 ppm para diferentes masas de catalizador

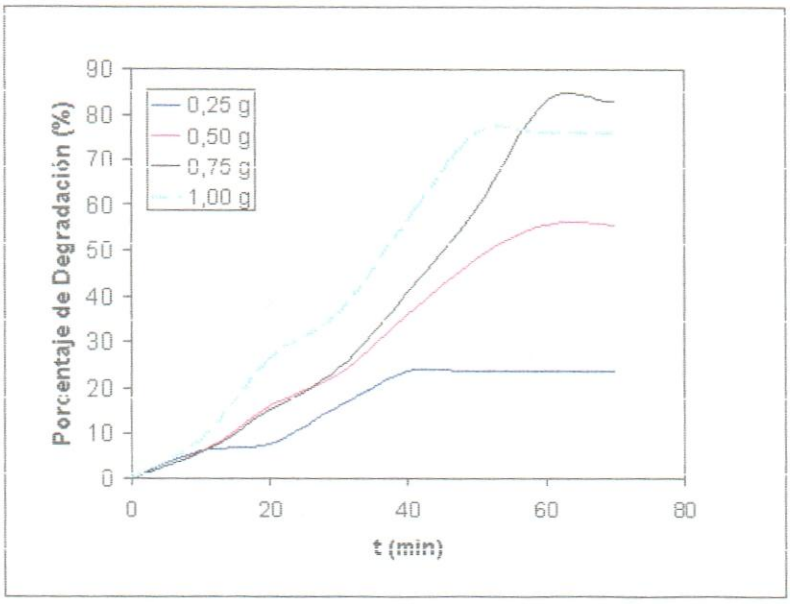

Figura 76. Reacciones del sistema O_3/UV/Magnetita 10 ppm para diferentes masas de catalizador

A pesar que las reacciones O_3/UV/Magnetita producen porcentajes de degradación importantes, el procedimiento es bastante lento en comparación con las reacciones en las cuales se emplea como catalizador hierro metálico. Una de las causas es la baja solubilidad del ozono en solución acuosa, pese a que la formación de radicales libres es constante durante todas las reacciones, este proceso tiene como paso inicial la transferencia de ozono a la fase acuosa, lo cual ocurre con bastante dificultad. Probablemente este hecho sea el causante de los bajos porcentajes de degradación en las soluciones de 2, 5 y 10 ppm al emplear pequeñas cantidades de catalizador; pero al incrementar éste, el ozono consumido es mayor y por tanto la conversión se ve favorecida (Tablas 42, 43 y 44).

Tabla 42. Parámetros de reactividad para el sistema de reacción O_3/UV/Magnetita a un tiempo de 70 minutos, para una solución de fenol de 2 ppm

Masa de Fe (g.) ± 0,01	$[O_3]_o$ (ppm)	$[O_3]_f$ (ppm)	Fracción de ozono consumida	DQO (mgO_2/L)	% Conversión	Concentración final de fenol (ppm)
0,25	9341,58	5157,21	0,44	36,17	65,50	0,68
0,50	9656,25	5057,93	0,47	39,74	67,63	0,64
0,75	9574,31	2795,83	0,70	28,46	92,14	0,15
1,00	9281,39	2618,04	0,71	30,11	94,59	0,10

Tabla 43. Parámetros de reactividad para el sistema de reacción O_3/UV/Magnetita a un tiempo de 70 minutos, para una solución de fenol de 5 ppm

Masa de Fe (g.) ± 0,01	$[O_3]_o$ (ppm)	$[O_3]_f$ (ppm)	Fracción de ozono consumida	DQO (mgO_2/L)	% Conversión	Concentración final de fenol (ppm)
0,25	10526,16	6825,31	0,35	44,39	47,66	2,61
0,50	10681,22	5873,03	0,45	36,58	62,65	1,86
0,75	9836,27	4152,10	0,57	26,79	87,48	0,62
1,00	9537,26	3632,53	0,61	26,79	88,15	0,59

Tabla 44. Parámetros de reactividad para el sistema de reacción O_3/UV/Magnetita a un tiempo de 70 minutos, para una solución de fenol de 10 ppm

Masa de Fe (g.) ± 0,01	$[O_3]_o$ (ppm)	$[O_3]_f$ (ppm)	Fracción de ozono consumida	DQO (mgO_2/L)	% Conversión	Concentración final de fenol (ppm)
0,25	9187,76	7516,04	0,18	66,10	23,58	7,64
0,50	9436,52	5656,74	0,40	39,74	55,69	4,43
0,75	11342,15	6231,90	0,45	34,98	83,02	1,69
1,00	9726,92	3928,93	0,59	33,37	76,03	2,39

El mecanismo por el que transcurren las reacciones con magnetitas, parece establecido por radicales libres. Los óxidos metálicos son capaces de iniciar la formación de estos radicales libres, que pueden ser tanto de un grupo fenólico como de un hidroxilo. La oxidación del grupo aromático puede comenzar por la activación de la molécula de ozono y el ozono puede participar en la reacción

como una especie adsorbida en la superficie del catalizador o desde la estructura del óxido metálico (Santos, 2002).

7. Ozonación combinada con catalizadores de hierro(II) soportado sobre carbón activado (O_3/Fe(II)-C) en soluciones acuosas de fenol

La búsqueda de nuevos catalizadores que incrementen la eficacia del proceso de ozonación de compuestos orgánicos tóxicos es, un campo de gran interés ambiental e industrial. En la actualidad, se ha observado que la adición de óxidos metálicos y catalizadores metálicos soportados sobre carbón activado, entre otros catalizadores sólidos, favorecen el proceso de ozonación aunque, se desconocen las reacciones por las que transcurre el mecanismo químico superficial que tiene lugar durante el proceso de ozonación, la influencia de las variables operacionales y las propiedades del catalizador que intervienen es este proceso catalítico.

El carbón activado es un material de carbón que se prepara en la industria para que tenga una elevada superficie interna y así poder adsorber (retener sobre su superficie) una gran cantidad de compuestos muy diversos, tanto en fase gaseosa como en disolución. Son dos las características fundamentales en las que se basan las aplicaciones del carbón activado: elevada capacidad y baja selectividad de retención. La elevada capacidad de eliminación de sustancias se debe a la alta superficie interna que posee, si bien porosidad y distribución de tamaño de poros juegan un papel importante. En general, los microporos (tamaño inferior a 2nm) le confieren la elevada superficie y capacidad de retención, mientras que los mesoporos (tamaño comprendido entre 2-50nm) y macroporos (tamaño>50nm) son necesarios para retener moléculas de gran tamaño, como pueden ser colorantes o coloides, y para favorecer el acceso y la rápida difusión de las moléculas a la superficie interna del sólido (Bansal, 1998).

Por ello, se estudió el papel que desempeña el carbón activado en los sistemas de reacción basado en el uso conjunto de ozono, Fe(II) y carbón activado. Para ello se estudió el proceso de ozonación de fenoles, en presencia de nitrato de hierro ($Fe(NO_3)_2\ 9H_2O$)) soportado sobre carbón activado.

Las condiciones de trabajo y los resultados obtenidos en los sistemas de ozonación con estos catalizadores, para soluciones de 2, 5 y 10 ppm en fenol, se muestran en el Anexo A, tablas A.1.7.1 a A.1.7.36.

a. Estudio de degradación

En la primera experiencia, la aplicación de ozono produjo efectos poco significativos en la disminución de la materia orgánica, en comparación con los sistemas donde se empleó hierro metálico como catalizador, tal como se muestra en la Tabla 45.

A medida que se incrementa el porcentaje de hierro en el catalizador, los porcentajes de degradación aumentan. Sin embargo, al analizar los resultados obtenidos cuando se emplea una cantidad dada de hierro a diferentes concentraciones se observa que el porcentaje de degradación no es directamente proporcional a la fracción de ozono consumido; por tanto, este aumento de radicales no se traduce en un aumento de la velocidad de eliminación. Esto podría sugerir que la principal vía de actuación del ozono sería la directa a través del ozono molecular; debido a los experimentos hechos en presencia de secuestrantes de radicales (ver sección F) y de la bibliografía consultada. Este fenómeno también fue encontrado por Contreras y col. en sus investigaciones.

Tabla 45. Parámetros de reactividad para el sistema de reacción O_3/Fe(II)-C 0,50 g a un tiempo de 70 minutos, para soluciones de 2, 5 y 10 ppm en fenol

Porcentaje de hierro (%)	Concentración inicial de fenol (ppm)	$[O_3]_o$ (ppm)	$[O_3]_f$ (ppm)	Fracción de ozono consumida	DQO (mgO_2/L)	% Conversión	Concentración final de fenol (ppm)
0,25	2	10572,31	7037,29	0,33	36,27	26,74	1,46
	5	9254,82	4132,74	0,55	26,54	43,51	2,82
	10	9658,71	5063,37	0,47	24,13	49,82	5,01
0,50	2	9436,04	5992,02	0,36	30,00	32,22	1,35
	5	9554,71	4172,94	0,56	32,00	46,84	2,65
	10	9729,36	4962,10	0,48	23,59	52,83	4,71
0,75	2	9789,52	6019,23	0,38	27,59	34,96	1,30
	5	9138,27	3714,64	0,59	21,04	55,91	2,20
	10	9421,60	4941,64	0,47	22,59	52,97	4,70
1,00	2	9436,83	5634,01	0,40	29,86	43,64	1,12
	5	10933,12	5028,52	0,54	24,27	52,74	2,36
	10	11212,85	5383,02	0,51	20,95	63,79	3,62

El carbón activado empleado para estos experimentos es marca Norit, el cuál posee una acentuada macroporosidad (comparado con otros carbones activados) que reduce los problemas difusionales y facilita el acceso del ozono a los sitios activos superficiales; mientras que los grupos básicos oxigenados (cromeno y pirona) y el sistema de electrones π deslocalizados presentes en los planos básales del carbón activado (responsables ambos de las propiedades básicas del carbón activado) podrían actuar como centros catalíticos de reacción (Sánchez-Polo, 2003).

Al analizar la reacción O_3/Fe(II)-C 0,5g/0,25 %, se evidencia que a 10 ppm la velocidad de reacción va incrementándose a medida que transcurre el tiempo, dicho cambio se produce a 5 ppm y 2 ppm, pero en menor grado en este orden, respectivamente, según se ilustra en la Figura 77.

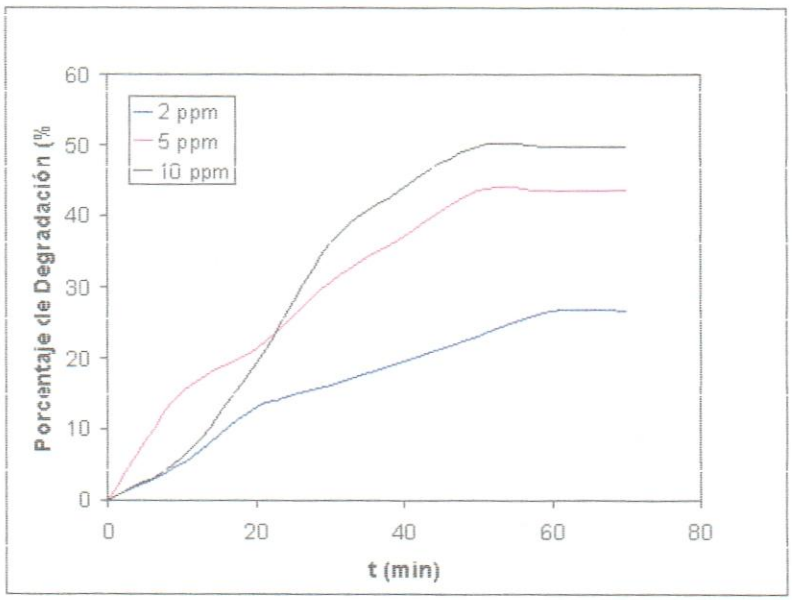

Figura 77. Degradación O_3/Fe(II)-C 0,5g/0,25 % para soluciones de 2, 5 y 10 ppm en fenol

La reducción de las concentraciones del contaminante durante la ozonación puede ser debida a la contribución simultánea de dos procesos: (i) transformación de la materia orgánica en CO_2, debido a la generación de especies altamente reactivas provocada por la presencia del carbón activado y (ii) adsorción de los subproductos de ozonación del fenol en el carbón activado. Al determinar la contribución de los procesos al proceso global de eliminación de materia orgánica se observó que, después de 40 minutos de tratamiento, el sistema que presentó

mayor mineralización fue el que empleo la solución de 10 ppm en fenol en la Figura 78.

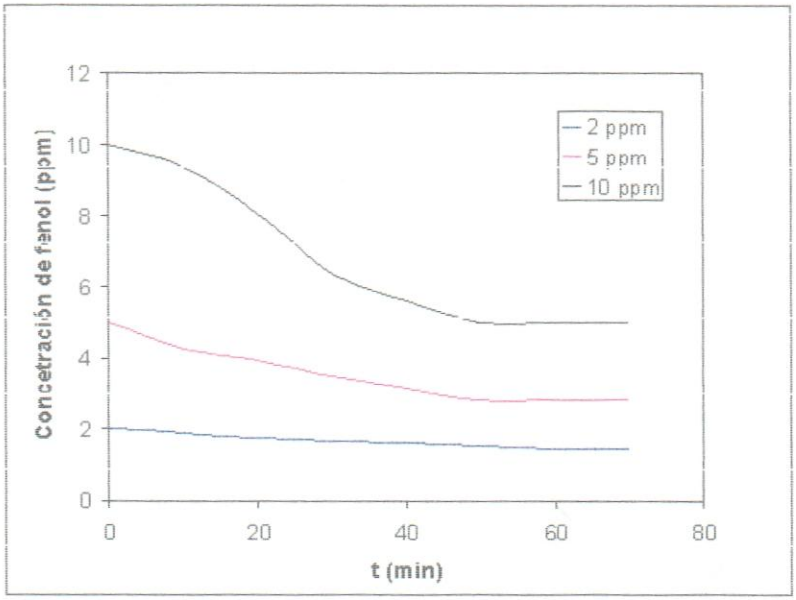

Figura 78. Concentración O_3/Fe(II)-C 0,5g/0,25 % para soluciones de 2, 5 y 10 ppm en fenol

Las mismas tendencias antes señaladas se observan en los sistemas de reacción que emplean entre 0,50 % y 1,00 % de catalizador, según en los Figuras B.1.1. a B.1.6., del Anexo B. Así mismo, se aprecia que a medida que el porcentaje de hierro en el catalizador se incrementa, el porcentaje de degradación aumenta y por tanto, la concentración del contaminante disminuye.

Los resultados mostrados en la Tabla 46 indican que, para una cantidad fija de activo (Fe^{2+}) dentro del catalizador, el porcentaje de conversión aumenta a medida que la concentración inicial del contaminante aumenta. A sí mismo, la degradación también se ve favorecida al aumentar el porcentaje de hierro dentro del catalizador; debido a que la formación de radicales libres aumenta.

Tabla 46. Parámetros de reactividad para el sistema de reacción O_3/Fe(II)-C 1,00 g a un tiempo de 70 minutos, para soluciones de 2, 5 y 10 ppm en fenol

Porcentaje de hierro (%)	Concentración inicial de fenol (ppm)	$[O_3]_o$ (ppm)	$[O_3]_f$ (ppm)	Fracción de ozono consumida	DQO (mgO_2/L)	% Conversión	Concentración final de fenol (ppm)
0,25	2	10113,38	6071,65	0,39	33,36	41,25	1,17
	5	10236,70	4958,95	0,51	24,63	58,06	2,09
	10	9284,51	4328,60	0,53	22,04	66,65	3,33
0,50	2	9186,72	5130,57	0,44	23,27	46,92	1,06
	5	9251,36	4136,73	0,55	20,13	60,82	1,95
	10	9439,39	4042,71	0,57	18,18	68,22	3,17
0,75	2	9859,78	4872,61	0,50	26,18	54,54	0,90
	5	9120,48	3751,90	0,58	22,59	64,35	1,78
	10	10236,15	3862,58	0,62	17,27	74,69	2,53
1,00	2	9551,27	4394,86	0,53	24,27	61,88	0,76
	5	10132,66	3972,00	0,60	22,59	65,40	1,72
	10	10326,12	3371,05	0,67	19,50	76,62	2,33

Estos resultados se ilustran en las Figuras 79 y 80, donde se observan claramente el aumento de degradación a medida que transcurre el tiempo, hasta alcanzar los máximos porcentajes entre 40 y 50 minutos, y disminución de las concentraciones iniciales de contaminantes (2, 5 y 10 ppm) hasta 1,17; 2,09 y 3,33 ppm, respectivamente.

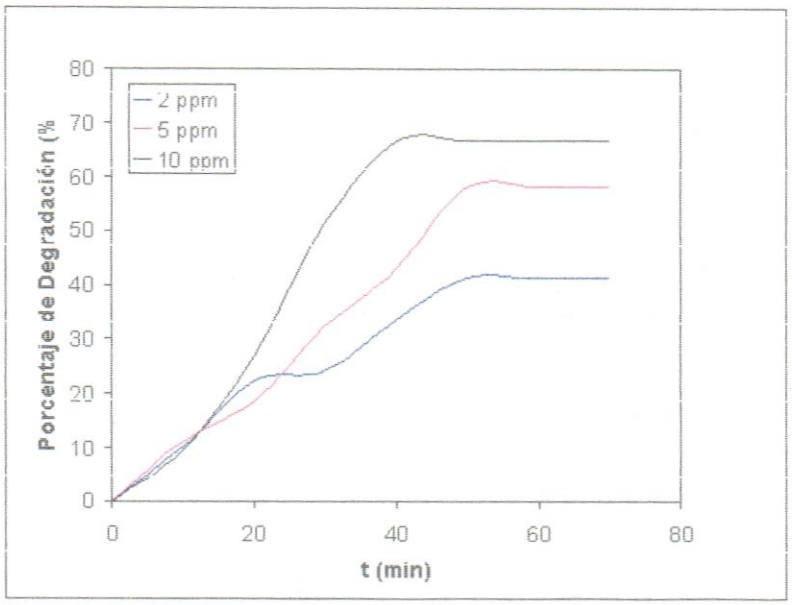

Figura 79. Degradación O_3/Fe(II)-C 1,00g/0,25 % para soluciones de 2, 5 y 10 ppm en fenol

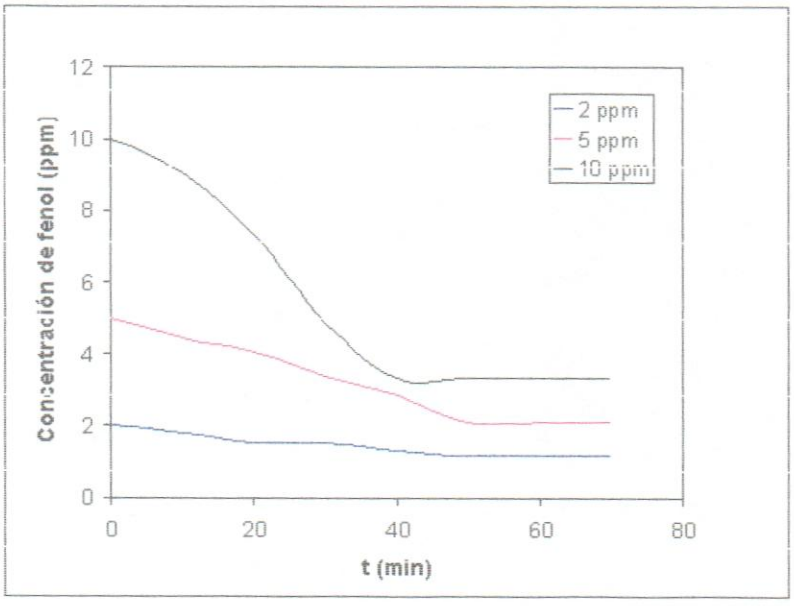

Figura 80. Concentración O_3/Fe(II)-C 1,00g/0,25 % para soluciones de 2, 5 y 10 ppm en fenol

El mismo comportamiento es seguido por los sistemas de reacción que emplean mayores cantidades de hierro dentro del catalizador (Ver Anexo B, Tablas B.1.7 a

B.1.8). Además de incrementar la masa del catalizador a 1,00g, la degradación es mayor a la presentada cuando se emplean 0,5 g de catalizador.

Cuando se emplean 2,00 g de catalizador los porcentajes de degradación se incrementan aproximadamente 10 % por encima de las reacciones donde se emplea 1,00 g de catalizador (Tabla 47).

Tabla 47. Parámetros de reactividad para el sistema de reacción O_3/Fe(II)-C 2,00 g a un tiempo de 70 minutos, para soluciones de 2, 5 y 10 ppm en fenol

Porcentaje de hierro (%)	Concentración inicial de fenol (ppm)	$[O_3]_o$ (ppm)	$[O_3]_f$ (ppm)	Fracción de ozono consumida	DQO (mgO_2/L)	% Conversión	Concentración final de fenol (ppm)
0,25	2	11329,56	4838,53	0,57	21,18	63,46	0,73
	5	9327,82	3462,05	0,62	16,95	69,51	1,52
	10	9128,510	2828,520	0,69	18,863	78,27	2,17
0,50	2	9725,36	3842,17	0,60	25,45	66,62	0,66
	5	9751,24	3763,52	0,61	21,50	67,27	1,63
	10	9326,18	2973,590	0,68	16,95	76,26	2,37
0,75	2	9531,53	3657,19	0,61	22,18	68,64	0,62
	5	9806,18	3173,12	0,67	18,95	72,60	1,36
	10	9130,33	2516,340	0,72	18,09	81,83	1,81
1,00	2	12822,37	6234,64	0,51	21,22	68,42	0,63
	5	9524,78	3036,63	0,68	16,09	73,31	1,33
	10	9548,52	2458,41	0,74	15,81	82,22	1,77

La disminución del porcentaje de hierro dentro del catalizador, provocó una disminución del poder reductor del carbón activado reduciéndose, de esta forma, la concentración de radicales hidroxilos y por tanto obteniendo menores conversiones de los contaminantes (Figuras 81 y 82).

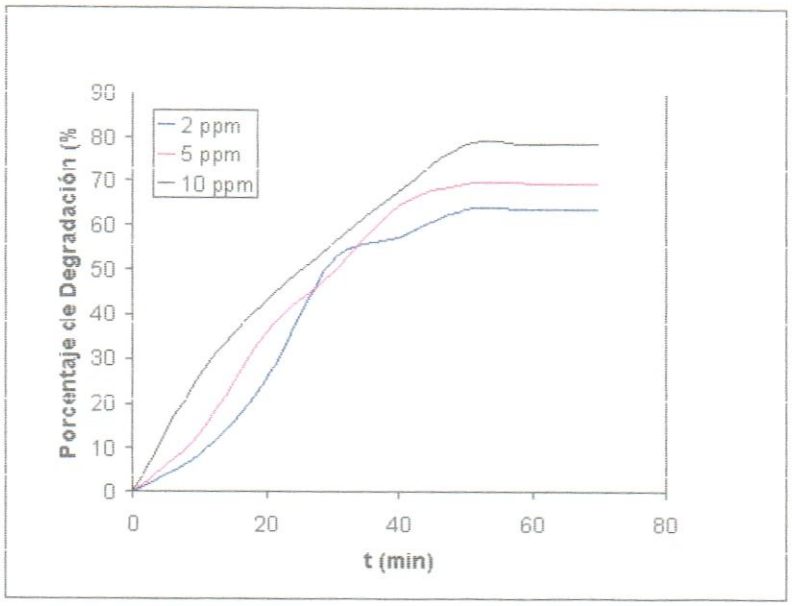

Figura 81. Degradación O_3/Fe(II)-C 2,00g/0,25 % para soluciones de 2, 5 y 10 ppm en fenol

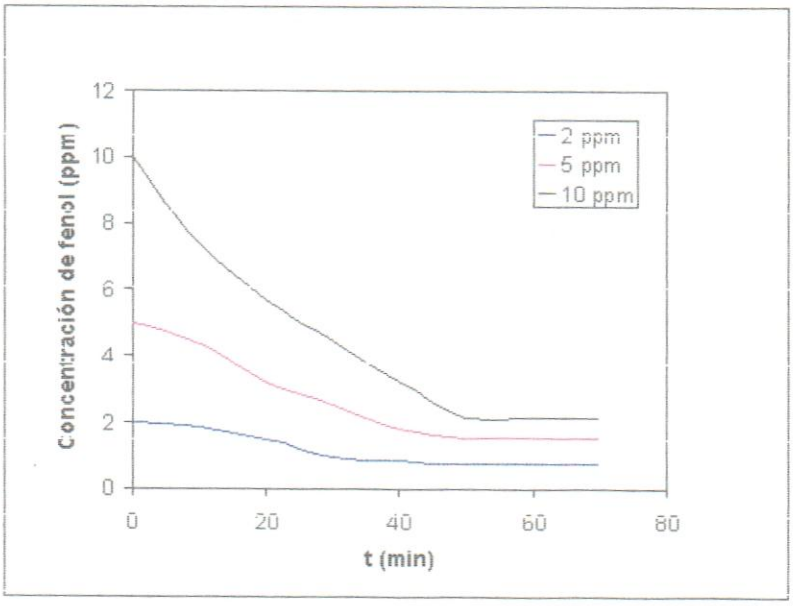

Figura 82. Concentración O_3/Fe(II)-C 2,00g/0,25 % para soluciones de 2, 5 y 10 ppm en fenol

Al igual que en los casos anteriores, la cinética de estas reacción se ajustaron a una reacción de pseudo-primer orden (Figura 83), donde la constante cinética

arrojo los valores mayores cuando se emplearon soluciones con 10 ppm de soluciones de fenol (Ver Tabla 48).

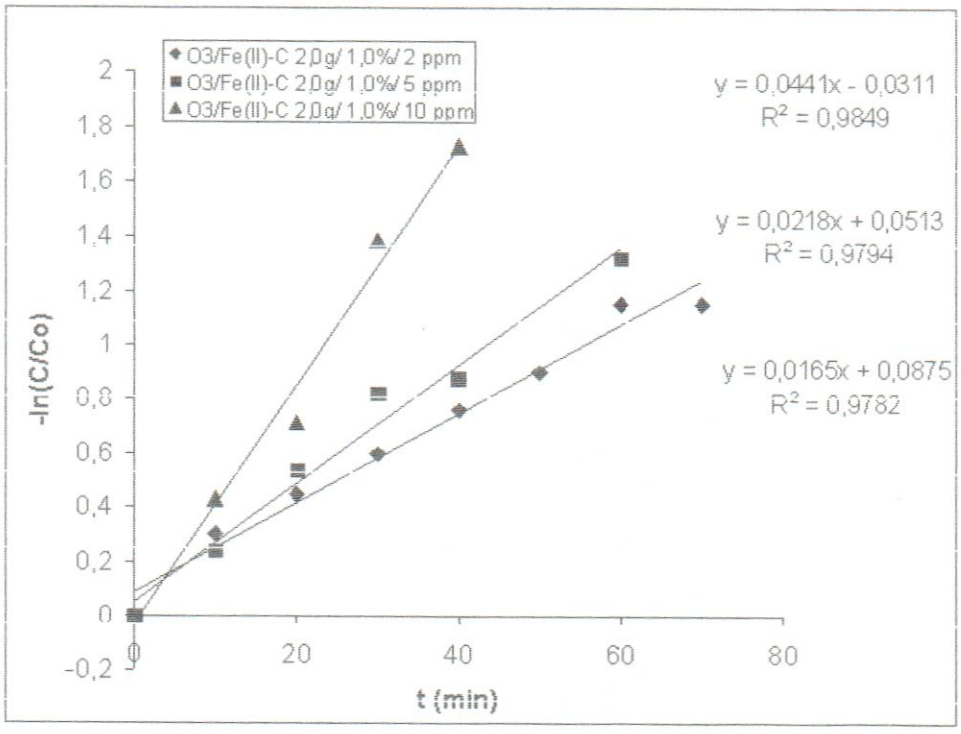

Figura 63. Estimación de la constante cinética de pseudo-primer orden para los sistemas O_3/Fe(II)-C 2,00 g/ 1,0% para soluciones de 2, 5 y 10 ppm en fenol

Tabla 48. Constantes cinéticas de pseudo-primer orden en función de la concentración inicial de fenol para los sistemas O_3/Fe(II)-C 2,00 g/ 1,0%

Concentración inicial de fenol (ppm)	k (min^{-1})
2	0,0165
5	0,0218
10	0,0441

b. Influencia del porcentaje de hierro en el catalizador

Se analizó el papel de la especie activa (Fe^{2+}) presente en el carbón activado durante el proceso ozonación de fenol. En todos los casos mostrados en la Tabla 49, se observó que a mayor porcentaje de hierro presente en el catalizador, mayor es el porcentaje de degradación del fenol. Por otro lado, la relación existente entre la fracción de ozono consumido y la degradación no esta del todo claro, ya que en algunos casos no es directamente proporcional.

Tabla 49. Parámetros de reactividad para el sistema de reacción O_3/Fe(II)-C 0,50g a un tiempo de 70 minutos, para una solución de fenol de 2, 5 y 10 ppm

Concentración (ppm)	Porcentaje de Fe (%)	$[O_3]_o$ (ppm)	$[O_3]_f$ (ppm)	Fracción de ozono consumida	DQO (mgO_2/L)	% Conversión	Concentración final de fenol (ppm)
2	0,25	10572,31	7037,29	0,33	36,27	26,74	1,46
	0,50	9438,64	5992,02	0,36	30,00	32,22	1,35
	0,75	9789,52	6019,23	0,38	27,59	34,96	1,30
	1,00	9436,83	5634,01	0,40	29,86	43,64	1,12
5	0,25	9254,82	4132,74	0,55	26,54	43,51	2,82
	0,50	9554,71	4172,94	0,56	32,00	46,84	2,65
	0,75	9138,27	3714,64	0,59	21,04	55,91	2,20
	1,00	10933,12	5028,52	0,54	24,27	52,74	2,36
10	0,25	9658,71	5063,37	0,47	24,13	49,82	5,01
	0,50	9729,36	4962,10	0,48	23,59	52,83	4,71
	0,75	9421,60	4941,64	0,47	22,59	52,97	4,70
	1,00	11212,85	5383,02	0,51	20,95	63,79	3,62

Al variar los porcentajes de hierro cuando se emplean 0,5g de catalizador en los procesos de ozonación de fenol, se observa en la Figura 84 que la velocidades de reacción en los sistemas con 0,25; 0,50 y 0,75% de hierro son aproximadamente

iguales, pero a medida que transcurren el tiempo, estas velocidades van disminuyendo hasta estabilizarse, indicando que ya han alcanzado sus máximos porcentajes de degradación. Por otro lado, cuando se utiliza 1,00 % de hierro se aprecia que la velocidad de la reacción es mayor que las presentadas en los otros sistemas, lo que trae consigo un mayor porcentaje de degradación. Con el aumento de la masa total del catalizador aumenta su área específica, y si se mantiene la masa de hierro constantes se hace cada vez más fácil que las moléculas penetren los poros del carbón activado.

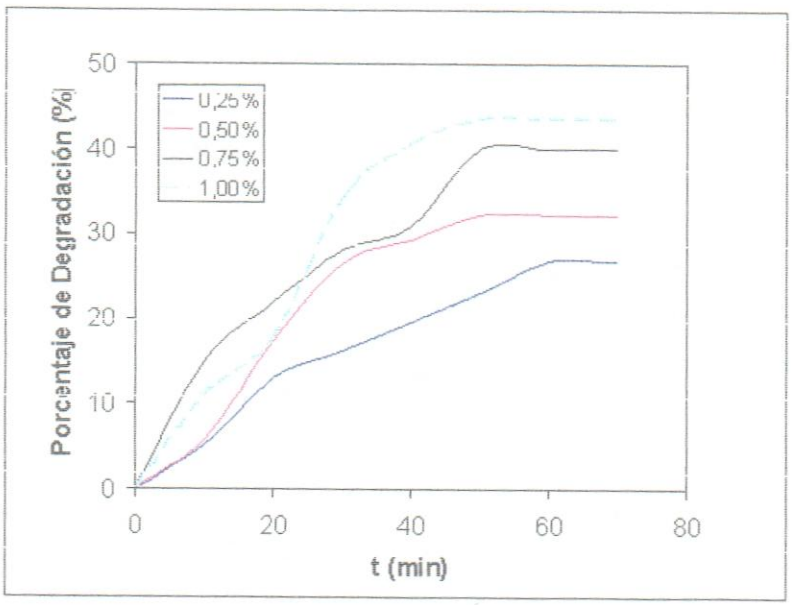

Figura 84. Reacciones para el sistema O_3/Fe(II)-C 0,5g/ 2 ppm con diferentes porcentajes de hierro dentro del catalizador

Al observar las Figuras 85 y 86, se encuentra la misma tendencia apreciada en el sistema de reacción con 2 ppm en fenol, pero las diferencias en las velocidades de reacción son más pequeñas a medida que se aumenta la concentración de fenol en las reacciones.

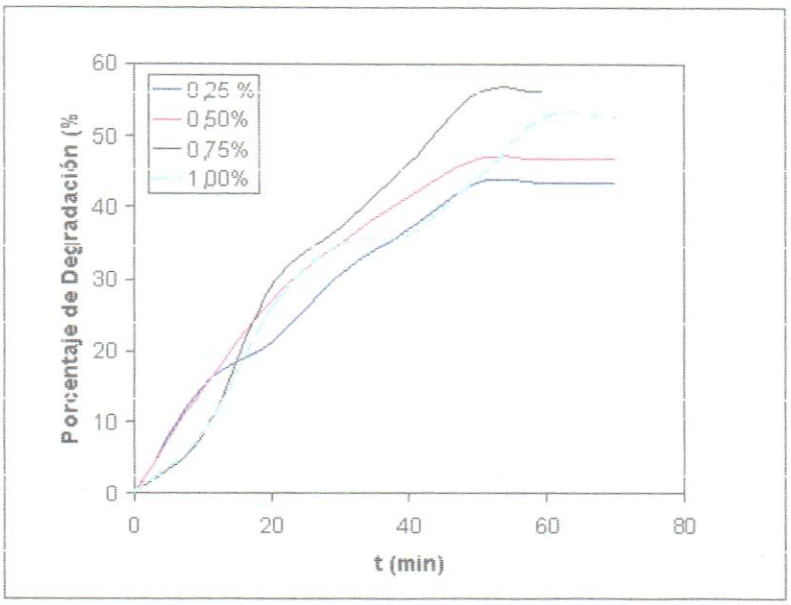

Figura 85. Reacciones para los sistemas O_3/Fe(II)-C 0,5g/ 5 ppm con diferentes porcentajes de hierro dentro del catalizador

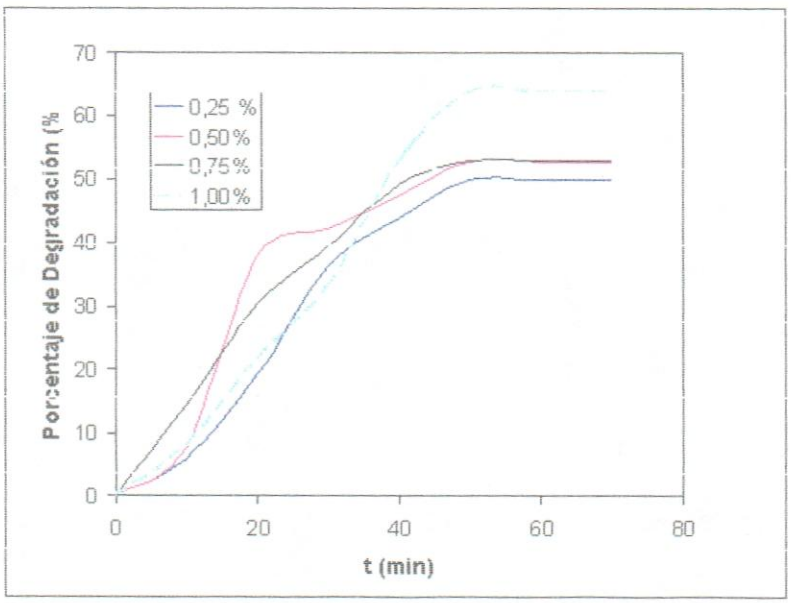

Figura 86.Reacciones para los O_3/Fe(II)-C 0,5g/ 10 ppm con diferentes porcentajes de hierro dentro del catalizador

Cuando se aumenta la masa del catalizador a 1,00 g, se observa el mismo comportamiento obtenido en los sistemas anteriores, donde se produce un incremento de la degradación, que conlleva a una disminución de la concentración de contaminante a medida que se aumenta la proporción de hierro en el catalizador y la concentración inicial de fenol (Ver Tabla 50).

Tabla 50. Parámetros de reactividad para el sistema de reacción O_3/Fe(II)-C 1,00g a un tiempo de 70 minutos, para una solución de fenol de 2, 5 y 10 ppm

Concentración (ppm)	Porcentaje de Fe (%)	$[O_3]_o$ (ppm)	$[O_3]_f$ (ppm)	Fracción de ozono consumida	DQO (mgO_2/L)	% Conversión	Concentración final de fenol (ppm)
2	0,25	10113,38	6071,65	0,39	33,36	41,25	1,17
	0,50	9186,72	5130,57	0,44	23,27	46,92	1,06
	0,75	9859,78	4872,61	0,50	26,18	54,54	0,90
	1,00	9551,27	4394,86	0,53	24,27	61,88	0,76
5	0,25	10236,70	4958,95	0,51	24,63	58,06	2,09
	0,50	9251,36	4136,73	0,55	20,13	60,82	1,95
	0,75	9120,48	3751,90	0,58	22,59	64,35	1,78
	1,00	10132,66	3972,00	0,60	22,59	65,40	1,72
10	0,25	9284,51	4328,60	0,53	22,04	66,65	3,33
	0,50	9439,39	4042,71	0,57	18,18	68,22	3,17
	0,75	10236,15	3862,58	0,62	17,27	74,69	2,53
	1,00	10326,12	3371,05	0,67	19,50	76,62	2,33

En la Figura 87 se observa que durante un cierto tiempo la reacción de oxidación de fenol se produce a una velocidad baja, comparando con las reacciones mostradas en los Figura 88 y 89, donde a un menor tiempo (30 minutos) se produce mayor degradación del contaminante. Además los Figuras muestran

plateaus (mesetas), que sugieren cambios de reactividad de los sistemas, como se ha mencionado con anterioridad, probablemente debidos a la formación de intermediarios más reactivos que el fenol.

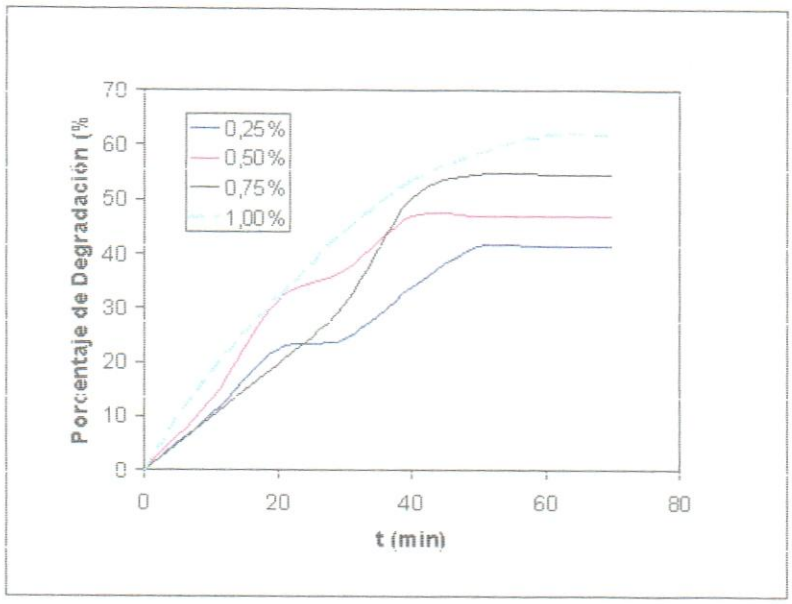

Figura 67. Reacciones de los sistemas O_3/Fe(II)-C 1,0g/ 2 ppm con diferentes porcentajes de hierro dentro del catalizador

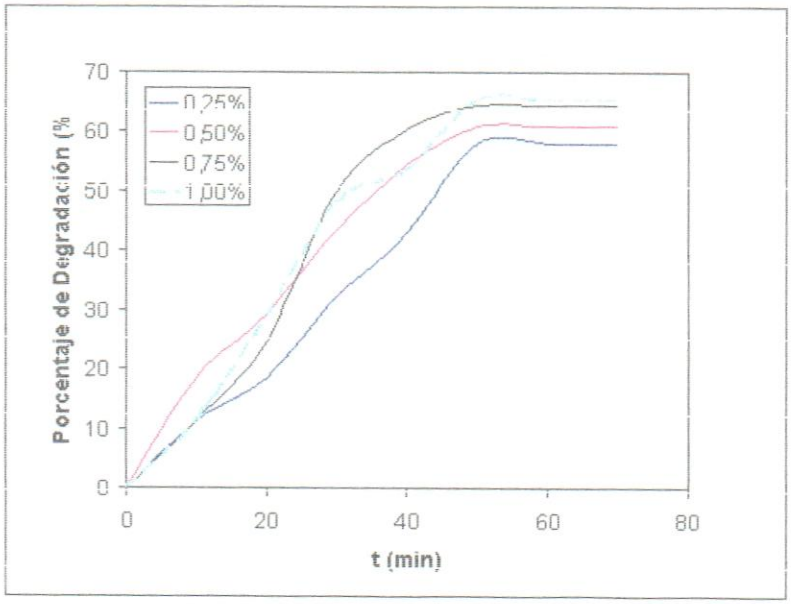

Figura 68. Reacciones de los sistemas O_3/Fe(II)-C 1,0g/ 5 ppm con diferentes porcentajes de hierro dentro del catalizador

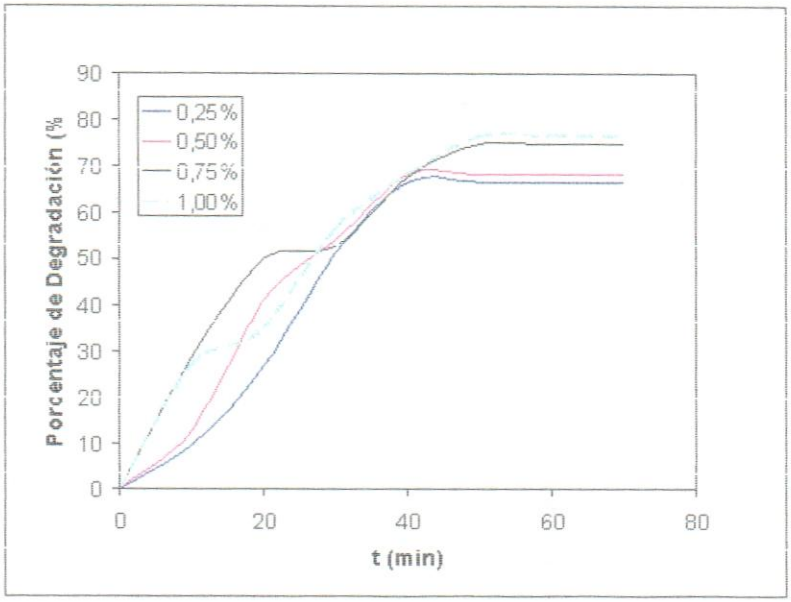

Figura 89. Reacciones de los sistemas O_3/Fe(II)-C 1,0g/ 10 ppm. con diferentes porcentajes de hierro dentro del catalizador

Cuando se analiza la variación del porcentaje de hierro para 2,00 g de catalizador, se observa que la fracción de ozono consumido permanece prácticamente constante generando porcentajes de degradación muy cercanos entre sí, cuando se considera cualquiera de las concentraciones iniciales de contaminante (Tabla 51).

La velocidad de oxidación de los contaminantes en los sistemas de reacción empleando 2,0 g de catalizador para 2, 5 y 10 ppm en fenol, aumenta hasta alcanzar entre 40 y 50 minutos, donde alcanzan los máximos porcentajes de degradación y ya no es transformada más materia orgánica en CO_2, H_2O y sales. Dicho fenómeno se evidencia en las Figuras 90, 91 y 91, además de observar la presencia de los *plateaus*, a los cuales se hace mención en apartados anteriores.

Tabla 51. Parámetros de reactividad para el sistema de reacción O_3/Fe(II)-C 2,00g a un tiempo de 70 minutos, para una solución de fenol de 2, 5 y 10 ppm

Concentración (ppm)	Porcentaje de Fe (%)	$[O_3]_o$ (ppm)	$[O_3]_f$ (ppm)	Fracción de ozono consumida	DQO (mgO_2/L)	% Conversión	Concentración final de fenol (ppm)
2	0,25	11329,56	4838,53	0,57	21,18	63,46	0,73
	0,50	9725,36	3842,17	0,60	25,45	66,62	0,66
	0,75	9531,53	3657,19	0,61	22,18	68,64	0,62
	1,00	12822,37	6234,64	0,51	21,22	68,42	0,63
5	0,25	9327,82	3462,05	0,62	16,95	69,51	1,52
	0,50	9751,24	3763,52	0,61	21,50	67,27	1,63
	0,75	9806,18	3173,12	0,67	18,95	72,60	1,36
	1,00	9524,78	3036,63	0,68	16,09	73,31	1,33
10	0,25	9126,51	2828,52	0,69	18,66	78,27	2,17
	0,50	9326,48	2973,59	0,68	16,95	76,26	2,37
	0,75	9130,33	2516,34	0,72	18,09	81,83	1,81
	1,00	9548,52	2458,41	0,74	15,81	82,22	1,77

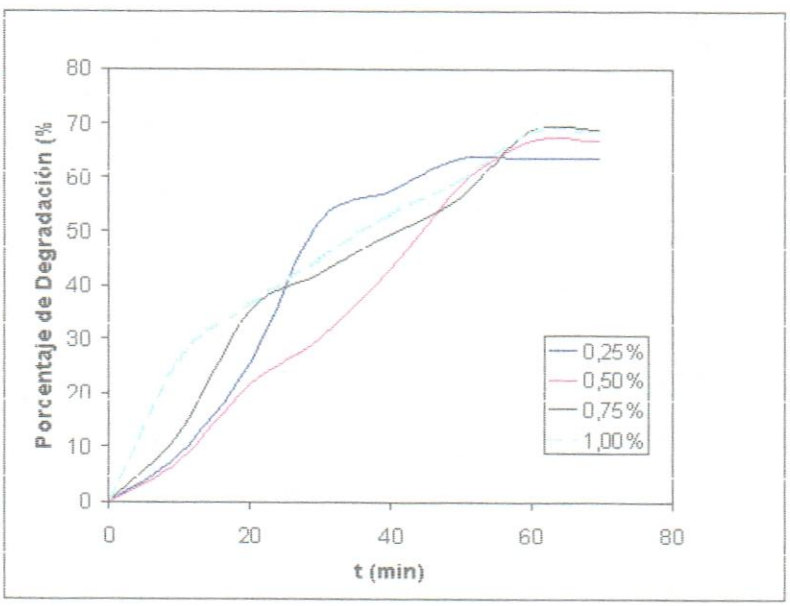

Figura 90. Reacciones de los sistemas O_3/Fe(II)-C 2,0g/ 2 ppm con diferentes porcentajes de hierro dentro del catalizador

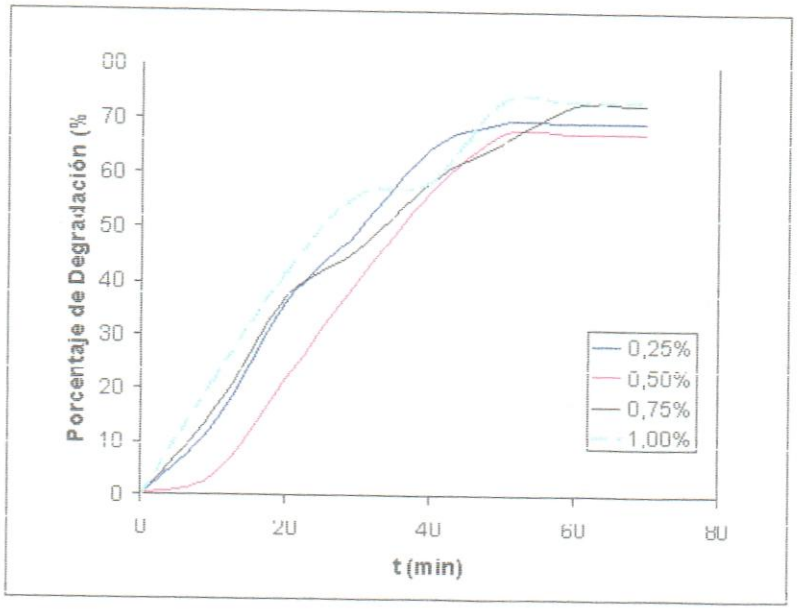

Figura 91. Reacciones de los sistemas O_3/Fe(II)-C 2,0g/ 5 ppm con diferentes masas de catalizador

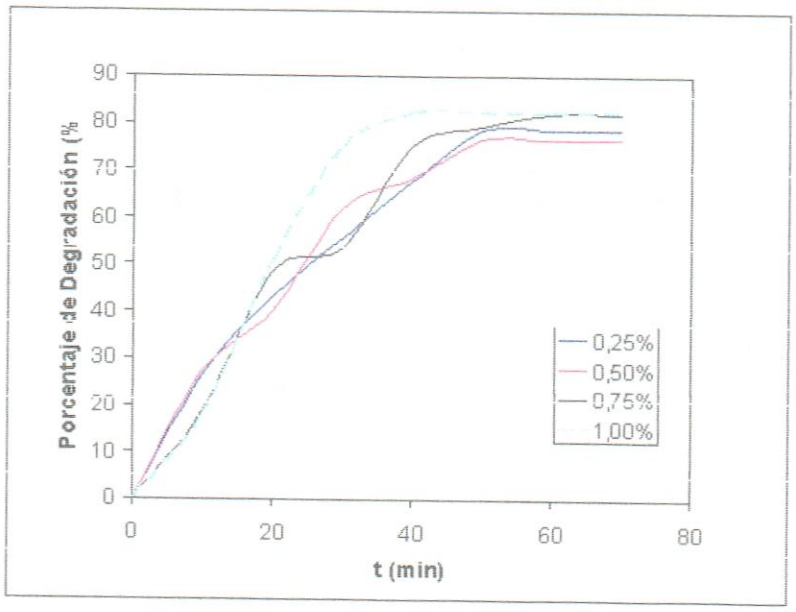

Figura 92. Reacciones de los sistemas O_3/Fe(II)-C 2,0g/ 10 ppm con diferentes porcentajes de hierro dentro del catalizador

Estos resultados demuestran que algunos componentes del metal presente en el carbón activado deben actuar como centro activo en el proceso de descomposición de ozono en medio acuoso, pero, debido a la complejidad de la matriz mineral es muy difícil determinar la naturaleza de estos centros activos.

c. Influencia de la cantidad de catalizador

Con el fin de estudiar la variación en la actividad catalítica del catalizador a medida que transcurre el tiempo de reacción del proceso de ozonación, se llevaron a cabo experimentos a diferentes concentraciones del fenol variando la masa del catalizador (Tabla 52).

Tabla 52. Parámetros de reactividad para el sistema de reacción O_3/Fe(II)-C a un tiempo de 70 minutos, para una solución de fenol de 2 ppm

Porcentaje de hierro (%)	Gramos de Catalizador (g)± 0,1	$[O_3]_o$ (ppm)	$[O_3]_f$ (ppm)	Fracción de ozono consumida	DQO (mgO_2/L)	% Conversión	Concentración final de fenol (ppm)
0,25	0,5	10572,31	7037,29	0,33	36,27	26,74	1,46
	1,0	10113,38	6071,65	0,39	33,36	41,25	1,17
	2,0	11329,56	4838,53	0,57	21,18	63,46	0,73
0,50	0,5	9438,64	5992,02	0,36	30,00	32,22	1,35
	1,0	9186,72	5130,57	0,44	23,27	46,92	1,06
	2,0	9725,36	3842,17	0,60	25,45	66,62	0,66
0,75	0,5	9789,52	6019,23	0,38	27,59	34,96	1,30
	1,0	9859,78	4872,61	0,50	26,18	54,54	0,90
	2,0	9531,53	3657,19	0,61	22,18	68,64	0,62
1,00	0,5	9436,83	5634,01	0,40	29,86	43,64	1,12
	1,0	9551,27	4394,86	0,53	24,27	61,88	0,76
	2,0	12822,37	6234,64	0,51	21,22	68,42	0,63

A medida que la masa de catalizador empleada es mayor durante el proceso de ozonación de fenol, la velocidad de degradación aumenta, provocando la eliminación de la materia orgánica. Este fenómeno se evidencia claramente en las

Figuras 93 al 96, donde se observa que los tiempos para alcanzar los máximos porcentajes de degradación son menores, cuando se utiliza más catalizador. Por ejemplo, al utilizar 0,25 g de catalizador tenemos tiempos alrededor de los 60 minutos, mientras que se alcanzan entre 40 y 50 minutos en las reacciones que se emplea 1,00 g de catalizador.

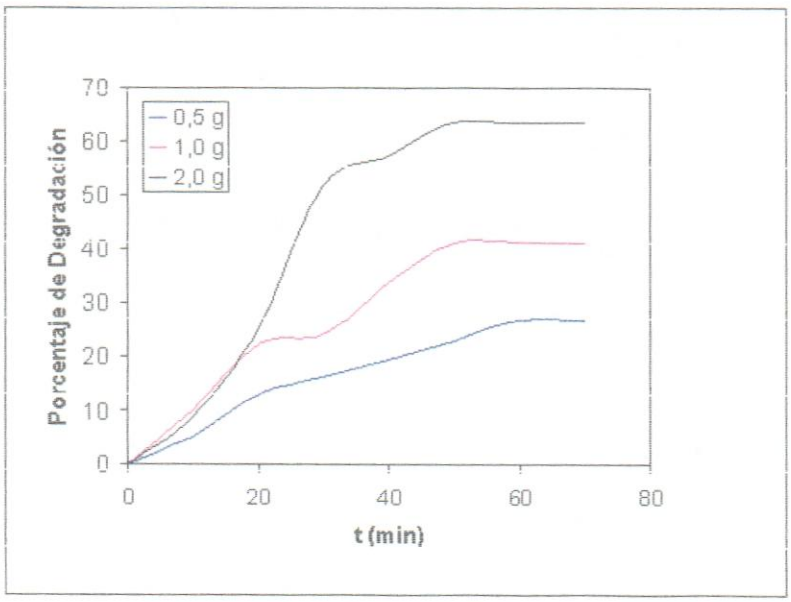

Figura 93. Reacciones de los sistemas O_3/Fe(II)-C 0,25%/2 ppm con diferentes masas de catalizador

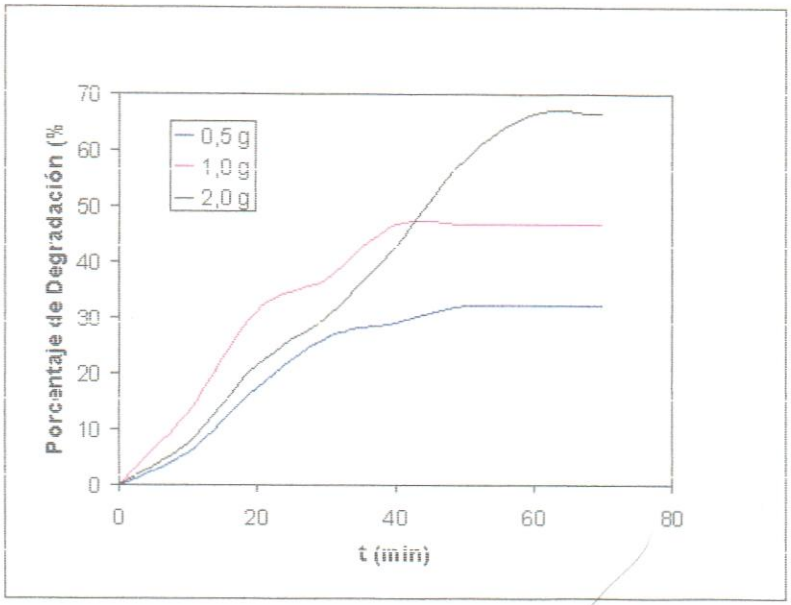

Figura 94. Reacciones de los sistemas O_3/Fe(II)-C 0,50%/2 ppm con diferentes masas de catalizador

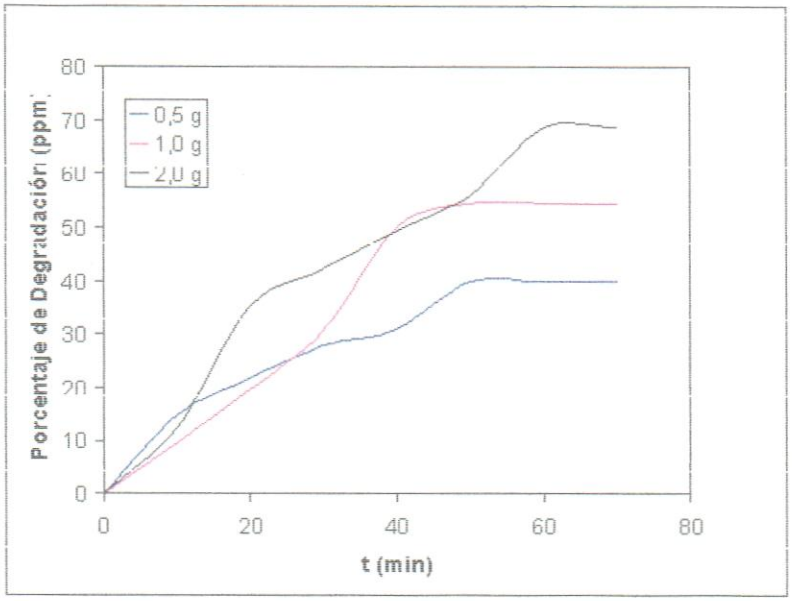

Figura 95. Reacciones de los sistemas O_3/Fe(II)-C 0,75%/2 ppm con diferentes masas de catalizador

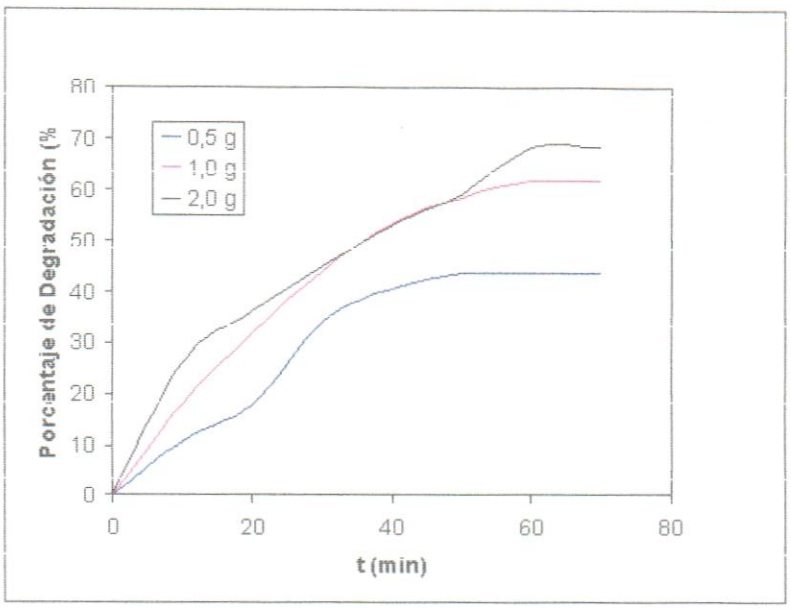

Figura 96. Reacciones de los sistemasO_3/Fe(II)-C 1,00%/2 ppm con diferentes masas de catalizador

Al combinar O_3/Fe(II)-C para estudiar los parámetro involucrados en la reacción de soluciones de 5 ppm en fenol (Ver Tabla 53), se observa que a medida que la masa del catalizador se aumenta, la DQO disminuye y el porcentaje de conversión aumenta originando menores concentraciones del contaminante al final de las reacciones. Este hecho se debe principalmente, a la contribución ejercida por el catalizador en la aparición de radicales $OH^{\bullet}$ que incrementan la reactividad de los sistemas.

En la Figura 97 se muestra el porcentaje de degradación en función del tiempo para una reacción con 5 ppm de fenol y 0,25% de hierro en el catalizador. Se aprecia que al aumentar la masa de catalizador, se produce un incremento de conversión de materia orgánica. A su vez, la adición de mayores cantidades de hierro en el catalizador (0,50%; 0,75 % y 1,00 %) mejoró la velocidad de desaparición de fenol, según se ilustran en los Figuras 98, 99 y 100.

Tabla 53. Parámetros de reactividad para el sistema de reacción O_3/Fe(II)-C a un tiempo de 70 minutos, para una solución de fenol de 5 ppm

Porcentaje de hierro (%)	Gramos de Catalizador (g)± 0,1	$[O_3]_o$ (ppm)	$[O_3]_f$ (ppm)	Fracción de ozono consumida	DQO (mgO_2/L)	% Conversión	Concentración final de fenol (ppm)
0,25	0,5	9254,82	4132,74	0,55	26,54	43,51	2,82
	1,0	10236,70	4958,95	0,51	24,63	58,06	2,09
	2,0	9327,82	3462,05	0,62	16,95	69,51	1,52
0,50	0,5	9554,71	4172,94	0,56	32,00	46,84	2,65
	1,0	9251,36	4136,73	0,55	20,13	60,82	1,95
	2,0	9751,24	3763,52	0,61	21,50	67,27	1,63
0,75	0,5	9138,27	3714,64	0,59	21,04	55,91	2,20
	1,0	9120,48	3751,90	0,58	22,59	64,35	1,78
	2,0	9806,18	3173,12	0,67	18,95	72,60	1,36
1,00	0,5	10933,12	5028,52	0,54	24,27	52,74	2,36
	1,0	10132,66	3972,00	0,60	22,59	65,40	1,72
	2,0	9524,78	3036,63	0,68	16,09	73,31	1,33

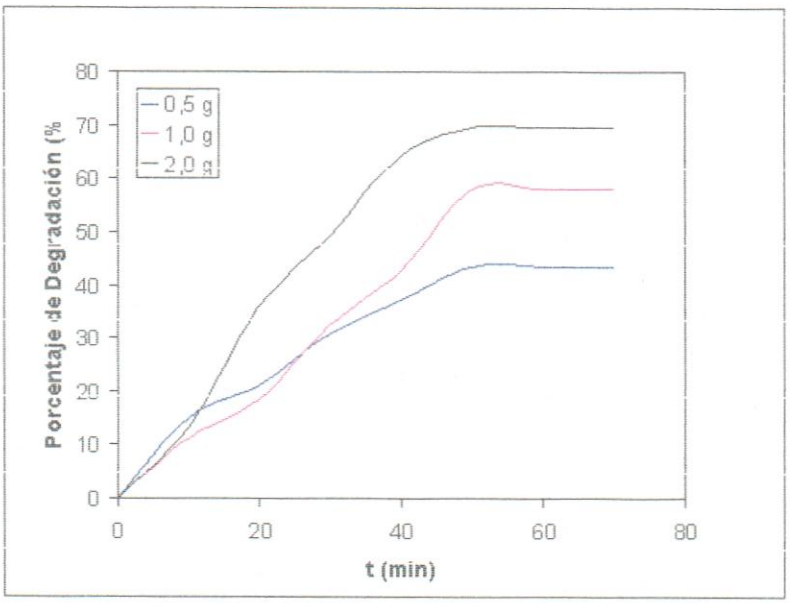

Figura 97. Sistemas O_3/Fe(II)-C 0,25%/5 ppm a diferentes masas de catalizador

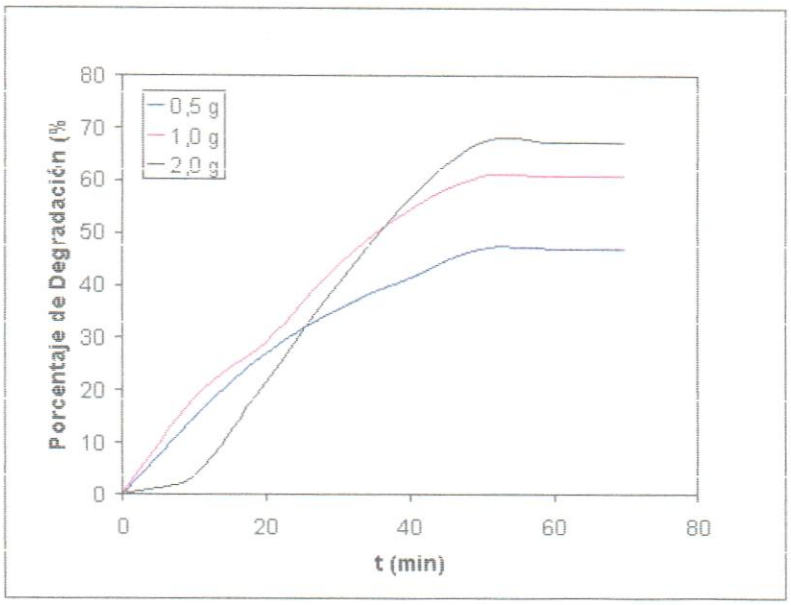

Figura 98. Sistemas O_3/Fe(II)-C 0,50%/5 ppm para diferentes masas de catalizador

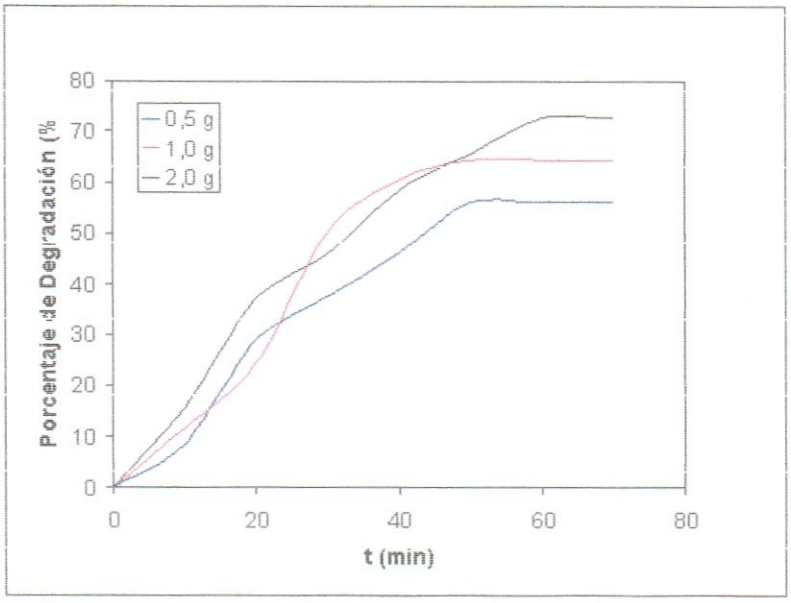

Figura 99. Sistemas O_3/Fe(II)-C 0,75%/5 ppm para diferentes masas de catalizador

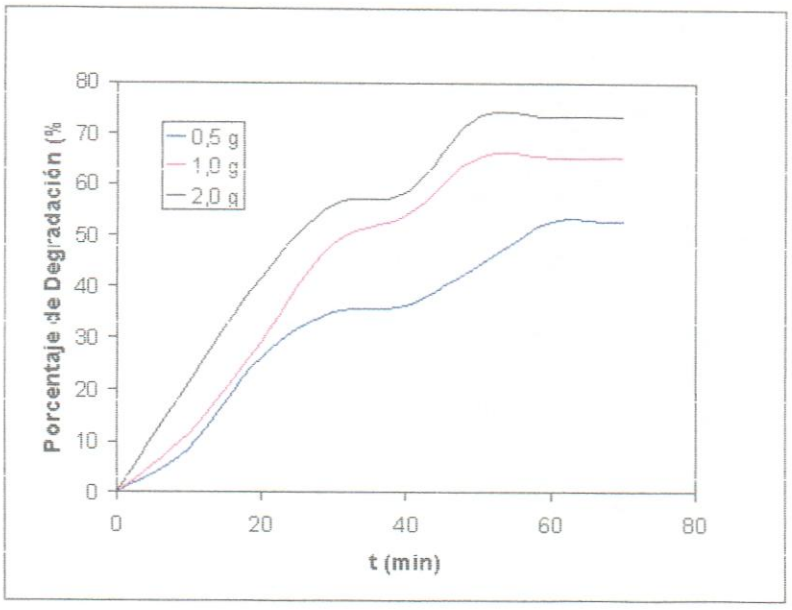

Figura 100. Sistemas O_3/Fe(II)-C 1,00%/5 ppm para diferentes masas de catalizador

Los mayores valores de conversión se obtuvieron al emplear soluciones de 10 ppm en fenol, donde al igual que en los casos anteriores se observan las mismas tendencias, debido principalmente a solubilización del ozono en la fase acuosa por acción de los catalizadores empleados (Tabla 54).

En todos los sistemas de reacción O_3/Fe(II)-C para 10 ppm de solución contaminante, los máximos porcentajes de degradación fueron alcanzados al emplear 2,0 g de catalizador; manteniendo una relación directamente proporcional entre masa de catalizador y grado de conversión para generar CO_2. Dicha tendencia se mantiene al aumentar el porcentaje de hierro dentro del catalizador, según se ha indicado con anterioridad (Figuras 101, 102, 103 y 104).

Tabla 54. Parámetros de reactividad para el sistema de reacción O_3/Fe(II)-C a un tiempo de 70 minutos, para una solución de fenol de 10 ppm

Porcentaje de hierro (%)	Gramos de Catalizador (g)± 0,1	$[O_3]_o$ (ppm)	$[O_3]_f$ (ppm)	Fracción de ozono consumida	DQO (mgO_2/L)	% Conversión	Concentración final de fenol (ppm)
0,25	0,5	9658,71	5063,37	0,47	24,13	49,82	5,01
	1,0	9284,51	4328,60	0,53	22,04	66,65	3,33
	2,0	9128,51	2828,52	0,69	18,86	78,27	2,17
0,50	0,5	9729,36	4962,10	0,48	23,59	52,83	4,71
	1,0	9439,39	4042,71	0,57	18,18	68,22	3,17
	2,0	9326,48	2973,59	0,68	16,95	76,26	2,37
0,75	0,5	9421,60	4941,64	0,47	22,59	52,97	4,70
	1,0	10236,15	3862,58	0,62	17,27	74,69	2,53
	2,0	9130,33	2516,34	0,72	18,09	81,83	1,81
1,00	0,5	9284,51	4328,60	0,53	18,18	68,22	3,17
	1,0	10326,12	3371,05	0,67	19,50	76,62	2,33
	2,0	9548,52	2458,41	0,74	15,81	82,22	1,77

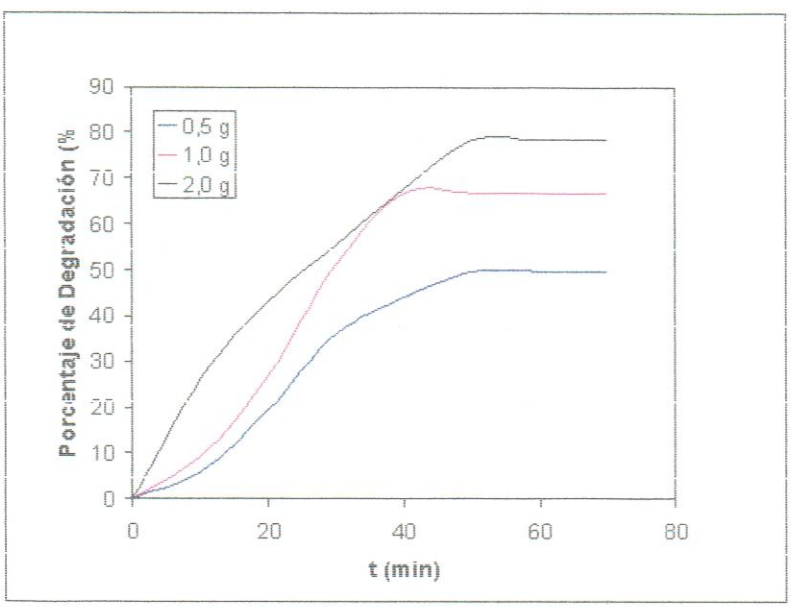

Figura 101. Sistemas O_3/Fe(II)-C 0,25%/10 ppm para diferentes masas de catalizador

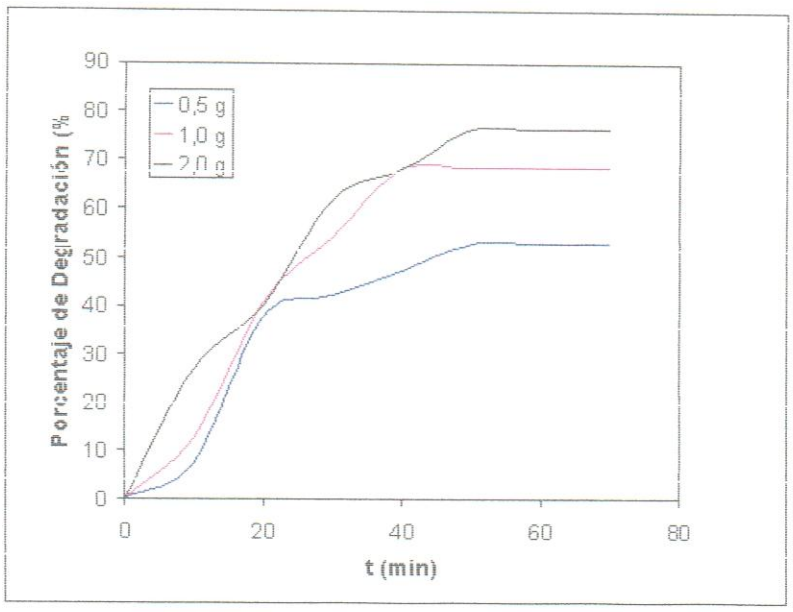

Figura 102. Sistemas O_3/Fe(II)-C 0,50%/10 ppm para diferentes masas de catalizador

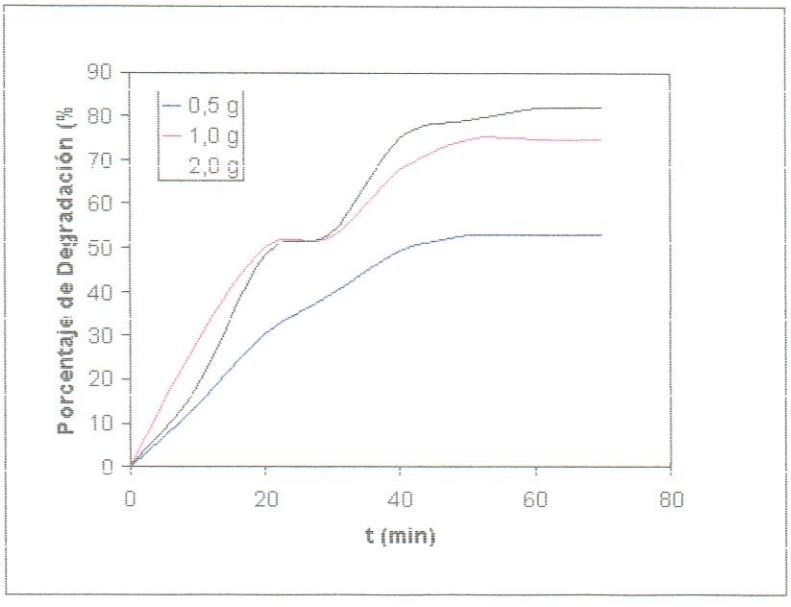

Figura 103. Sistemas O_3/Fe(II)-C 0,75%/10 ppm para diferentes masas de catalizador

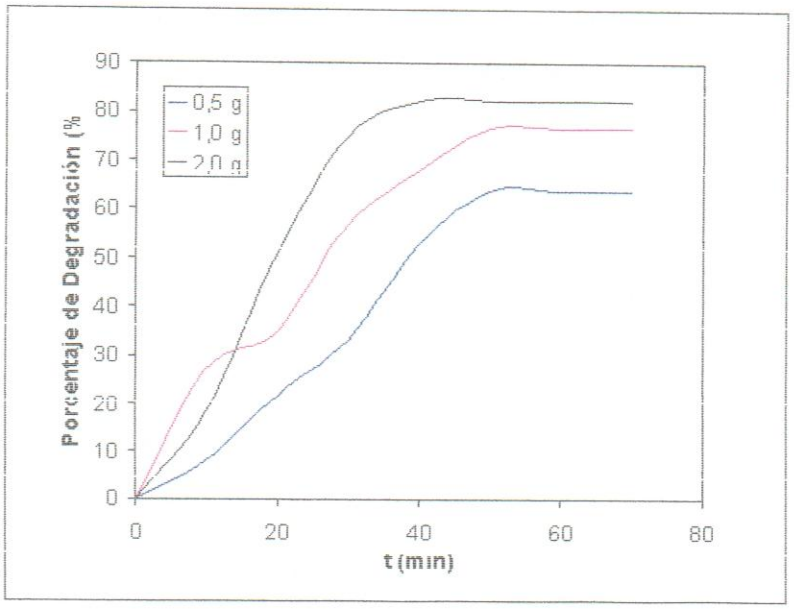

Figura 104. Sistemas O_3/Fe(II)-C 1,00%/10 ppm para diferentes masas de catalizador

El hierro (II) al ser oxidado por el ozono forma óxidos insolubles que pueden ser removidos fácilmente por filtración. Hart propone un primer mecanismo, que consiste en la transferencia electrónica del metal reducido hacia el ozono, formando hierro (III) y el ion O_3^-, además del radical OH.

$$Fe^{2+} + O_3 \rightarrow Fe^{3+} + O_3^- \quad (36)$$

$$O_3^- + H^+ \Leftrightarrow HO_3 \rightarrow OH + O_2 \quad (37)$$

$$Fe^{2+} + OH \rightarrow Fe^{3+} + OH^- \quad (38)$$

$$(\text{balance: } 2Fe^{2+} + O_3 + 2H^+ \rightarrow 2Fe^{3+} + O_2 + H_2O) \quad (39)$$

Recientemente, Nowell y Hoigné en mantienen que el radical hidroxilo no es un intermediario en la reacción del Fe (II) con ozono, y asumen que el mecanismo involucra la transferencia de oxígeno desde el ozono hacia el Fe (II) (Legube, 1999).

$$Fe^{2+} + O_3 \rightarrow (FeO)^{2+} + O_2 \quad (40)$$

$$(FeO)^{2+} + Fe^{2+} + 2H^+ \rightarrow 2Fe^{3+} + H_2O \quad (41)$$

$$(\text{balance: } 2Fe^{2+} + O_3 + 2H^+ \rightarrow 2Fe^{3+} + O_2 + H_2O) \quad (42)$$

8. Ozonación combinada con radiación ultravioleta y catalizadores de hierro(II) soportado sobre carbón activado(O_3/UV/Fe(II)-C) en soluciones acuosas de fenol

Se estudió el proceso de ozonación de fenoles, en presencia de nitrato de hierro ($Fe(NO_3)_2$ $9H_2O$)) soportado sobre carbón activado y radiación ultravioleta. Para ello, se tomaron en consideración el seguimiento de las reacciones, mostrados en el Anexo A, tablas A.1.8.1 a A.1.8.36, que corresponden a las reacciones detalladas para soluciones de 2, 5 y 10 ppm en fenol.

La reducción de O_3 con Fe^{2+} conlleva a la formación Fe^{3+}, el cual contribuye en gran medida a la formación de radicales hidroxilos a partir de ozono y radiación ultravioleta.

Además de esto, la oxidación inicial de agentes contaminantes orgánicos genera intermediarios oxigenados, por ejemplo los grupos funcionales carboxilicos, que pueden reaccionar con el Fe(III) generado y formar complejos. Estos complejos son también fotoactivos y producen CO_2, radicales orgánicos e iones ferrosos durante la irradiación, contribuyendo de tal manera, a la mineralización de los agentes contaminantes sin la participación de los radicales hidroxilos (Safarzadeh-Amiri y col,1996; Abe y Tanaka, 1999).

a. Estudio de degradación

Al analizar el sistema O_3/UV/Fe(II)-C 0,50 g para las soluciones de 2, 5 y 10 ppm en fenol, se desprende que el porcentaje de degradación aumenta a medida que la concentración inicial de contaminante se incrementa para un porcentaje de

hierro fijo dentro del catalizador, según se indica lo indicado en la Tabla 55. Por otro lado, no existe relación directa entre el incremento de la degradación y la fracción de ozono consumido; lo cual indica que la principal vía de reacción es la directa y no la radicalaria.

Tabla 55. Parámetros de reactividad para el sistema de reacción O_3/UV/Fe(II)-C 0,50 g a un tiempo de 70 minutos, para soluciones de 2, 5 y 10 ppm en fenol

Porcentaje de hierro (%)	Concentración inicial de fenol (ppm)	$[O_3]_o$ (ppm)	$[O_3]_f$ (ppm)	Fracción de ozono consumida	DQO (mgO_2/L)	% Conversión	Concentración final de fenol (ppm)
0,25	2	10122,30	6839,21	0,32	28,36	38,09	1,23
	5	9713,44	4029,74	0,58	25,63	48,75	2,56
	10	10648,47	4963,37	0,53	26,00	54,46	4,55
0,50	2	9732,94	5792,15	0,40	26,36	42,25	1,15
	5	9896,49	3972,94	0,59	27,13	52,69	2,36
	10	10738,59	4862,15	0,54	22,68	58,35	4,16
0,75	2	9583,64	5919,31	0,38	27,50	44,27	1,11
	5	9794,60	3654,64	0,62	23,13	57,87	2,10
	10	9474,67	4841,54	0,48	24,36	61,27	3,87
1,00	2	11374,65	5604,08	0,50	25,54	46,58	1,06
	5	9582,52	4868,57	0,49	25,59	55,91	2,20
	10	9621,46	5213,02	0,45	21,27	66,90	3,30

Se pudo observar que para soluciones de 2, 5 y 10 ppm, inicialmente la velocidad de reacción es aproximadamente igual, pero a partir de los 20 ó 30 minutos la correspondiente a 2 ppm disminuye drásticamente alcanzando su máximo valor de conversión alrededor de los 50 minutos. Con respecto a las soluciones de 5 y 10 ppm la velocidad de degradación permanece constante a partir de los 40 minutos , donde alcanzan su máxima conversión (Ver Figura 105).

Esto permite inferir que a mayor concentración inicial de fenol, mayor es la velocidad de degradación y menor la concentración final de contaminante, alcanzadas entre 40 y 45 minutos de reacción (ver Figura 106).

Cuando se experimentan con mayores porcentajes de hierro dentro del catalizador, se obtienen resultados similares a los mostrados, con las mismas tendencias de degradación, de acuerdo a las Figuras B.2.1.2 a B.2.1.6, ubicados en el Anexo B.

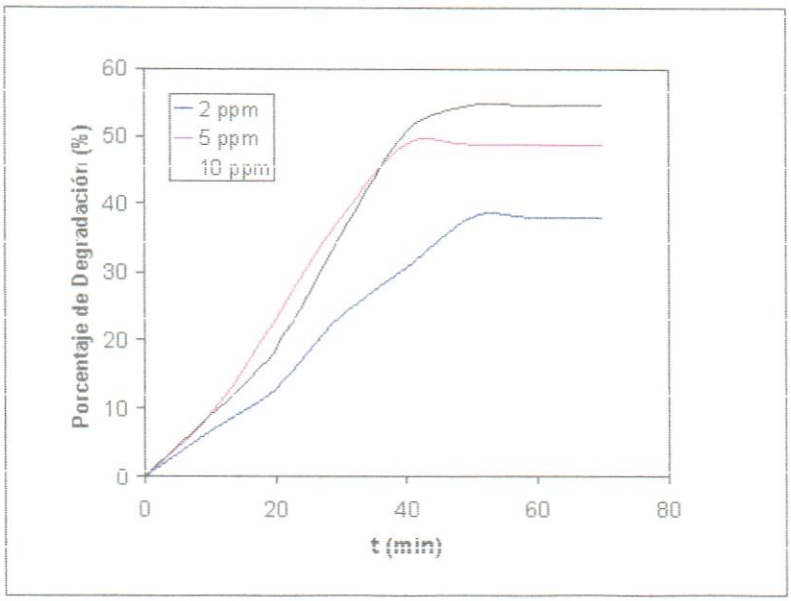

Figura 105. Degradación O_3/UV/Fe(II)-C 0,5g/0,25 % para 2, 5 y 10 ppm en fenol

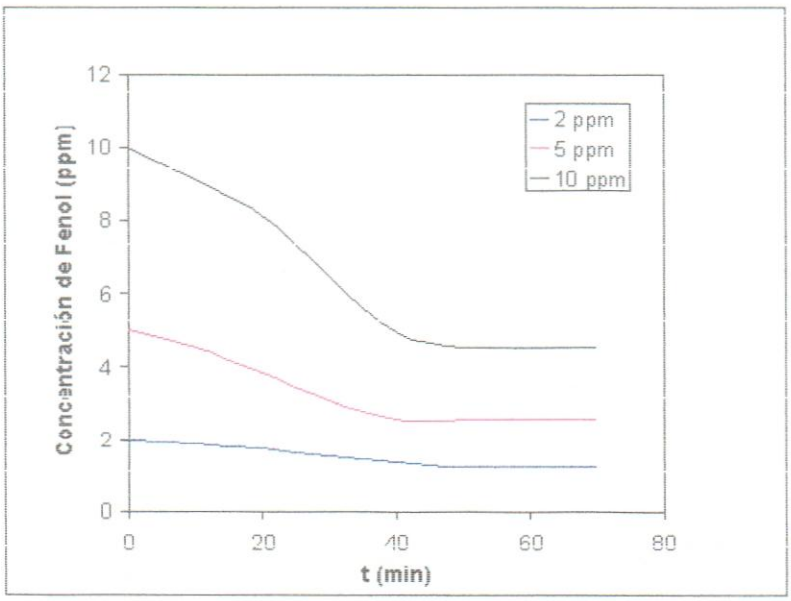

Figura 106. Concentración O_3/UV/Fe(II)-C 0,5g/0,25 % para 2, 5 y 10 ppm en fenol

Al aumentar la cantidad de catalizador, de acuerdo a la Tabla 56, se observa que la fracción de ozono consumido permanece casi invariable para un porcentaje de hierro fijo, mientras que el porcentaje de conversión aumenta, indicando por tanto, una independencia entre ambos parámetros.

Tabla 56. Parámetros de reactividad para el sistema de reacción O_3/UV/Fe(II)-C 1,00 g a un tiempo de 70 minutos, para soluciones de 2, 5 y 10 ppm en fenol

Porcentaje de hierro (%)	Concentración inicial de fenol (ppm)	$[O_3]_o$ (ppm)	$[O_3]_f$ (ppm)	Fracción de ozono consumida	DQO (mgO_2/L)	% Conversión	Concentración final de fenol (ppm)
0,25	2	9327,49	6051,60	0,35	23,63	52,55	0,94
	5	9583,65	4758,95	0,50	20,00	62,81	1,85
	10	9265,74	4128,46	0,55	22,36	69,58	3,04
0,50	2	9318,72	4930,57	0,47	22,72	53,49	0,93
	5	9637,65	3846,73	0,60	23,72	63,13	1,84
	10	9737,62	3912,71	0,59	17,00	71,50	2,54
0,75	2	9368,40	4752,66	0,49	24,63	57,41	0,85
	5	9215,58	3651,19	0,60	17,86	69,47	1,52
	10	9378,54	3722,58	0,60	17,50	77,45	2,25
1,00	2	9473,00	4304,16	0,54	22,27	60,21	0,79
	5	9537,75	3778,31	0,60	20,00	65,75	1,71
	10	9409,53	3171,05	0,66	17,40	73,44	2,65

El comportamiento presentado en la Tabla 56, se ilustra mejor en las Figuras 107 y 106, donde se observan claramente las tendencias antes señaladas.

Por otro lado, las propiedades adsorbentes del carbón activo no dependen únicamente de la porosidad. Puesto que la superficie del carbón es no polar, la capacidad de retención de moléculas polares en fase gas es limitada, por ello se emplea Fe^{2+} durante las reacciones para aumentar la transferencia de masa de ozono de la fase gaseosa a la fase acuosa.

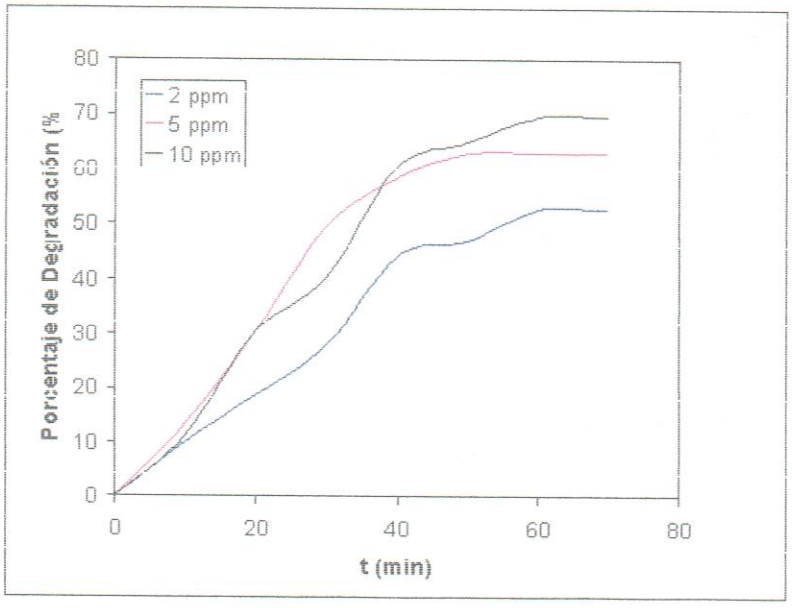

Figura 107. Degradación O_3/UV/Fe(II)-C 1,00g/0,25 % para 2, 5 y 10 ppm en fenol

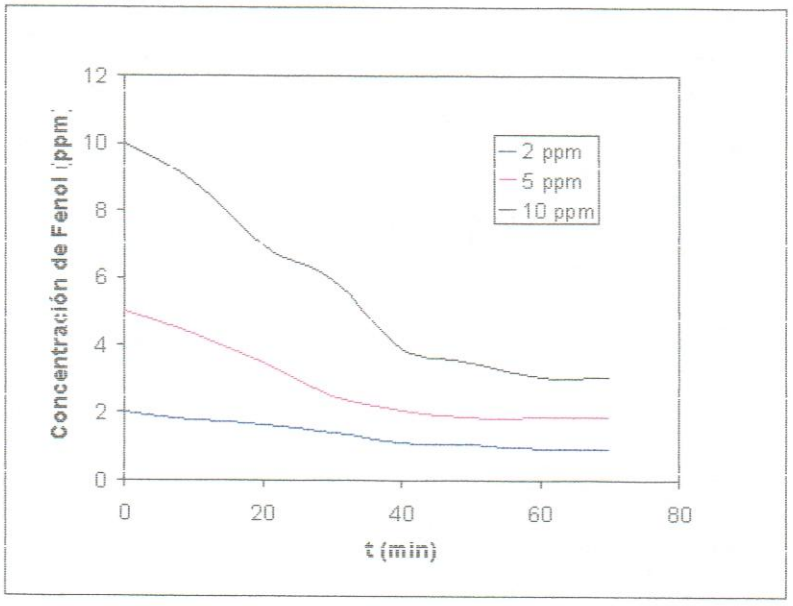

Figura 108. Concentración O_3/UV/Fe(II)-C 1,00g/0,25 % para 2, 5 y 10 ppm en fenol

La introducción de mayores cantidades de catalizador tiene un efecto muy importante en la velocidad inicial de degradación, ya que no sólo logra la generación de radicales libres debido a la reacción directa del ozono con los sitios activos, si no que también disminuye las limitaciones producidas por la solubilidad del ozono. Estas tendencias se muestran claramente en el Anexo B, Figuras B.2.1.7 a B.2.1.12.

La concentración final de fenol cuando se emplean 2,00 g de catalizador disminuye con la concentración inicial de contaminante, lo que lleva a remociones máximas del orden de 91 %; por encima de los 73 % obtenido cuando se emplea 1,00 g de catalizador (Ver Tabla 57).

Tabla 57. Parámetros de reactividad para el sistema de reacción O_3/UV/Fe(II)-C 2,00 g a un tiempo de 70 minutos, para soluciones de 2, 5 y 10 ppm en fenol

Porcentaje de hierro (%)	Concentración inicial de fenol (ppm)	$[O_3]_o$ (ppm)	$[O_3]_f$ (ppm)	Fracción de ozono consumida	DQO (mgO_2/L)	% Conversión	Concentración final de fenol (ppm)
0,25	2	9473,30	4728,53	0,50	18,72	66,78	0,66
	5	9536,86	3232,05	0,66	19,40	72,53	1,37
	10	9487,07	2728,50	0,71	17,04	86,10	1,38
0,50	2	10372,94	3641,70	0,64	22,77	67,76	0,64
	5	9747,64	3703,52	0,62	19,54	73,11	1,34
	10	9475,86	2873,29	0,69	15,54	88,40	1,15
0,75	2	9234,92	3547,19	0,61	17,86	69,93	0,60
	5	9736,96	3133,12	0,67	17,63	80,22	0,98
	10	9630,60	2316,34	0,75	16,54	93,39	0,66
1,00	2	9459,70	6104,64	0,35	18,81	71,41	0,57

5	9353,64	2836,13	0,69	17,90	84,66	0,76
10	9474,98	2358,71	0,75	16,95	91,38	0,86

En este caso, también se observan las mesetas detectadas con anterioridad, además de velocidades de reacción similares en el paso inicial de las reacciones, según se muestra en la Figura 109.

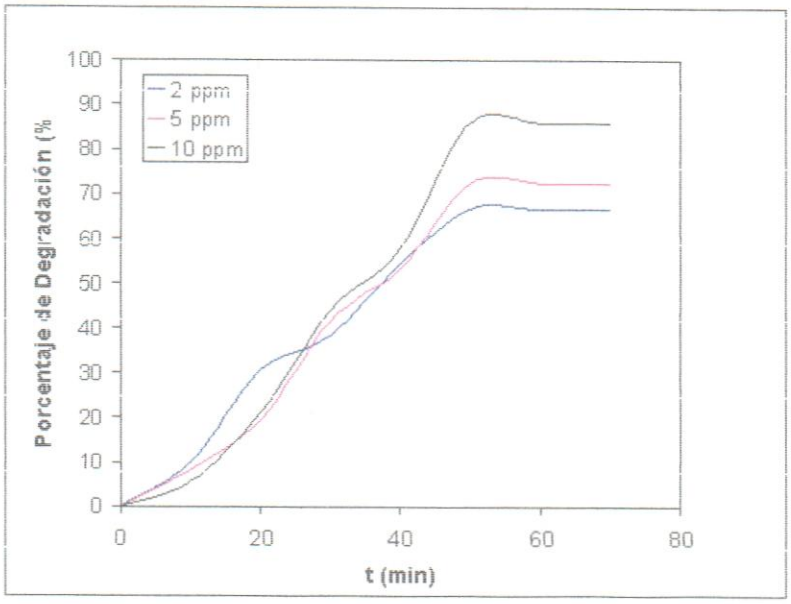

Figura 109. Degradación O_3/UV/Fe(II)-C 2,00g/0,25 % para 2, 5 y 10 ppm en fenol

A su vez, la Figura 110 se observa que la concentración de contaminante para 10 ppm disminuye drásticamente en comparación con los otros dos sistemas estudiados, lo cual indica velocidades de mineralización mayores a medida que las concentraciones de fenol son mayores.

Al aumentar el porcentaje de hierro en las reacciones O_3/UV/Fe(II)-C 2,00g/0,25 % se mantiene el comportamiento ya señalado, de allí que estos Figuras se presenten en el Anexo B, Figuras B.2.1.13 a B.2.1.18.

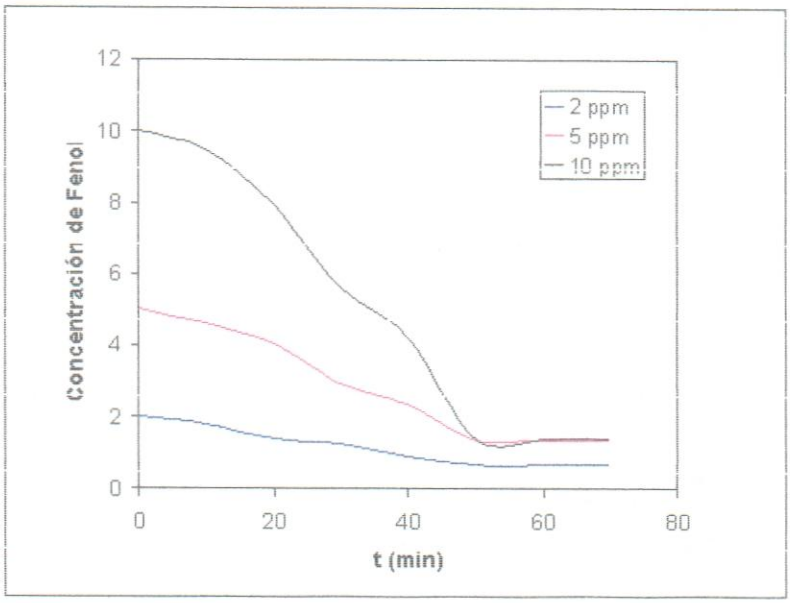

Figura 110. Concentración O_3/UV/Fe(II)-C 2,00g/0,25 % para 2, 5 y 10 ppm en fenol

Tres procesos pueden estar involucrados en la eficiencia de estas reacciones: la fotooxidación de los complejos que forma el Fe(II), las reacciones tipo Fenton (donde se involucra la reacción directa de Fe(II), o indirecta que origina la formación de H_2O_2) y de los iones de Fe(II) con UV en disolución acuosa se apuntan como posibles causas de la mejora observada con esta combinación (catalizadores de Fe(II) sobre carbón activado).

Según las investigaciones realizadas por otros autores, la reducción de O_3 con Fe^{2+} genera la fotoreducción de Fe^{3+} (Abe y Tanaka, 1999) y la formación de los

radicales hidroxilos, este mecanismo es similar al propuesto para las reacciones tipo foto-Fenton modificado. El mecanismo propuesto es (Ruppert y col., 1994):

$$Fe^{2+} + O_3 \rightarrow FeO^{2+} + O_2 \quad (43)$$

$$FeO^{2+} + H_2O \rightarrow Fe^{3+} + OH^{\bullet} + OH^{-} \quad (44)$$

Posteriormente, la oxidación inicial del compuesto orgánico genera intermediarios oxigenados, por ejemplo con grupos funcionales carboxílicos como intermediarios, el Fe(II) puede reaccionar y formar complejos. Luego, por incidencia de la radiación UV el intermediario pasa a CO_2, radicales orgánicos e iones ferrosos, contribuyendo de tal forma a la mineralización con la participación de radicales hidroxilos (Safarzadeh-Amiri y col, 1996a; Abe y Tanaka, 1999).

$$RCO_2Fe(III) \xrightarrow{h\nu} R^{\bullet} + CO_2 + Fe^{2+} \quad (45)$$

La evolución de la concentración de fenol con el tiempo se ha ajustado a una cinética de pseudo-primer orden y se han estimado los valores de las constantes cinéticas, a través del logaritmo de la concentración normalizada a una línea recta (Figura 111); encontrándose que al aumentar la concentración de contaminante, también aumenta el valor de esta constante (ver Tabla 58).

La tendencia de la cinética de la reacción modelada sigue el mismo comportamiento presentado en el sistema O_3/Fe(II)-C, donde ésta aumenta al incrementar la concentración de contaminantes (Tabla 58).

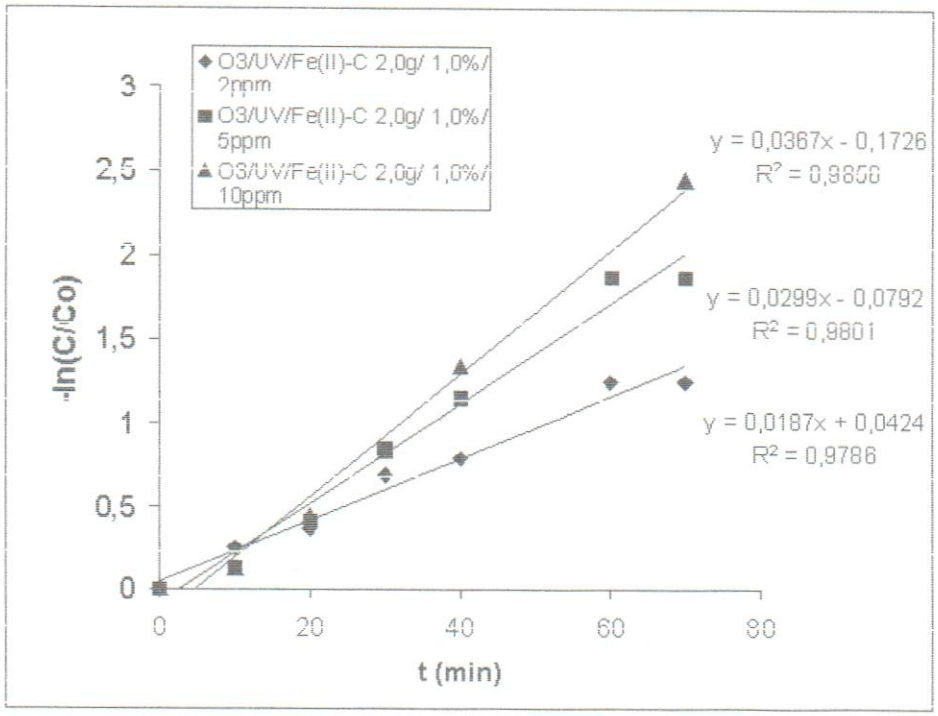

Figura 111. Estimación de la constante cinética de pseudo-primer orden en función de la concentración inicial de fenol para el sistema O_3/UV/Fe(II)-C

Tabla 58. Constantes cinéticas de pseudo-primer orden en función de la concentración inicial de fenol para el sistema O_3/UV/Fe(II)-C

Concentración inicial de fenol (ppm)	k (min^{-1})
2	0,0187
5	0,0299
10	0,0367

b. Influencia del porcentaje de hierro en el catalizador

En esta sección se estudió la influencia del porcentaje de hierro en el catalizador, para las soluciones de fenol empleadas.

Pese a que el carbón activado tiene una gran capacidad de adsorción; el aumento en la cantidad de hierro dentro de los poros de éste soporte puede estar teniendo un efecto sobre su capacidad para adsorber las moléculas y por consiguiente estar disminuyendo el coeficiente de difusión del contaminante sobre la superficie catalítica. Esta puede ser una de las causas por las que se observa una ligera disminución de la velocidad de conversión en los sistemas que presentan la mayor degradación, según se observa en la Tabla 59 y se ejemplifica mejor en las Figuras 112, 113 y 114.

Tabla 59. Parámetros de reactividad para el sistema de reacción O_3/UV/Fe(II)-C 0,50g a un tiempo de 70 minutos, para una solución de fenol de 2, 5 y 10 ppm

Concentración (ppm)	Porcentaje de Fe (%)	$[O_3]_o$ (ppm)	$[O_3]_f$ (ppm)	Fracción de ozono consumida	DQO (mgO_2/L)	% Conversión	Concentración final de fenol (ppm)
2	0,25	10122,30	6839,21	0,32	28,36	38,09	1,23
	0,50	9732,94	5792,15	0,40	26,36	42,25	1,15
	0,75	9583,64	5919,31	0,38	27,50	44,27	1,11
	1,00	11374,65	5604,08	0,50	25,54	46,58	1,06
5	0,25	9713,44	4029,74	0,58	25,63	48,75	2,56
	0,50	9896,49	3972,94	0,59	27,13	52,69	2,36
	0,75	9794,60	3654,64	0,62	23,13	57,87	2,10
	1,00	9582,52	4868,57	0,49	25,59	55,91	2,20
10	0,25	10648,47	4963,37	0,53	26,00	54,46	4,55
	0,50	10738,59	4862,15	0,54	22,68	58,35	4,16
	0,75	9474,67	4841,54	0,48	24,36	61,27	3,87
	1,00	9621,46	5213,02	0,45	21,27	66,90	3,30

Se observó que en la solución de 2 ppm el catalizador con mayor porcentaje de hierro no arrojó las conversiones que se esperarían, ya que para un aumento tan grande en la masa de catalizador, la degradación debería ser mayor. Este

comportamiento indica que al aumentar la cantidad de hierro sobre la superficie del catalizador, se forman cristales del metal cada vez más grandes; al ocurrir esto, podría estar disminuyendo el área específica en la cual son adsorbidos los reactantes y por consiguiente disminuye la velocidad inicial de conversión.

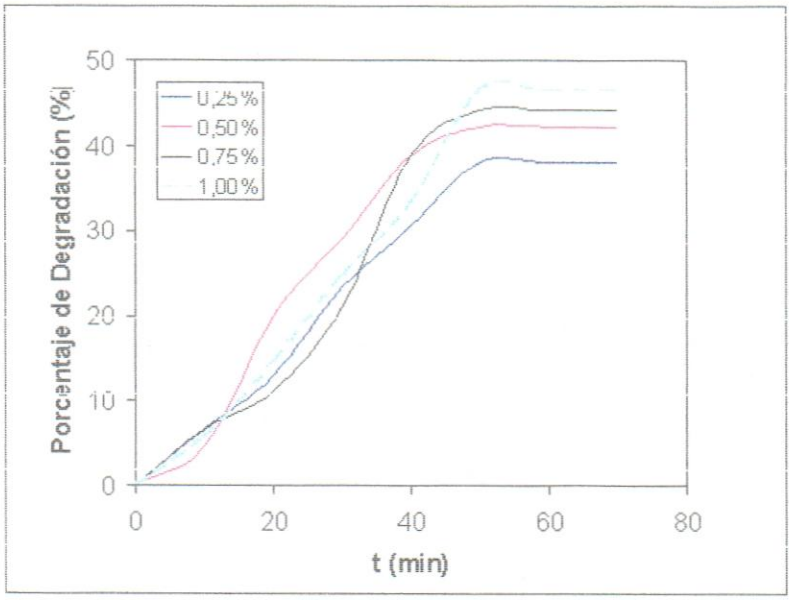

Figura 112. Sistema O_3/UV/Fe(II)-C 0,5g/ 2 ppm para diferentes porcentajes de hierro dentro del catalizador

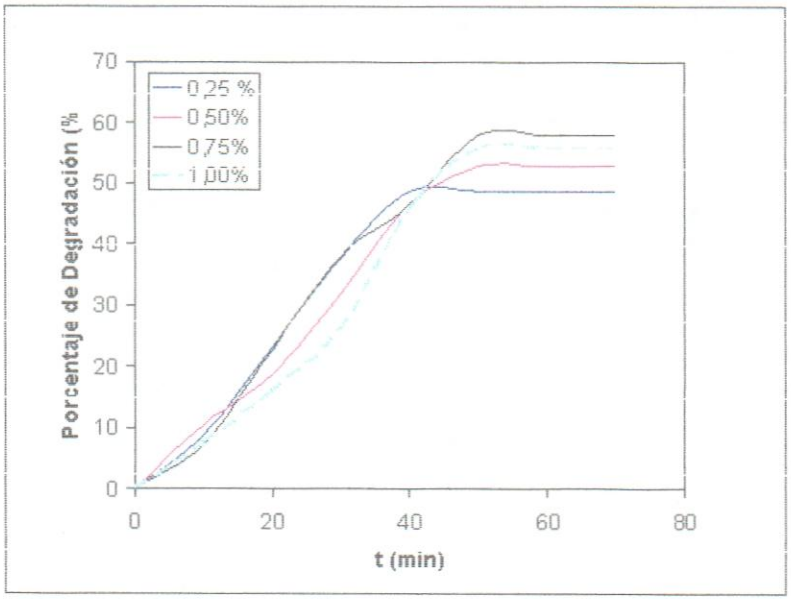

Figura 113. SistemaO_3/UV/Fe(II)-C 0,5g/ 5 ppm para diferentes porcentajes de hierro dentro del catalizador

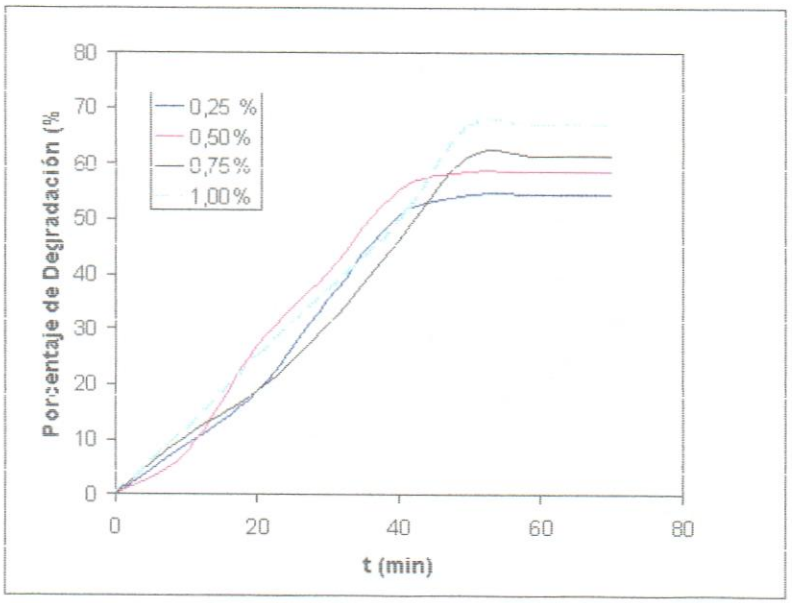

Figura 114. Sistema O_3/UV/Fe(II)-C 0,5g/ 10 ppm para diferentes porcentajes de hierro dentro del catalizador

En la Tabla 60, se encontró que la degradación en estas reacciones es más rápida que las mostradas en los sistemas anteriores; este hecho puede deberse a que, al aumentar el área del soporte catalítico se produce mayor dispersión del metal activo, lo que origina mayor superficie de contacto para que se lleve a cabo la formación de radiales libres en mayor proporción.

De esta forma, el carbón actúa como adsorbente y además, como soporte poroso para que se produzcan las reacciones del ozono solubilizado con el contaminante, inmovilizándolo o dando productos inocuos que se desorben al finalizar el proceso.

Tabla 60. Parámetros de reactividad para el sistema de reacción O_3/UV/Fe(II)-C 1,00g a un tiempo de 70 minutos, para una solución de fenol de 2, 5 y 10 ppm

Concentración (ppm)	Porcentaje de Fe (%)	$[O_3]_o$ (ppm)	$[O_3]_f$ (ppm)	Fracción de ozono consumida	DQO (mgO_2/L)	% Conversión	Concentración final de fenol (ppm)
2	0,25	9327,49	6051,60	0,35	23,63	52,55	0,94
	0,50	9318,72	4930,57	0,47	22,72	53,49	0,93
	0,75	9368,40	4752,66	0,49	24,63	57,41	0,85
	1,00	9473,00	4304,16	0,54	22,27	60,21	0,79
5	0,25	9583,65	4758,95	0,50	20,00	62,81	1,85
	0,50	9637,65	3846,73	0,60	23,72	63,13	1,84
	0,75	9215,58	3651,19	0,60	17,86	69,47	1,52
	1,00	9537,75	3778,31	0,60	20,00	65,75	1,71
10	0,25	9265,74	4128,46	0,55	22,36	69,58	3,04
	0,50	9737,62	3942,71	0,59	17,00	74,50	2,54
	0,75	9378,54	3722,58	0,60	17,50	77,45	2,25
	1,00	9409,53	3171,05	0,66	17,40	73,44	2,65

Se necesitaron entre 30 y 45 minutos para alcanzar los máximos porcentajes de degradación de fenol, en las reacciones mostradas en las Figuras 115, 116 y 117; para los cuales el incremento de los porcentajes de hierro dentro del soporte catalítico, generaron conversiones mayores, con mayores velocidades de reacción. También se observan mesetas o *plateaus* detectadas ya con anterioridad y que indican cambios de reactividad dentro de los sistemas.

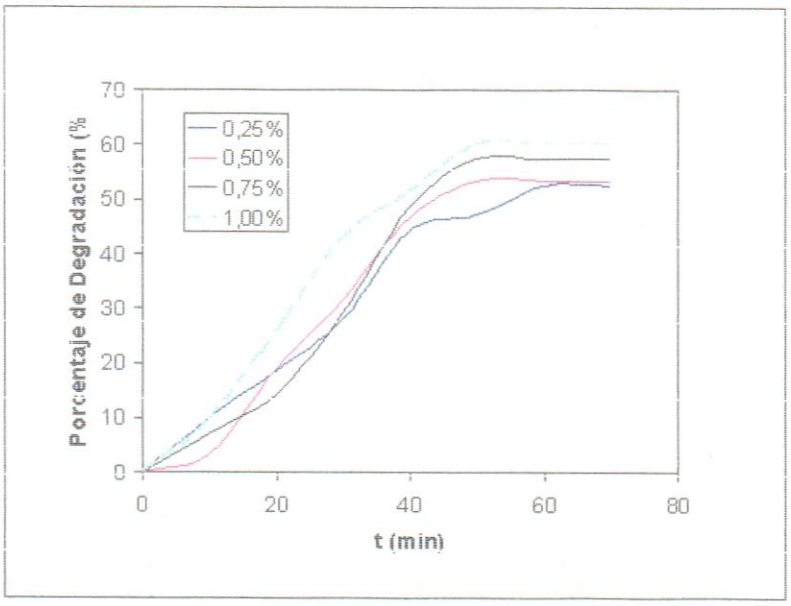

Figura 115. Sistemas O_3/UV/Fe(II)-C 1,0g/ 2 ppm para diferentes porcentajes de hierro dentro del catalizador

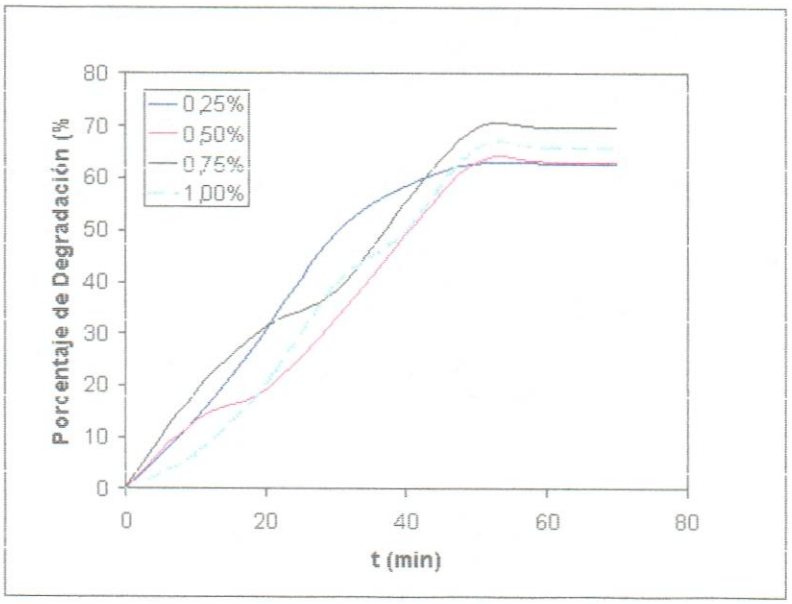

Figura 116. Sistemas O_3/UV/Fe(II)-C 1,0g/ 5 ppm para diferentes porcentajes de hierro dentro del catalizador

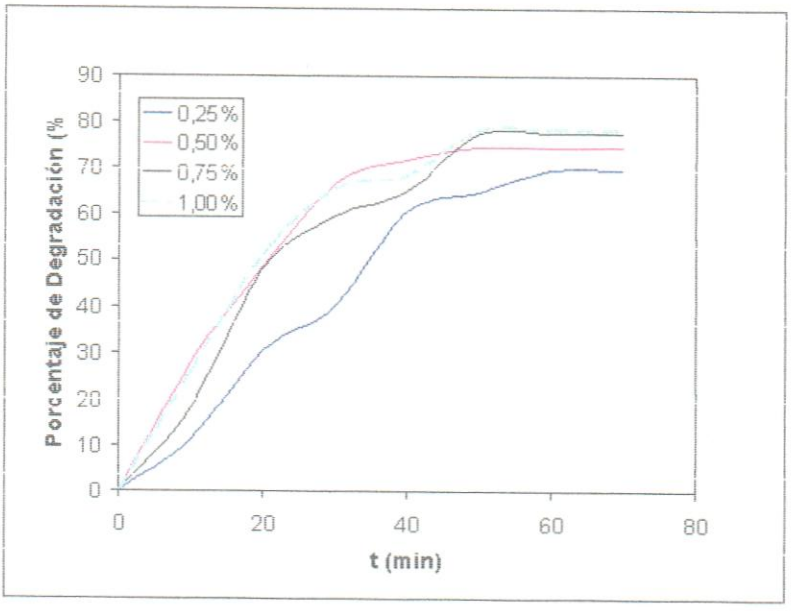

Figura 117. Sistemas O_3/UV/Fe(II)-C 1,0g/ 10 ppm para diferentes porcentajes de hierro dentro del catalizador

Estas reacciones tipo Fenton modificado retardan la formación de radicales hidroxilos, permitiendo al agente oxidante dispersarse primero a través del medio acuoso y, luego dar paso a la formación de los radicales libres (Watts, 2000). El mecanismo de los radicales $OH^{\bullet}$ en compuestos aromáticos es análogo a la substitución electrofílica, lo cual produce el retardo dentro de la substitución (Lipczynska-Kochany, 1991). De tal forma, el efecto de adsorción sobre el carbón activado se potencia, además de dar paso a la oxidación por acción de los radicales hidroxilos (Tabla 61).

Al aumentar la concentración inicial de Fe^{2+} apareció un incremento en la degradación de la materia orgánica. Sin embargo, a concentraciones altas se ha observado poco efecto del Fe(II) en la degradación (Figuras 118, 119 y 120).

Tabla 61. Parámetros de reactividad para el sistema de reacción O_3/UV/Fe(II)-C 2,00g a un tiempo de 70 minutos, para una solución de fenol de 2, 5 y 10 ppm

Concentración (ppm)	Porcentaje de Fe (%)	$[O_3]_o$ (ppm)	$[O_3]_f$ (ppm)	Fracción de ozono consumida	DQO (mgO_2/L)	% Conversión	Concentración final de fenol (ppm)
2	0,25	9473,30	4726,53	0,50	18,72	66,78	0,66
	0,50	10372,94	3641,70	0,64	22,77	67,76	0,64
	0,75	9234,92	3547,19	0,61	17,86	69,93	0,60
	1,00	9459,70	6104,64	0,35	18,81	71,41	0,57
5	0,25	9536,86	3232,05	0,66	19,40	72,53	1,37
	0,50	9747,64	3703,52	0,62	19,54	73,11	1,34
	0,75	9736,96	3133,12	0,67	17,63	80,22	0,98
	1,00	9353,64	2836,13	0,69	17,90	84,66	0,76
10	0,25	9487,07	2728,50	0,71	17,04	86,10	1,38
	0,50	9475,86	2873,29	0,69	15,54	88,40	1,15
	0,75	9630,60	2316,34	0,75	16,54	93,39	0,66
	1,00	9474,98	2358,71	0,75	16,95	91,38	0,86

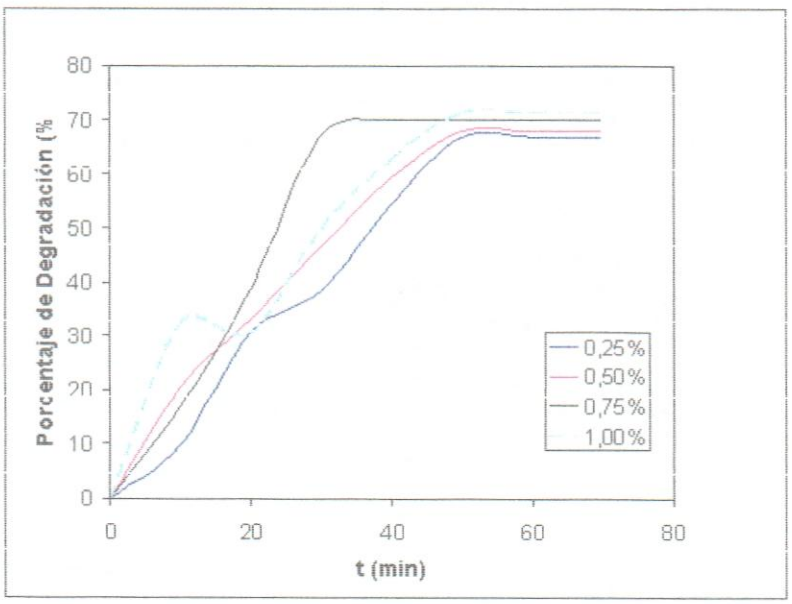

Figura 118. Sistemas O_3/UV/Fe(II)-C 2,0g/ 2 ppm para diferentes porcentajes de hierro dentro del catalizador

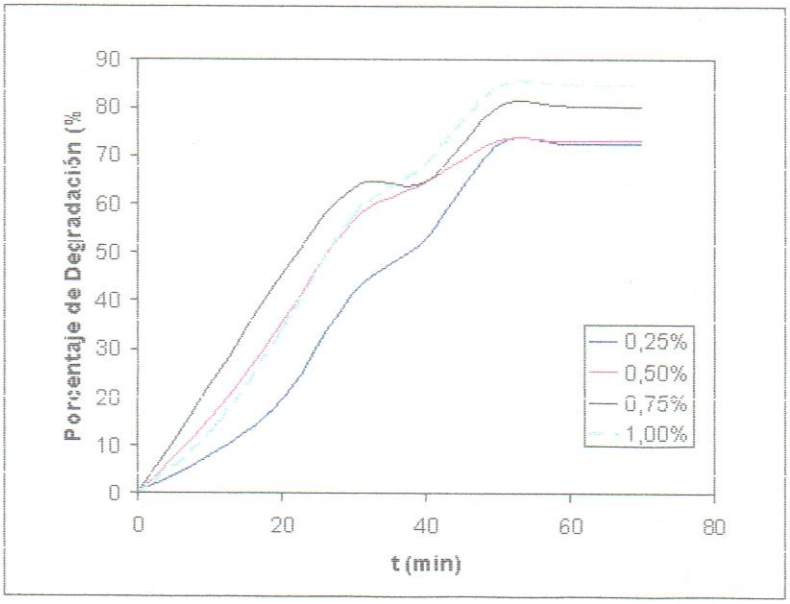

Figura 119. Sistemas O_3/UV/Fe(II)-C 2,0g/ 5 ppm para diferentes porcentajes de hierro dentro del catalizador

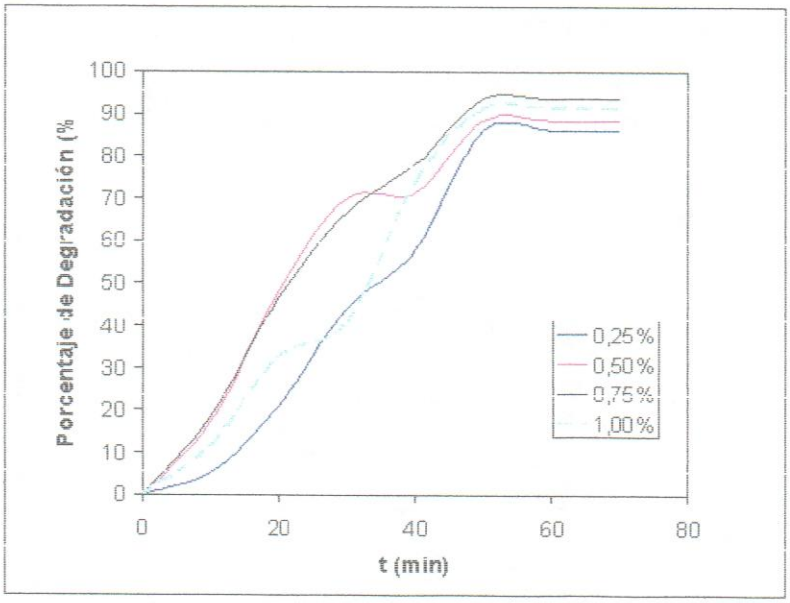

Figura 120. Sistemas O_3/UV/Fe(II)-C 2,0g/ 10 ppm para diferentes porcentajes de hierro dentro del catalizador

c. Influencia de la cantidad de catalizador

La introducción del catalizador dentro de la reacción tiene un efecto importante en la velocidad inicial de degradación ya que, no sólo logra una importante generación de radicales libres debido a la reacción directa del ozono con los sitios activos, sino que también disminuye las limitaciones producidas por la solubilidad del ozono (Pérez, 2005). Una mayor superficie de catalizador conlleva mayor capacidad de retención de contaminantes (Ver Tabla 62).

Tabla 62. Parámetros de reactividad para el sistema de reacción O_3/UV/Fe(II)-C a un tiempo de 70 minutos, para una solución de fenol de 2 ppm

Porcentaje de hierro (%)	Gramos de Catalizador (g)± 0,1	$[O_3]_o$ (ppm)	$[O_3]_f$ (ppm)	Fracción de ozono consumida	DQO (mgO_2/L)	% Conversión	Concentración final de fenol (ppm)
0,25	0,5	10122,30	6839,21	0,32	28,36	38,09	1,23
	1,0	9327,49	6051,60	0,35	23,63	52,55	0,94
	2,0	9473,30	4728,53	0,50	18,72	66,78	0,66
0,50	0,5	9732,94	5792,15	0,40	26,36	42,25	1,15
	1,0	9318,72	4930,57	0,47	22,72	53,49	0,93
	2,0	10372,91	3611,70	0,64	22,77	67,76	0,64
0,75	0,5	9583,64	5919,31	0,38	27,50	44,27	1,11
	1,0	9368,40	4752,66	0,49	24,63	57,41	0,85
	2,0	9234,92	3547,19	0,61	17,86	69,93	0,60
1,00	0,5	11374,65	5604,08	0,50	25,54	46,58	1,06
	1,0	9473,00	4304,16	0,54	22,27	60,21	0,79
	2,0	9459,70	6104,64	0,35	18,81	71,41	0,57

Este comportamiento se ilustra mejor en las Figura 121 y 122 donde, se observan incrementos en las velocidades de reacción al aumentar el porcentaje de hierro en el catalizador a medida que la masa de catalizador es mayor.

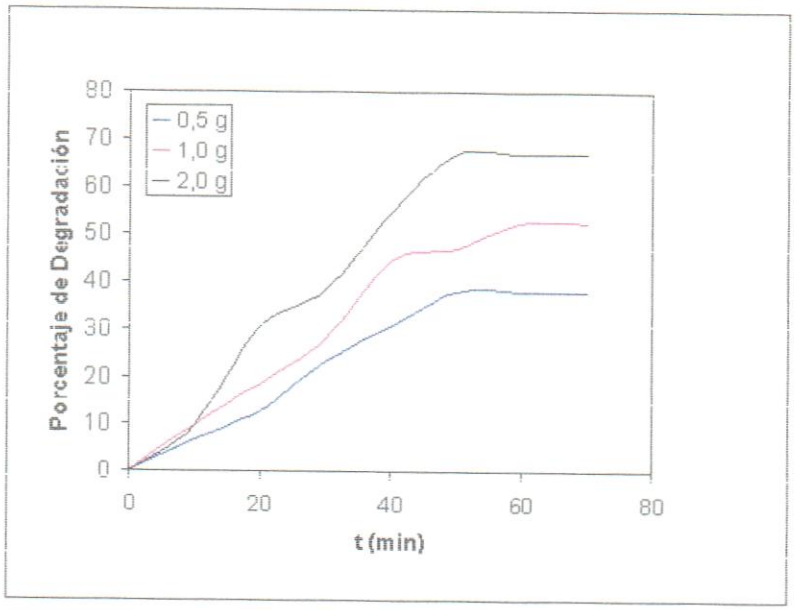

Figura 121. Sistemas O_3/UV/Fe(II)-C 0,25%/2 ppm para diferentes masas de catalizador

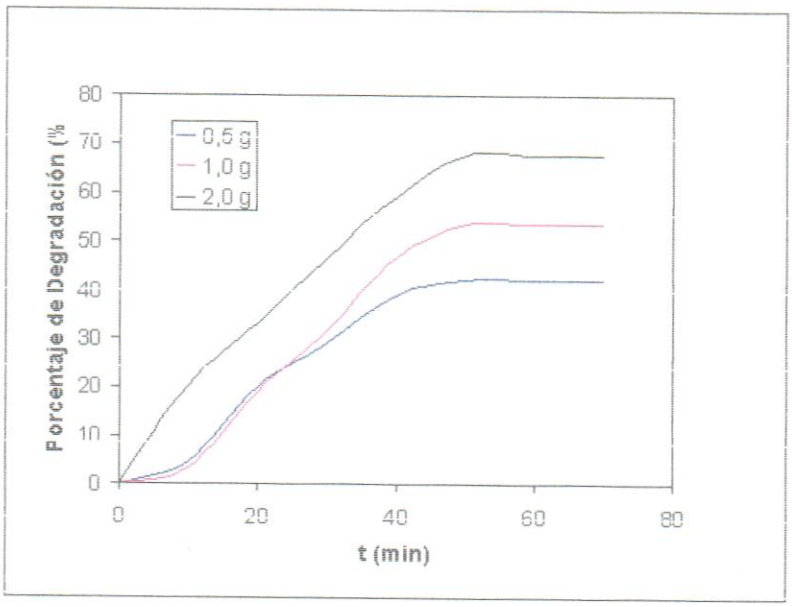

Figura 122. Sistemas O_3/UV/Fe(II)-C 0,50%/2 ppm para diferentes masas de catalizador

Cuando se incrementa aún más dicho porcentaje de hierro (0,75% y 1,00%), los porcentajes de conversión disminuyen drásticamente hasta reducir simultáneamente la toxicidad y el contenido de materia orgánica en el orden del 20

% a 30 % en tiempos que oscilan entre 25 y 45 minutos, con respecto a los sistemas antes estudiados (Ver Figuras 123 y 124).

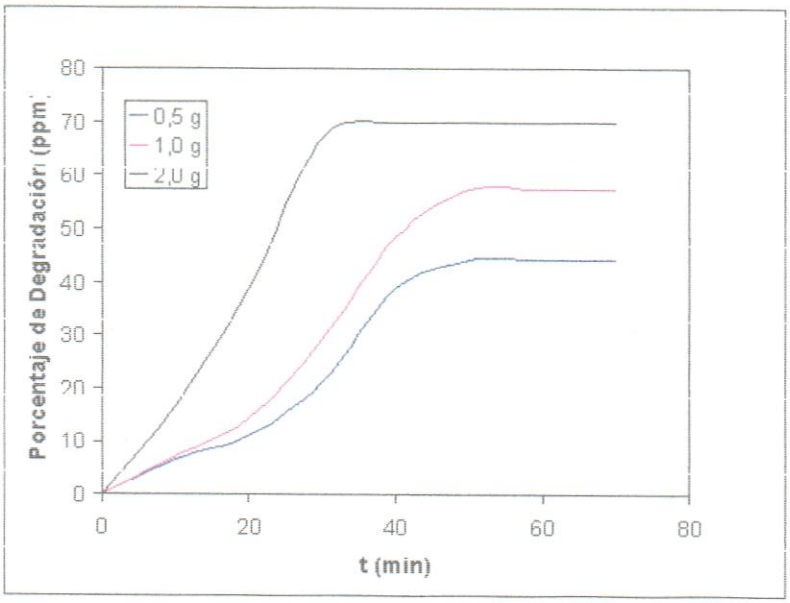

Figura 123. Sistemas O_3/UV/Fe(II)-C 0,75%/2 ppm para diferentes masas de catalizador

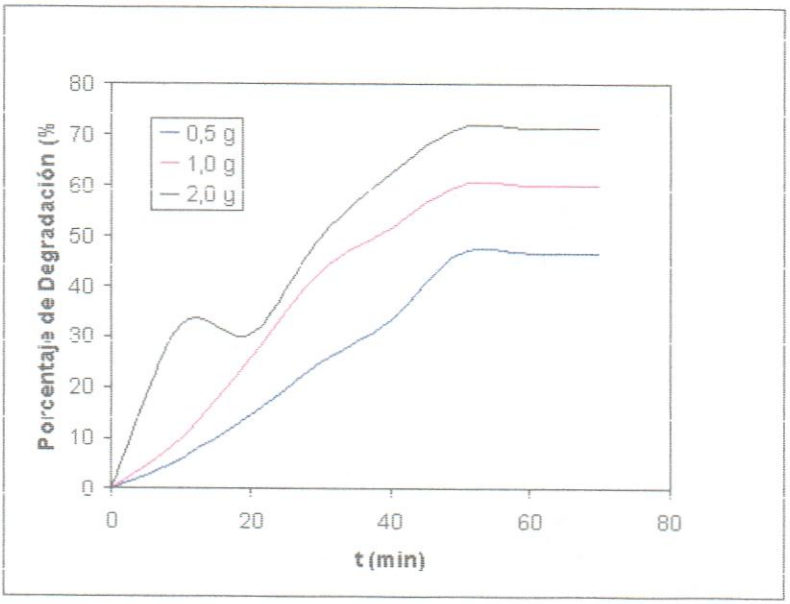

Figura 124. Sistemas O_3/UV/Fe(II)-C 1,00%/2 ppm para diferentes masas de catalizador

Puesto que mayores cantidades de catalizador conllevan un aumento de la superficie y simultáneamente un ensanchamiento de la microporosidad, la alta capacidad de eliminación de fenol se asegura en estos casos cuando la superficie es alta. Sin embargo, un elevado grado de hierro conduce a un descenso de la densidad y la resistencia mecánica del carbón. Además, en microporos de gran tamaño desciende la intensidad de la retención por el fenol, perdiendo eficacia en procesos de descontaminación. Hay por tanto un valor óptimo de superficie-microporosidad-grado de activación adecuado a cada proceso de aplicación, que hay que tomar en consideración a la hora de realizar las experimentaciones (Tabla 63).

Tabla 63. Parámetros de reactividad para el sistema de reacción O_3/UV/Fe(II)-C a un tiempo de 70 minutos, para una solución de fenol de 5 ppm

Porcentaje de hierro (%)	Gramos de Catalizador (g)± 0,1	$[O_3]_o$ (ppm)	$[O_3]_f$ (ppm)	Fracción de ozono consumida	DQO (mgO_2/L)	% Conversión	Concentración final de fenol (ppm)
0,25	0,5	9713,44	4029,74	0,58	25,63	48,75	2,56
	1,0	9583,65	4758,95	0,50	20,00	62,81	1,85
	2,0	9536,86	3232,05	0,66	19,40	72,53	1,37
0,50	0,5	9896,49	3972,94	0,59	27,13	52,69	2,36
	1,0	9637,65	3846,73	0,60	23,72	63,13	1,84
	2,0	9747,64	3703,52	0,62	19,54	73,11	1,34
0,75	0,5	9794,60	3654,64	0,62	23,13	57,87	2,10
	1,0	9215,58	3651,19	0,60	17,86	69,47	1,52
	2,0	9736,96	3133,12	0,67	17,63	80,22	0,98
1,00	0,5	9582,52	4868,57	0,49	25,59	55,91	2,20
	1,0	9537,75	3778,31	0,60	20,00	65,75	1,71
	2,0	9353,64	2836,13	0,69	17,90	84,66	0,76

Al emplear concentraciones iniciales de 5 ppm en fenol, se siguen cumpliendo los fenómenos antes expuestos donde, incrementos en la masa de catalizador, conllevan a aumentos en la velocidad de mineralización que se potencian con aumentos en los porcentajes de hierro dentro de los catalizadores (Figuras 125 a 128).

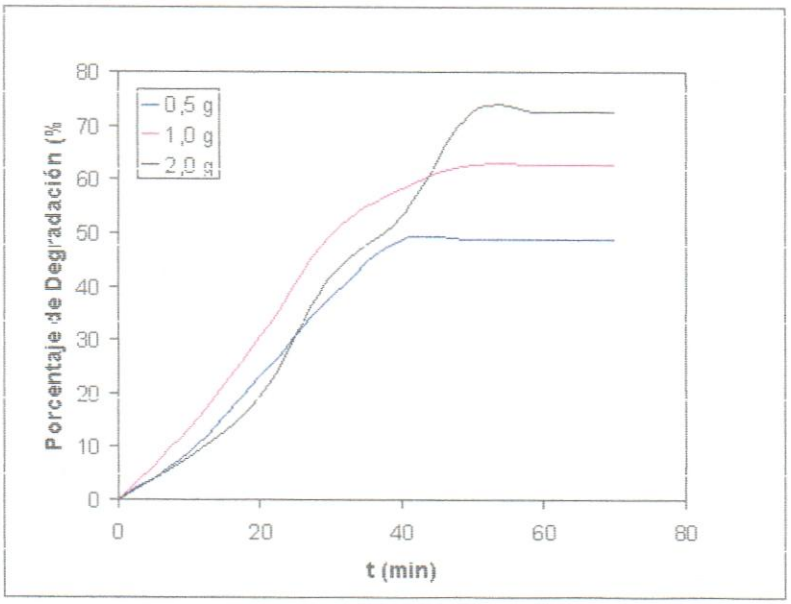

Figura 125. Sistemas O_3/UV/Fe(II)-C 0,25%/5 ppm para diferentes masas de catalizador

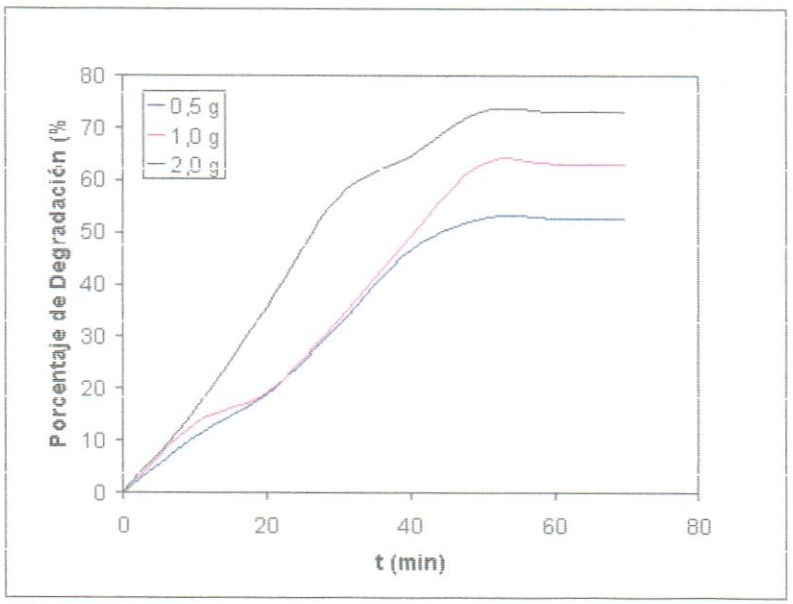

Figura 126. Sistemas O_3/UV/Fe(II)-C 0,50%/5 ppm para diferentes masas de catalizador

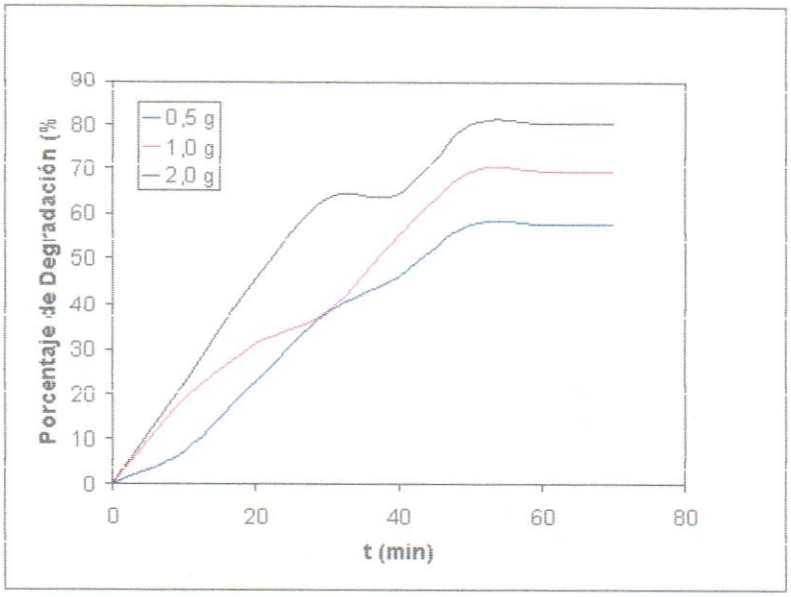

Figura 127. Sistemas O_3/UV/Fe(II)-C 0,75%/5 ppm para diferentes masas de catalizador

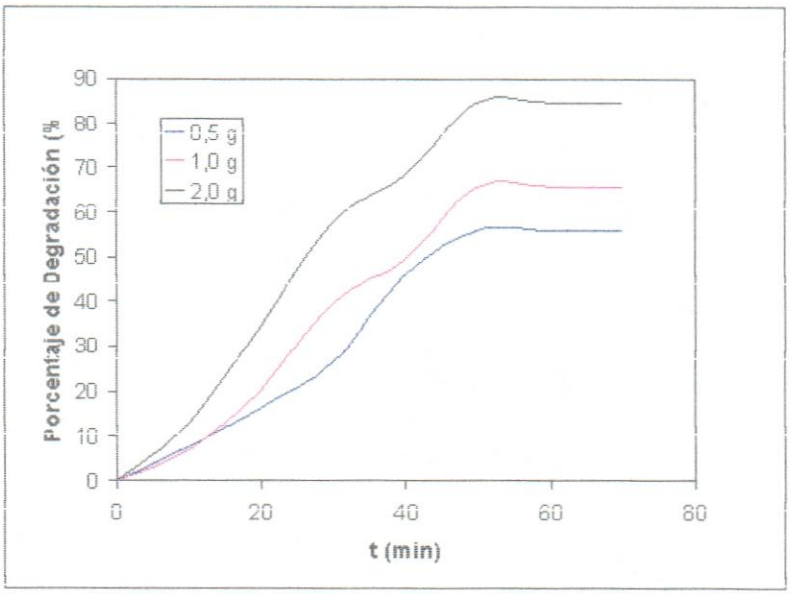

Figura 128. Sistemas O_3/UV/Fe(II)-C 1,00%/5 ppm para diferentes masas de catalizador

Para las reacciones que involucran concentraciones iniciales de 10 ppm en fenol, se obtuvieron eficiencias entre 54 % y 86 % para 0,25 % de hierro dentro del

catalizador. Una vez que se duplico el porcentaje de hierro los porcentajes de degradación sólo aumentaron alrededor de un 2 % para las mismas masas del catalizador; pero al incrementar el activo en 1,00 g se lograron alcanzar porcentajes de degradación de 10 % a 15 % por encima de los valores obtenidos inicialmente (Tabla 64).

Tabla 64. Parámetros de reactividad para el sistema de reacción O_3/UV/Fe(II)-C a un tiempo de 70 minutos, para una solución de fenol de 10 ppm

Porcentaje de hierro (%)	Gramos de Catalizador (g)± 0,1	$[O_3]_o$ (ppm)	$[O_3]_f$ (ppm)	Fracción de ozono consumida	DQO (mgO_2/L)	% Conversión	Concentración final de fenol (ppm)
0,25	0,5	10648,47	4963,37	0,53	26,00	54,46	4,55
	1,0	9265,74	4128,46	0,55	22,36	69,58	3,04
	2,0	9487,07	2728,50	0,71	17,04	86,10	1,38
0,50	0,5	10738,59	4862,15	0,54	22,68	58,35	4,16
	1,0	9737,62	3942,71	0,59	17,00	74,50	2,54
	2,0	9475,86	2873,29	0,69	15,54	88,40	1,15
0,75	0,5	9474,67	4841,54	0,48	24,36	61,27	3,87
	1,0	9378,54	3722,58	0,60	17,50	77,45	2,25
	2,0	9630,60	2316,34	0,75	16,54	93,39	0,66
1,00	0,5	9621,46	5213,02	0,45	21,27	66,90	3,30
	1,0	9409,53	3171,05	0,66	17,40	73,44	2,65
	2,0	9474,98	2358,71	0,75	16,95	91,38	0,86

Se obtuvieron porcentajes de remoción por encima de los valores obtenidos con los sistemas de reacción que emplearon 2 y 5 ppm en fenol . Las concentraciones de fenol al terminar las reacciones alcanzaron entre 4 ppm y 0,6 ppm; para 0,25 % de hierro/0,5 g de catalizador; y 1,00 % de hierro/2,0 g de catalizador, respectivamente (Figuras 129 a 132).

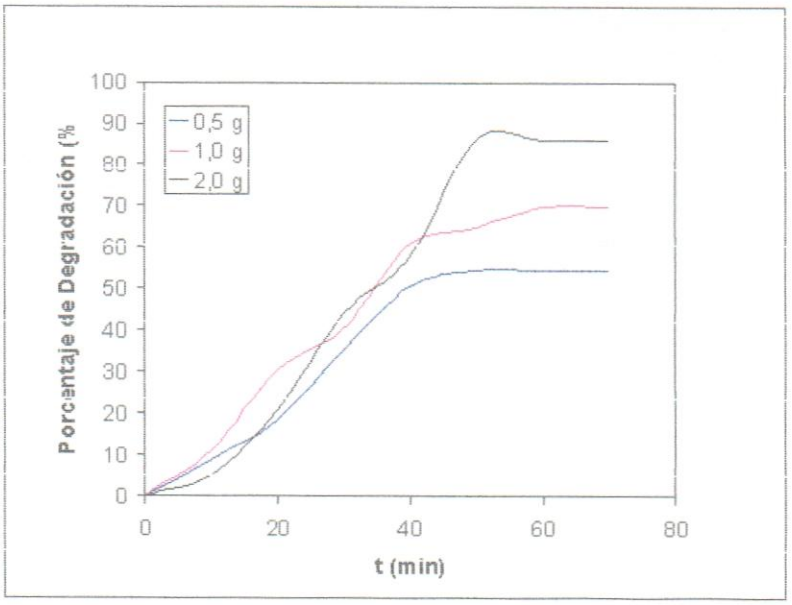

Figura 129. Sistemas O_3/UV/Fe-C 0,25%/10 ppm para diferentes masas de catalizador

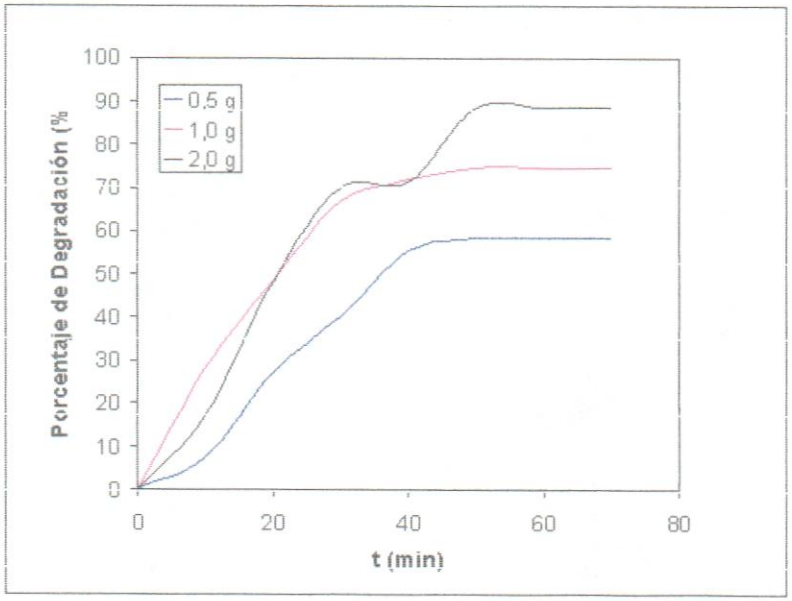

Figura 130. Sistemas O_3/UV/Fe(II)-C 0,50%/10 ppm para diferentes masas de catalizador

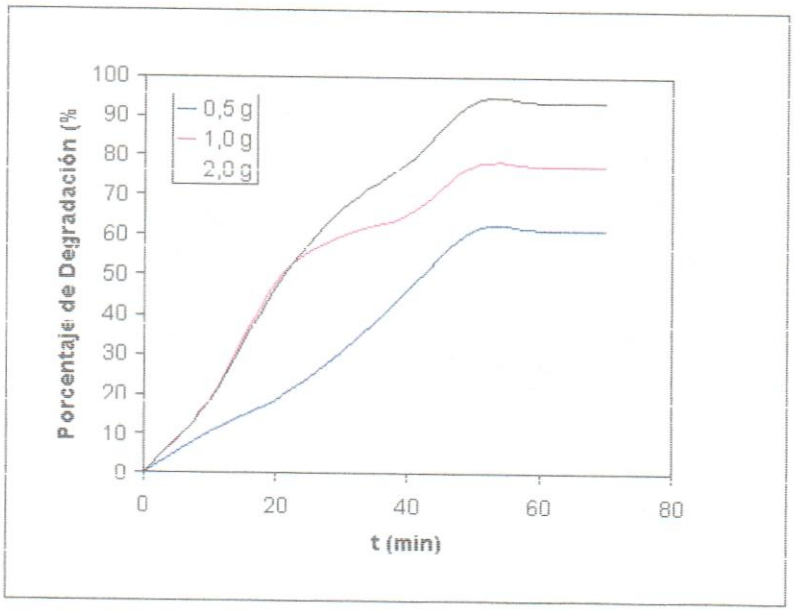

Figura 131. Sistemas O_3/UV/Fe(II)-C 0,75%/10 ppm para diferentes masas de catalizador

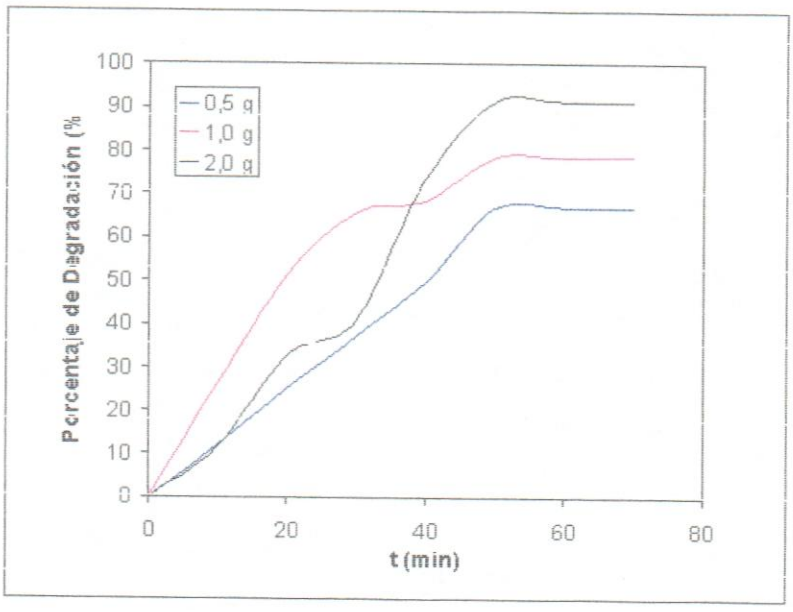

Figura 132. Sistemas O_3/UV/Fe(II)-C 1,00%/10 ppm para diferentes masas de catalizador

Los radicales libres, que se forman en la superficie del catalizador, se propagan de forma homogénea y terminan de forma homogénea o heterogénea. Además, la

fase de propagación y terminación se ve muy influida por la relación fase líquida/ fase sólida. En la oxidación de fenol, se forman una gran variedad de compuestos intermedios, debido a una oxidación parcial, entre ellos, los observador mayoritariamente son: catecol, hidroquinona, benzoquinona, ácido maleico, oxálico, acético, etc. Parece que los intermediarios de tipo benzoquinona o quinonas, una vez formados, se transforman rápidamente a compuestos de bajo peso molecular, siendo los ácidos los más refractarios a la oxidación total, a CO_2. La presencia de ciertas sustancias o de intermediarios fenolicos, como los nitrofenoles (que se han identificado entre los intermedios, según otros autores), puede promover la descomposición del ozono que aumenta la generación de radicales libres (Staehelin y Hoigné, 1985).

En la Figura 133 se ha representado un esquema de los principales compuestos formados durante el proceso de oxidación del fenol.

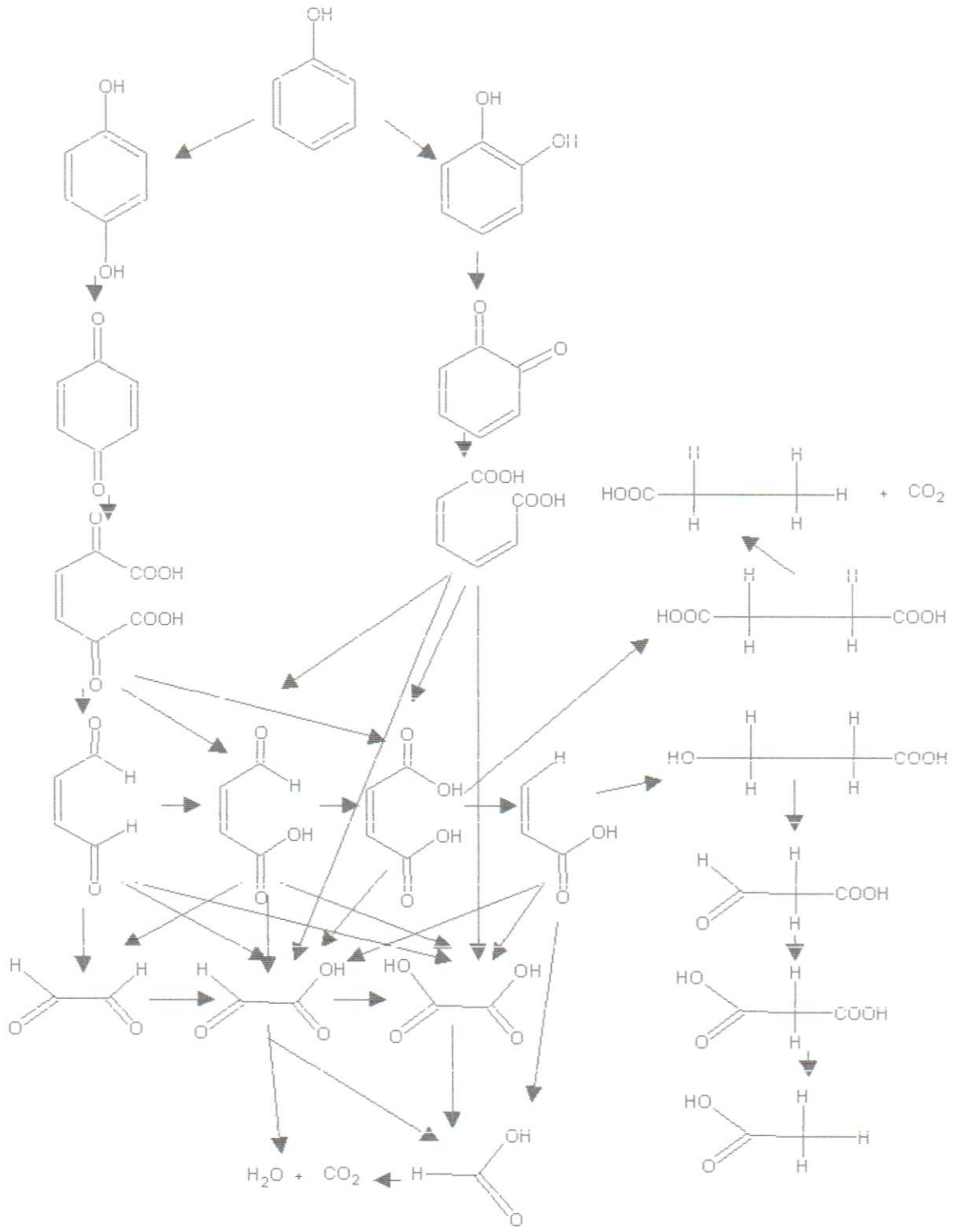

Figura 133. Pasos de la oxidación de fenol (Devlin y Harris, 1984).

B. SISTEMAS ANALIZADOS A MICROESCALA PILOTO

Se realizaron una serie de experimentos para estudiar la degradación de fenol y dodecibencenosulfonato de sodio a microescala piloto, con un equipo diseñado y construido para tal fin. Se evaluó el comportamiento del equipo bajo diferentes condiciones, hasta obtener estabilidad en los parámetros evaluados.

Inicialmente, se estudio la degradación de fenol empleando soluciones de 10 ppm y hierro metálico como catalizador; dicha selección fue tomada en consideración para este estudio porque corresponde al sistema que proporcionó mejores porcentaje de conversión a escala laboratorio; entonces proporciona un criterio de comparación con los análisis que se mostraran a continuación; donde se emplearon reflectores de halógeno 300/500 W para simular la luz solar.

1. Ozonación combinada con luz solar y hierro másico en soluciones acuosas de fenol

a. Estudio de degradación

Cuanto mayor es la masa de catalizador menor es el tiempo para alcanzar la degradación de fenol, según se muestra en la Tabla 65; además de que un incremento en esa masa conlleva una aumento de la fracción de ozono consumido.

En las Tablas A.2.1 y A.2.2, del Anexo A se muestra que los máximos porcentajes de degradación para estos sistemas son alcanzados alrededor de los 40 minutos, donde se alcanzan conversiones entre 60 y 70%.

Tabla 65. Parámetros de reactividad para el sistema de reacción O_3/Luz Visible/Fe un tiempo de 70 minutos, para una solución de fenol de 10 ppm

Gramos de Catalizador (g)± 0,1	$[O_3]_o$ (ppm)	$[O_3]_f$ (ppm)	Fracción de ozono consumida	DQO (mgO_2/L)	% Conversión	Concentración final de fenol (ppm)
1,0	7649,93	3117,84	0,59	24,04	62,28	3,77
5,0	7392,70	2867,39	0,61	26,90	67,46	3,25

De manera ilustrativa la Figura 134 indica que la velocidad de reacción para ambas reacciones es similar al principio de las reacciones, pero a medida que transcurre el tiempo se produce un incremento de velocidad cuando se emplean 5,0 g de catalizador.

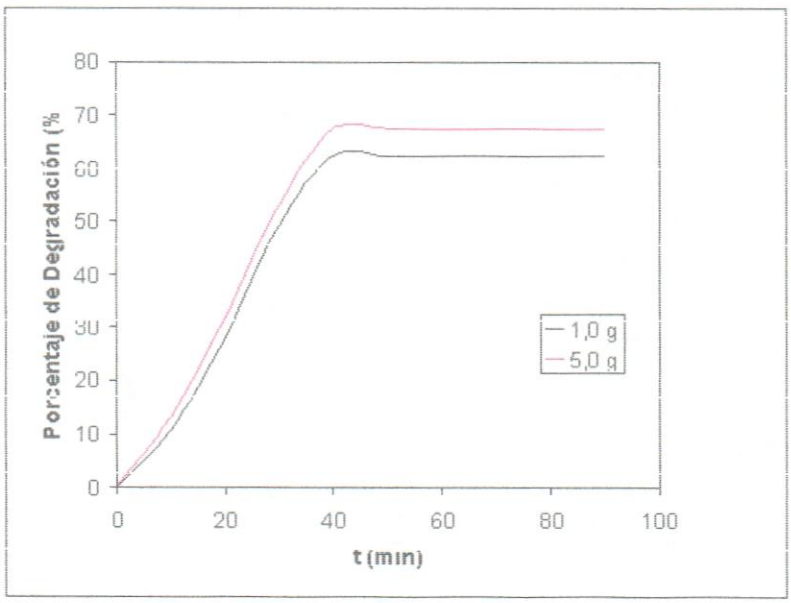

Figura 134. Degradación O_3/Luz Visible/Fe para 10 ppm en fenol

La variación de la concentración de fenol en función del tiempo de reacción se muestra en la Figura 135 para cada masa de catalizador. Se observa que entre 40 y 45 minutos el proceso de oxidación alcanza sus máximos valores para las dos masas de catalizador.

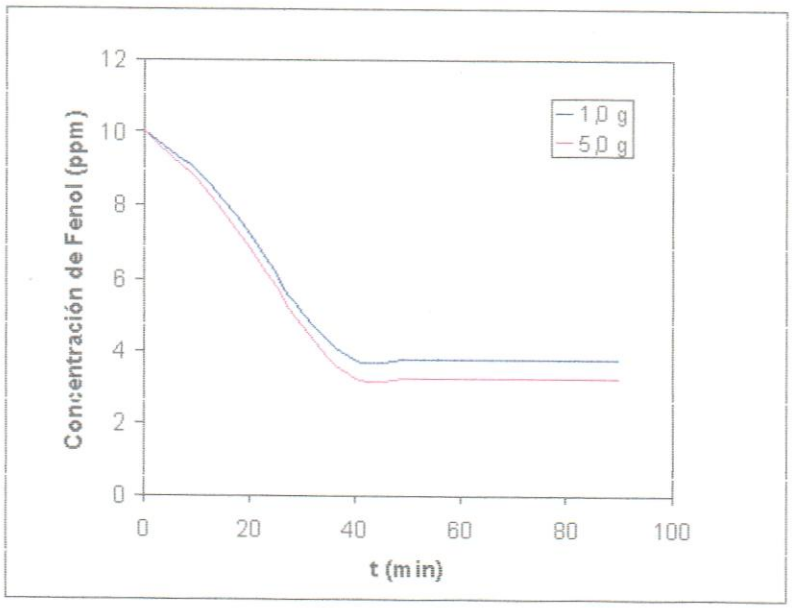

Figura 135. Concentración O_3/Luz Visible/Fe para 10 ppm en fenol

2. Ozonación combinada con luz solar y hierro másico en soluciones acuosas de dodecilbencenosulfonato de sodio

Se realizaron experimentos con dodecilbencenosulfonato de sodio a microescala piloto, porque previamente en esta línea de investigación se han efectuado a escala laboratorio (Pérez, 2005) y de esta manera se pueden establecer comparaciones referenciales con este sistema.

a. Estudio de degradación

Las concentraciones iniciales de dodecilbencenosulfonato de sodio empleadas en este estudio fueron 50, 100 y 200 ppm. La molécula tiene propiedades detergentes, lo cual impidió aumentar la concentración por encima de 200 ppm, debido a que al saturar la solución con el gas, aumenta la formación de espuma. En este rango de concentraciones, la velocidad de desaparición de fenol no parece depender de la fracción de ozono consumido, según se muestra en la Tabla 66; este hecho puede ser debido a una poca transferencia de masa de la

fase gaseosa a la fase líquida por interferencias causadas por la cantidad de espuma presente en los sistemas, de allí que este comportamiento sea diferente a los estudiados con fenol.

Tabla 66. Parámetros de reactividad para el sistema de reacción O_3/Luz Visible/Fe 1,00g a un tiempo de 70 minutos, para una solución de 50, 100 y 200 ppm en dodecilbencenosulfonato de sodio

Concentración de dodecilbenceno-sulfonato de sodio (ppm)	$[O_3]_o$ (ppm)	$[O_3]_f$ (ppm)	Fracción de ozono consumida	DQO (mgO_2/L)	% Conversión	Concentración final de fenol (ppm)
50	7354,85	2845,43	0,61	24,27	62,07	18,96
100	7352,94	3126,03	0,57	24,95	59,08	40,91
200	8037,32	3702,39	0,53	27,72	52,03	95,929

Se observa que la velocidad y porcentaje de degradación aumentan a medida que progresan las reacciones. Las velocidades iniciales de 50 ppm y 100 ppm son menores en comparación con la solución que contiene 200 ppm; pero luego de 15 minutos de reacción la velocidad del sistema con 200 ppm disminuye drásticamente (Figura 136).

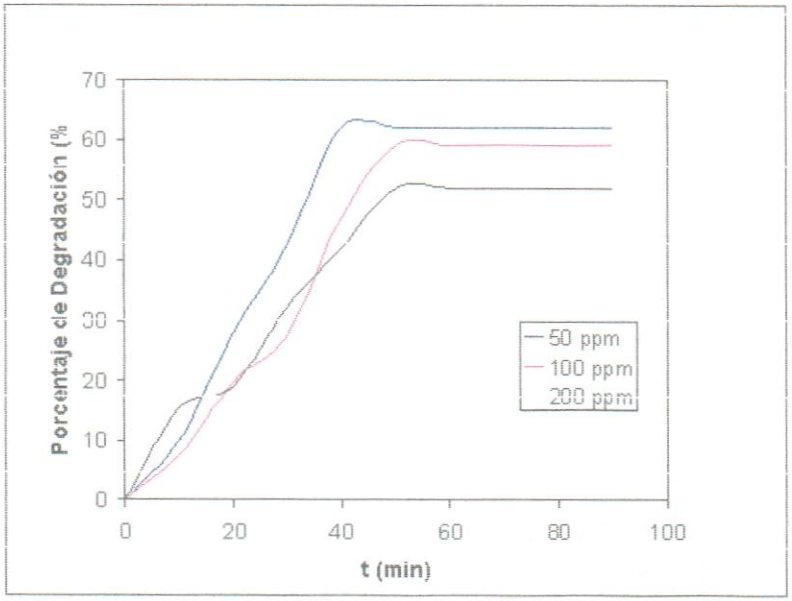

Figura 136. Degradación O_3/Luz Visible/Fe 1,00g para soluciones de DBS

Los procesos de ozonación presentan una compleja relación entre la reacción química y la adsorción. La difusividad puede ocurrir dentro del líquido que llena los poros del catalizador o puede también involucrar difusión interfacial. El catalizador cumple una doble función dentro del sistema, logra un incremento en las disolución de ozono y origina la iniciación de una reacción de descomposición para la formación de especies más reactivas. La efectividad de estos procesos radica, no sólo en garantizar la formación de especies más reactivas ($OH^{\bullet}$), si no en mantener constante la producción de estos radicales durante todo el proceso de oxidación. Por ello, al aumentar la masa de catalizador a 5,00 g de este proceso se ve favorecido en un 10 % en comparación con los sistemas que utilizan 1,00 g de catalizador (Tabla 67).

.

Tabla 67. Parámetros de reactividad para el sistema de reacción O_3/Luz Visible/Fe 5,00g a un tiempo de 70 minutos, para una solución de 50, 100 y 200 ppm en dodecilbencenosulfonato de sodio

Concentración de dodecilbenceno-sulfonato de sodio (ppm)	$[O_3]_o$ (ppm)	$[O_3]_f$ (ppm)	Fracción de ozono consumida	DQO (mgO_2/L)	% Conversión	Concentración final de fenol (ppm)
50	7392,83	2236,79	0,69	21,77	71,56	14,21
100	7364,73	2794,00	0,62	19,50	69,71	30,28
200	7832,78	3029,90	0,613	22,00	65,76	68,47

Existe una tendencia establecida en esta serie de reacciones, en la cual la velocidad inicial de degradación es bastante rápida para los sistemas donde se emplean 50 ppm y 100 ppm de dodecilbencenosulfonato de sodio, pero luego dicha velocidad disminuye drásticamente porque las especies oxidadas alcanzan sus máximos porcentajes de degradación, este fenómeno se observa claramente en el Figura 137. Donde además se percibe claramente que la velocidad de reacción para el sistema con 200 ppm de dodecilbencenosulfonato de sodio es más lenta en comparación a los otros sistemas, debido a la interferencia producida por la gran cantidad de espuma y que evitan considerablemente la transferencia de masa de la fase gaseosa a la fase acuosa.

También, se ha estudiado el efecto de la concentración inicial de dodecilbencenosulfonato de sodio en el rango de 50 a 200 ppm, ya que a mayores concentraciones se producían problemas de espuma. El pH se ha dejado evolucionar libremente y la producción de ozono se mantuvo entre (0,10 – 0,15) L/min. En este rango de concentración, la velocidad de desaparición de dodecilbencenosulfonato de sodio parece incrementarse a medida que la concentración inicial de contaminantes es mayor (Figuras 138 y 139); pero los porcentajes de degradación son menores, como se confirma en las Tablas 66 y 67).

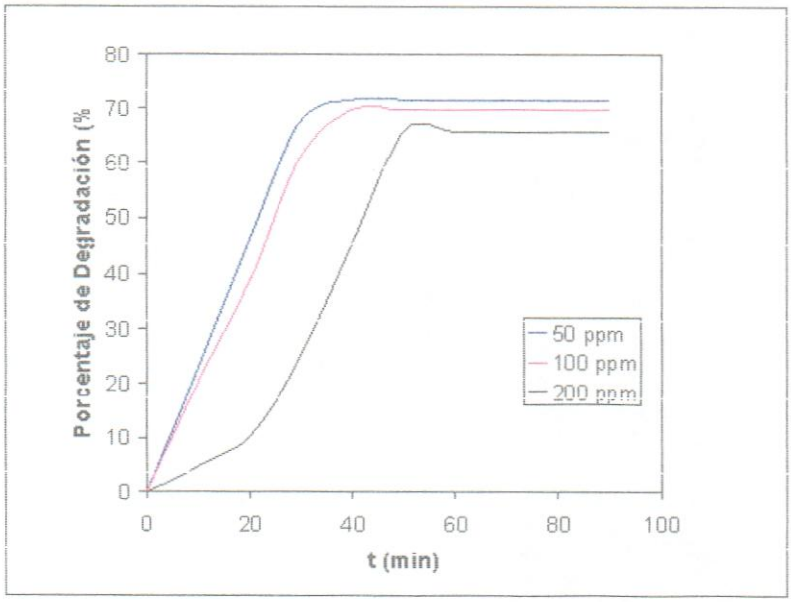

Figura 137. Degradación O_3/Luz Visible/Fe 5,00g para soluciones de DBS

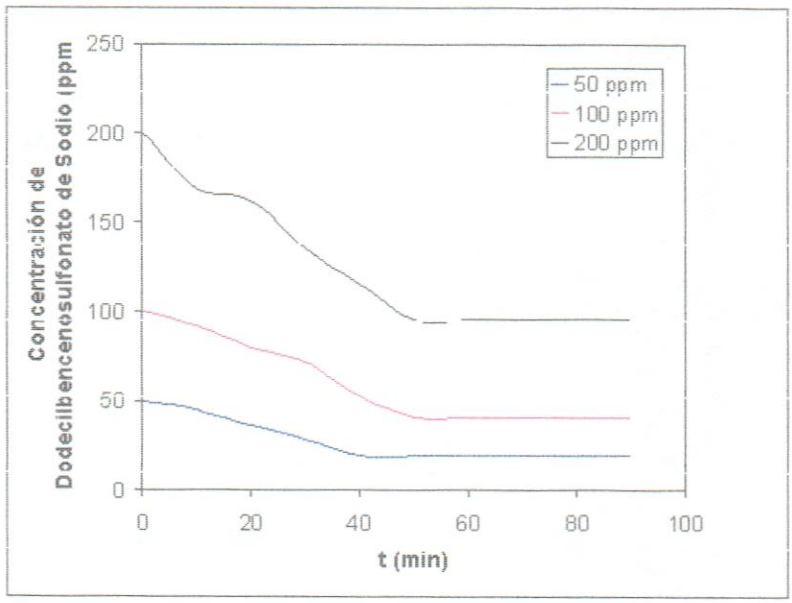

Figura138. Concentración O_3/Luz Visible/Fe 1,00g para soluciones de DBS

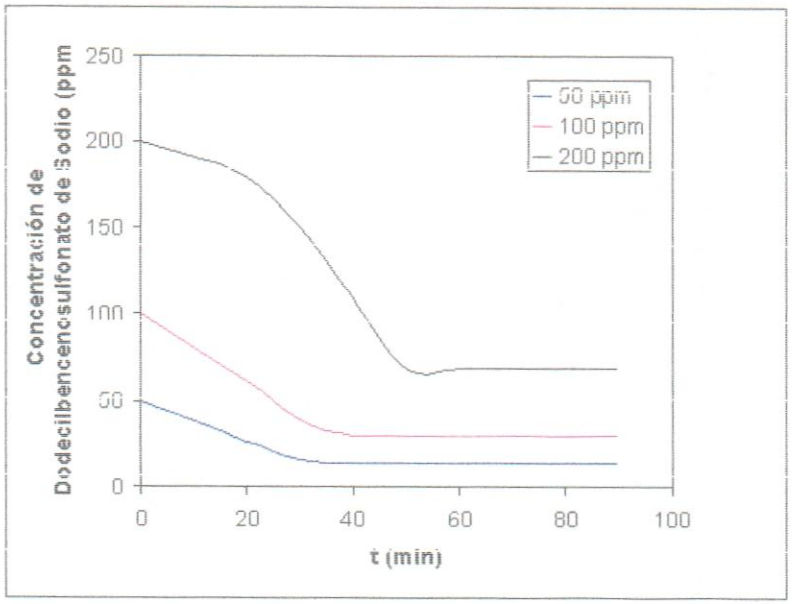

Figura 139. Concentración O_3/Luz Visible/Fe 5,00g para soluciones de DBS

b. Influencia de la cantidad de hierro másico

El alto porcentaje de degradación y las altas velocidades de conversión de este tipo de sistemas en el cual está involucrada una superficie catalítica son debidas a que toma lugar el transporte de la corriente gaseosa de ozono al líquido en una primera etapa del proceso y luego, tanto la molécula orgánica como el ozono pueden o no ser adsorbidos en la superficie del catalizador (Pérez, 2005).

En las Figuras 140 al 142 se observa que, al incrementar la masa de catalizador aumenta el porcentaje de degradación en los sistemas de reacción. Además de que las velocidades de reacción son rápidas inicialmente cuando se emplean 50 ppm y 100 ppm, pero al emplear 200 ppm y 5,00 g de catalizador la reacción presenta inicialmente retardo debido a la transferencia de masa causada por la espuma, como ya se ha mencionado con anterioridad. Además con el aumento de la masa del catalizador aumenta la cantidad de hierro y por ende los sitios activos en los cuales se llevan a cabo las reacciones.

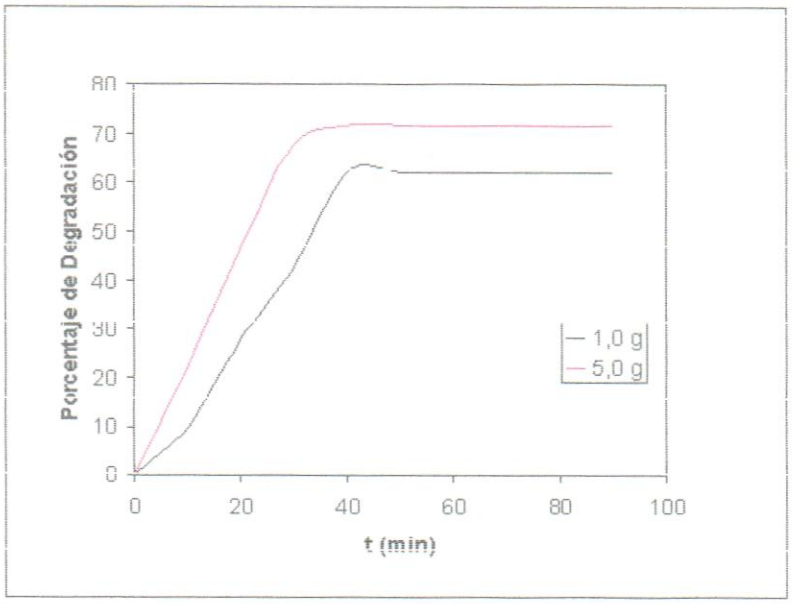

Figura 140. Porcentaje de degradación en función de la masa de catalizador O_3/Luz Visible/Fe para 50 ppm de DBS

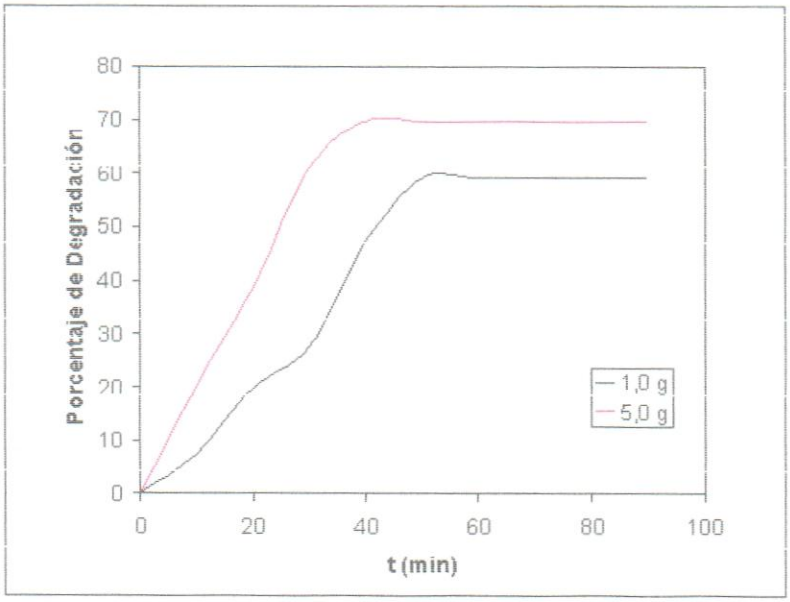

Figura 141. Porcentaje de degradación en función de la masa de catalizador O_3/Luz Visible/Fe para 100 ppm de DBS

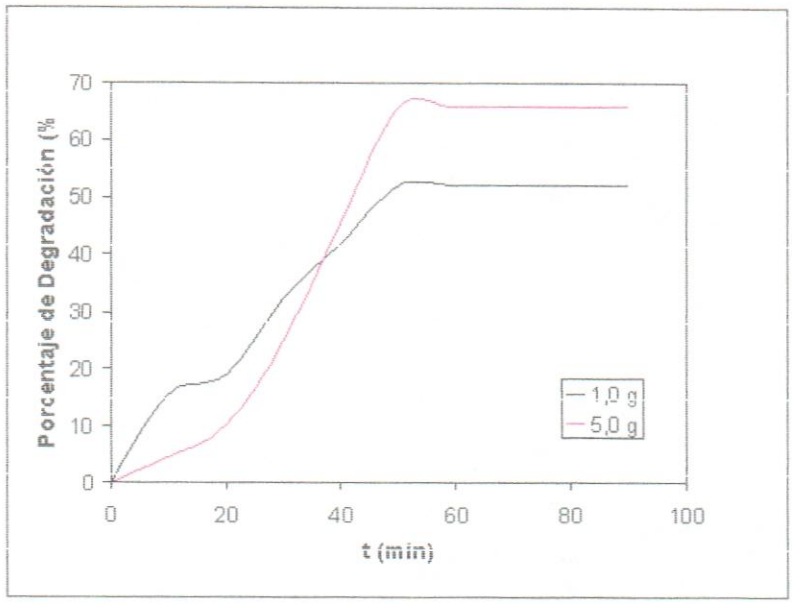

Figura 142. Porcentaje de degradación en función de la masa de catalizador O_3/Luz Visible/Fe para 200 ppm de DBS

En las Tablas A.2.3 y A.2.8, del Anexo A se muestra detalladamente los resultados obtenidos para cada uno de estos sistemas de reacción.

3. Ozonación combinada con luz solar, hierro másico y HNO_3 al 5% a microescala piloto

El equipo empleado a microescala piloto consta de un sistema dosificador de HNO_3 al 5 % que funciona como una solución regeneradora de catalizador. Debido a que, a medida que las reacciones progresan la actividad catalítica disminuye, es necesario regenerar los catalizadores pero actualmente no se disponen de sistemas *in situ* que permitan optimizar los tiempos de operación a nivel industrial; así que se consideró de gran importancia la realización de este tipo de experimentos. Estas reacciones se presentan de manera detallada en el Anexo A, Tablas A.2.9 a A.2.12.

A lo largo del proceso de ozonación de una solución de 10 ppm en fenol se dosificó HNO_3 a razón de 20 gotas por minuto (aproximadamente 1 mL/min) para determinar la eficiencia de este método.

En la Tabla 68 se aprecia que la fracción de ozono consumido permanece prácticamente invariable, pese a que la masa de catalizador haya sido incrementada, lo que según la tabla, se traduce en un ligero aumento de la degradación al aumentar dicha masa; la incidencia de la luz solar puede no ser suficiente para dar origen a mayores cantidades de iones hidroxilos y por tanto, quien ejerce mayor influencia en el proceso es el catalizador.

Tabla 68. Parámetros de reactividad para el sistema de reacción O_3/Luz Visible/Fe y HNO_3/ 5% a un tiempo de 70 minutos, para una solución de fenol de 10 ppm

Gramos de Catalizador (g)± 0,1	$[O_3]_o$ (ppm)	$[O_3]_f$ (ppm)	Fracción de ozono consumida	DQO (mgO_2/L)	% Conversión	Concentración final de fenol (ppm)
1,0	7538,33	3147,94	0,58	23,68	63,53	3,64
5,0	7469,27	3032,74	0,59	26,63	66,47	3,35

En este tipo de procesos no es tan evidente la dependencia que existe entre la efectividad del proceso de degradación y la capacidad con que se produce la adsorción en el catalizador, como se señala en ela Figura 143.

Una posible causa por la cual la degradación está limitada, es que durante la reacción directa del ozono con los sitios activos de hierro, pueden estarse formando especies intermediarias que son capaces de oxidar el Fe^{2+} formado a Fe^{3+}, con lo cual se establece una competencia entre la reacción del ozono con los sitios activos y del intermediario formado. Al aumentar la concentración de hierro, se estaría aumentando la concentración de la especie intermediaria formada y en consecuencia se limitaría cada vez más la formación de agentes oxidantes.

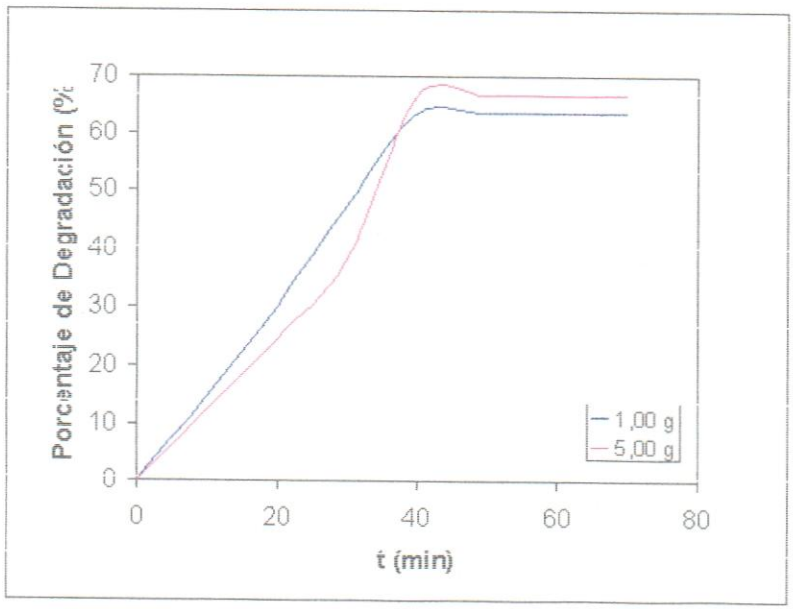

Figura 143. Degradación O_3/Luz Visible/Fe 10 ppm para una solución acuosa de fenol

Cuando se analiza la reacciones de 50 ppm en dodecilbencenosulfonato de sodio se observa el mismo comportamiento encontrado para la solución de fenol; pero con un mayor incremento de la degradación en el surfactante cuando se aumenta la masa del catalizador, comparado con la solución de fenol (Tabla 69).

Tabla 69. Parámetros de reactividad para el sistema de reacción O_3/Luz Visible/Fe y HNO_3/ 5% a un tiempo de 70 minutos, para una solución de dodecilbencenosulfonato de sodio de 50 ppm

Gramos de Catalizador (g)± 0,1	$[O_3]_o$ (ppm)	$[O_3]_f$ (ppm)	Fracción de ozono consumida	DQO (mgO_2/L)	% Conversión	Concentración final de fenol (ppm)
1,0	7283,58	2748,30	0,62	24,72	66,56	16,71
5,0	7740,38	2153,94	0,72	19,68	71,34	14,32

En la Figura 144 se observa que, al principio de las reacciones las velocidades son aproximadamente iguales, pero a medida que transcurre el tiempo la solución que emplea 1,00 g de catalizador alcanza su estabilidad antes de la solución que

emplea 5,00 g de catalizador. Dicho comportamiento es de esperarse, ya que al incrementar la cantidad de catalizador, el porcentaje de degradación debe ser mayor.

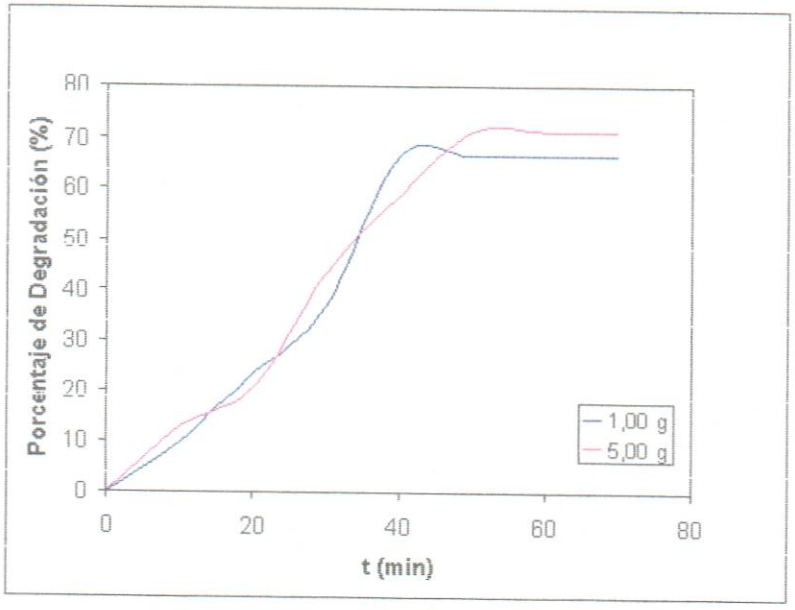

Figura 144. Degradación O_3/Luz Visible/Fe 50 ppm para una solución acuosa de dodecilbencenosulfonato de sodio

Para establecer la eficiencia del HNO_3 dentro de los sistemas de reacción y su contribución en la regeneración del catalizador, se compararon las reacciones en presencia y ausencia de éste.

Puede comprobarse que el efecto de la adición de HNO_3 en la reacción de O_3/Luz Visible/Fe 1,00g es prácticamente nulo en la velocidad de eliminación del fenol (Tabla 70, Figura 145). Esto podría sugerir que el factor que está influenciando este comportamiento es la cantidad de HNO_3 agregado durante las reacciones, que al entrar en contacto con la solución se dispersa rápidamente y no ejerce el efecto regenerador. Sin embargo, a raíz de la DRX realizada a los catalizadores (Ver sección G) se observa que los difractogramas son iguales al principio y al final de las reacciones lo cual índica que no hay desactivación alguna en los

catalizadores, y que por tanto, mantienen su actividad química durante tiempos más prolongados a los empleados en estas reacciones. Además, el incremento de ácido nítrico dentro de la reacción, daría paso a una disminución de pH y por tanto, la formación de radicales hidroxilos sería inhibida.

Tabla 70. Comparación de los parámetros de reactividad para los sistemas de reacción O_3/Luz Visible/Fe 1,00g y O_3/Luz Visible/Fe 1,00g/HNO_3 5% a un tiempo de 70 minutos, para una solución de fenol de 10 ppm

Sistema de reacción	$[O_3]_o$ (ppm)	$[O_3]_f$ (ppm)	Fracción de ozono consumida	DQO (mgO_2/L)	% Conversión	Concentración final de fenol (ppm)
O_3/Luz Visible/Fe 1,00g	7649,93	3117,84	0,59	24,04	62,28	3,77
O_3/Luz Visible/Fe 1,00g/HNO_3 5%	7538,33	3147,94	0,58	23,68	63,53	3,64

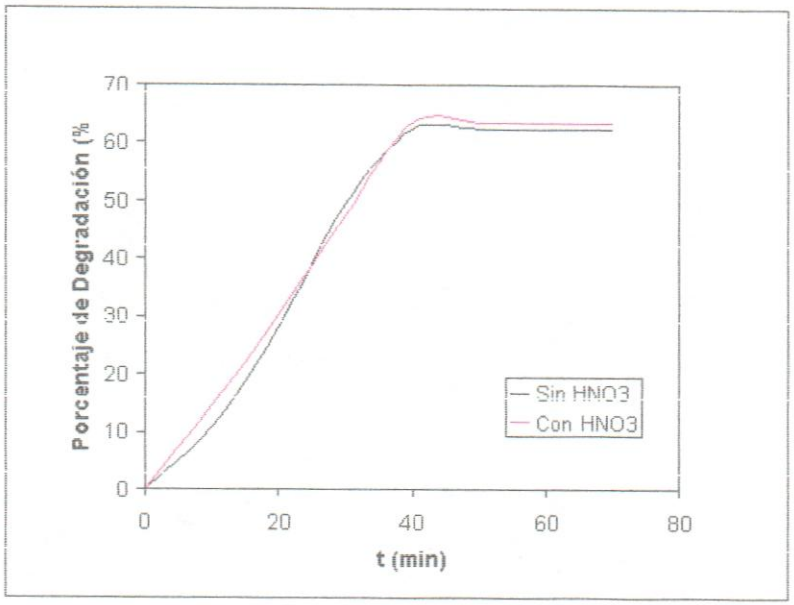

Figura 145. O_3/Luz Visible/Fe 1,0 g/ 10 ppm y O_3/Luz Visible/Fe 1,0 g/ 10 ppm con HNO_3 para fenol

Cuando se emplean 5,00 g de catalizador ocurre el mismo comportamiento descrito anteriormente, lo que ratifica que , la masa de catalizador no es un factor que intervenga en este proceso (Tabla 71).

Tabla 71. Comparación de los parámetros de reactividad para los sistemas de reacción O_3/Luz Visible/Fe 5,00g y O_3/Luz Visible/Fe 5,00g/HNO_3 5% a un tiempo de 70 minutos, para una solución de fenol de 10 ppm

Sistema de reacción	$[O_3]_o$ (ppm)	$[O_3]_f$ (ppm)	Fracción de ozono consumida	DQO (mgO_2/L)	% Conversión	Concentración final de fenol (ppm)
O_3/Luz Visible/Fe 5,00g	7392,70	2867,39	0,61	26,90	67,46	3,25
O_3/Luz Visible/Fe 5,00g/HNO_3 5%	7469,27	3032,74	0,59	26,63	66,47	3,35

En la Figura 146 se ilustran los resultados mostrados en la Tabla anterior, donde se aprecia que entre 20 y 30 minutos de reacción se produce una inhibición de la velocidad de reacción para el sistema que empleó HNO_3. Aparentemente, el HNO_3 esta acidificando el medio de reacción de tal forma, que la producción de radicales hidroxilos disminuye. Este hecho esta sustentado con los pH obtenidos al final de las reacciones (Ver, Anexo A, Tablas A.2.9 a A.2.12).

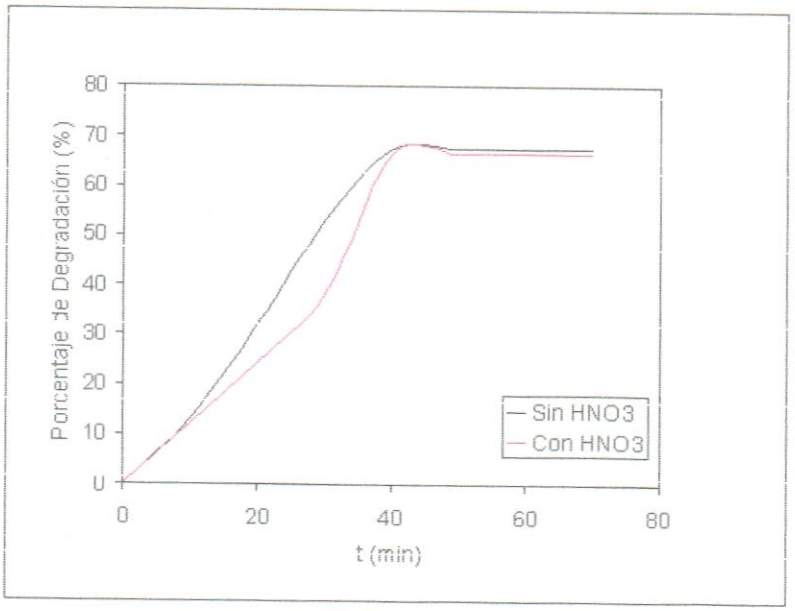

Figura 146. O_3/Luz Visible/Fe 5,0 g/ 10 ppm y O_3/Luz Visible/Fe 5,0 g/ 10 ppm con HNO_3 para fenol

Se efectuaron comparaciones entre los sistemas que emplearon dodecilbencenosulfonato de sodio como contaminante, tomando en consideración las mismas condiciones de trabajo. De la Tabla 72 se desprende que la fracción de ozono consumido permanece casi invariable y por consiguiente el porcentaje de conversión también.

Tabla 72. Comparación de los parámetros de reactividad para los sistemas de reacción O_3/Luz Visible/Fe 1,00g y O_3/Luz Visible/Fe 1,00g/HNO_3 5% a un tiempo de 70 minutos, para una solución de dodecilbencenosulfonato de sodio de 50 ppm

Sistema de reacción	$[O_3]_o$ (ppm)	$[O_3]_f$ (ppm)	Fracción de ozono consumida	DQO (mgO_2/L)	% Conversión	Concentración final de fenol (ppm)
O_3/Luz Visible/Fe 1,00g	7354,85	2845,43	0,61	24,27	62,07	18,96
O_3/Luz Visible/Fe 1,00g/HNO_3 5%	7283,58	2748,30	0,62	24,72	66,56	16,71

La degradación en función del tiempo para las reacciones de O_3/Luz Visible/Fe 1,0 g/ 50 ppm y O_3/Luz Visible/Fe 1,0 g/ 50 ppm con HNO_3 empleando el surfactante como contaminante, se representan en la Figura 147. Allí, la velocidad de reacción es similar para ambos sistemas, pero a partir de 35 minutos aumenta cerca de 10 % para el sistema que contiene HNO_3, para luego estabilizarse.

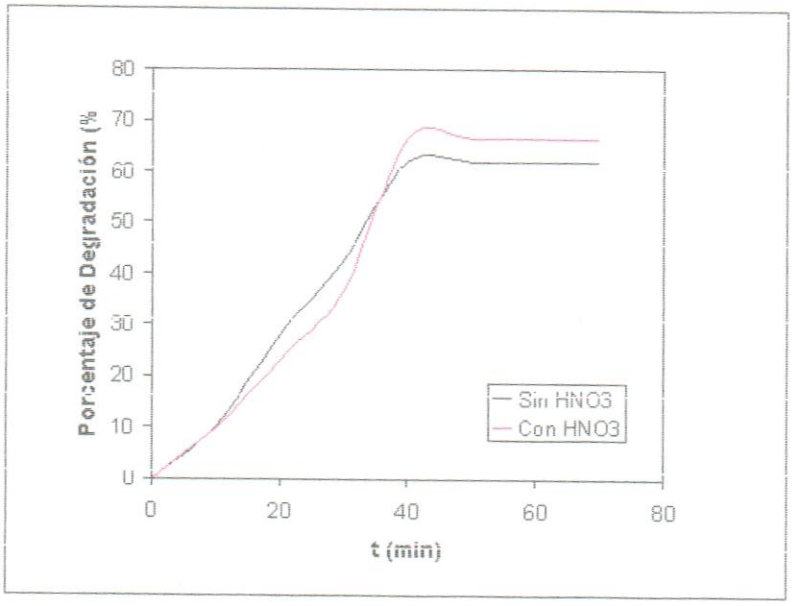

Figura 147. O_3/Luz Visible/Fe 1,0 g/ 50 ppm y O_3/Luz Visible/Fe 1,0 g/ 50 ppm con HNO_3 para dodecilbencenosulfonato de sodio

Cuando se emplean 5,00 g de catalizador se produce el mismo fenómeno encontrado en la degradación de fenol, bajo estas mismas condiciones, pero la inhibición o retardo se produce durante todo el transcurso de la reacción (Tabla 73, Figura 148).

Tabla 73. Comparación de los parámetros de reactividad para los sistemas de reacción O_3/Luz Visible/Fe 5,00g y O_3/Luz Visible/Fe 5,00g/HNO_3 5% a un tiempo de 70 minutos, para una solución de dodecilbencenosulfonato de sodio de 50 ppm

Sistema de reacción	$[O_3]_o$ (ppm)	$[O_3]_f$ (ppm)	Fracción de ozono consumida	DQO (mgO_2/L)	% Conversión	Concentración final de fenol (ppm)
O_3/Luz Visible/Fe 5,00g	7392,83	2236,79	0,69	21,77	71,56	14,21
O_3/Luz Visible/Fe 5,00g/HNO_3 5%	7740,38	2153,94	0,72	19,68	71,34	14,32

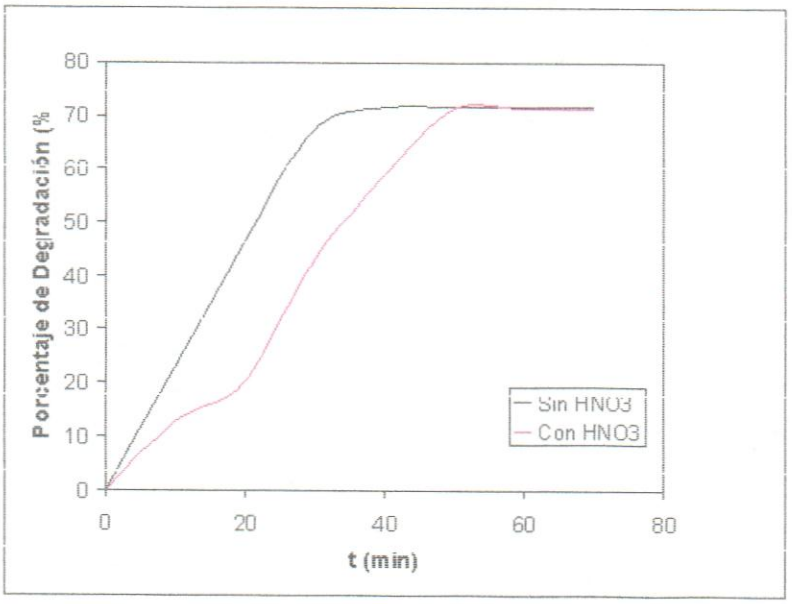

Figura 148. O_3/Luz Visible/Fe 5,0 g/ 50 ppm y O_3/Luz Visible/Fe 5,0 g/ 50 ppm con HNO_3 para dodecilbencenosulfonato de sodio

C. COMPARACIÓN DE LOS DIFERENTES SISTEMAS ESTUDIADOS

Tras la realización de todos los ensayos de oxidación, se ha procedido a realizar un estudio comparativo entre los mismos con el fin de conocer los sistemas que arrojaron mejores velocidades de mineralización y porcentajes de degradación.

En términos de degradación, la mineralización es el proceso en el cual una molécula orgánica es oxidada a moléculas cada vez más sencillas, hasta convertirse finalmente en CO_2 y H_2O.

Se efectuó un seguimiento de cada una de las reacciones a medida que transcurría el tiempo, obteniendo como máximos porcentajes de conversión los mostrados en la Tabla 74 y Figura 149. De allí, el sistema O_3/UV/Fe 1,0g/10 ppm arrojo 99,93% de conversión, siendo el sistema que originó los mayores porcentajes de degradación de los contaminantes en solución. Se esperaría que el sistema O_3/UV/Fe-C 2,0g/10,75% 10 ppm generará los mayores porcentajes, ya que se trata de catalizadores soportados sobre carbón activado, pero dicha discrepancia se debe a que parte del hierro presente en el catalizador se solubiliza a medida que transcurre la reacción y por tanto, la conversión es menor (Ver sección G). Los sistemas O_3 y O_3/UV presentan los menores grados de mineralización, el primero por si sólo no origina la formación de radicales hidroxilos, así que el mecanismo de reacción va por vía directa, es decir cualquier degradación se debe a la ozonación directa; el segundo promueve la formación de radicales hidroxilos de tal forma, que las reacciones pueden ocurrir por vía directa o indirecta (vía radicalaria), o probablemente una combinación entre ambas.

Por otro lado, cuando se emplean catalizadores de hierro másico, las moléculas de O_3 interaccionan mejor con la superficie del metal y promueven una mayor formación de radicales $OH^{\bullet}$.

Los catalizadores de hierro sobre carbón activado deberían promover aún más la formación de radicales hidroxilo, porque presentan mayor área superficial (en comparación con los catalizadores no soportados) que permite una mayor interacción entre la fase activa (hierro (II)) y el O_3, pero por las causas ya señaladas anteriormente, no se produce dicho incremento. Además, la reacción catalítica sólo se lleva a cabo en algunos lugares específicos denominados *sitios*

activos. Estos sitios pueden ser activos para una reacción pero no para otra y es difícil de identificarlos claramente en una reacción.

Tabla 74. Parámetros de reactividad para el sistema de reacción a un tiempo de 70 minutos, para soluciones de fenol a escala laboratorio

Sistemas de reacción	$[O_3]_o$ (ppm)	$[O_3]_f$ (ppm)	Fracción de ozono consumida	DQO (mgO_2/L)	% Conversión	Concentración final de fenol (ppm)
O_3 10 ppm	9872,26	9056,68	0,08	81,90	5,83	9,88
O_3/UV 10 ppm	9112,33	4456,57	0,51	54,82	41,49	5,85
O_3/Fe 1,0g/10 ppm	9152,11	2648,27	0,71	31,13	93,56	0,64
O_3/UV/Fe 1,0g/10 ppm	9106,94	2099,11	0,76	21,95	99,93	0,006
O_3/Magn. 1,0g/2 ppm	9736,72	4221,64	0,56	33,37	87,68	0,24
O_3/UV/Magn. 1,0g/2 ppm	9281,39	2618,04	0,71	30,11	94,59	0,10
O_3/Fe(II)-C 2,0g/1,0% 10 ppm	9548,52	2458,41	0,74	15,81	82,22	1,77
O_3/UV/Fe(II)-C 2,0g/ 1,0% 10 ppm	9474,98	2358,71	0,75	16,95	91,38	0,86

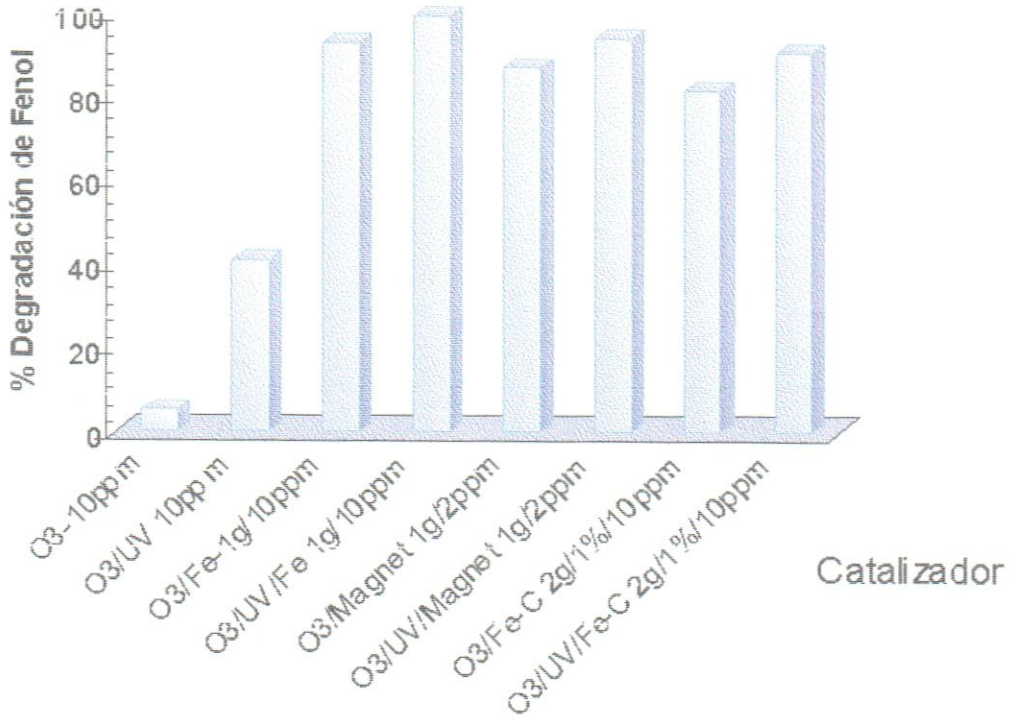

Figura 149. Comparación de los sistemas de reacción con los mejores porcentajes de mineralización

La Tabla 75 presenta la constante cinética ajustada a una reacción de pseudo-primer orden para los experimentos que arrojaron mayores porcentajes de degradación en cada sistema estudiado a escala laboratorio; en dicha Tabla no se considera el sistema de ozonación simple por no arrojar resultados que permitieran estimar la constante de reacción, porque el aporte de estas reacciones son muy poco significativas. Se calcularon el $t_{1/2}$ que representa el tiempo requerido para disminuir la concentración del contaminante a la mitad de su concentración inicial (ecuación D.7) y el $t_{3/4}$ que es el tiempo necesario para disminuir a la cuarta parte de la concentración inicial de fenol ($t_{3/4} \approx 2 * t_{1/2}$). Las constantes de las reacciones obtenidas están en el orden de las reportadas en la literatura (Baozhen y Jun, 1988); exceptuando el sistema O_3, cuyos valores se encuentran por debajo de los reportados por otros autores.

El valor de $t_{½}$ se obtuvo a partir de la ecuación de la variación de la concentración en función del tiempo para reacciones de pseudo-primer orden (Puls, 1998):

$$\ln (C/C_o) = -k * t \quad (46)$$

Sabiendo que para $t_{1/2}$ la $C = C_o/2$ (47)

se sustituye (47) en (46)

$$\text{tenemos que, } \ln (C_o/2C_o) = -k * t_{1/2} \Rightarrow \quad (48)$$

$$\ln (1/2) = -k * t_{1/2} \Rightarrow \quad (49)$$

$$t_{1/2} = \ln(1/2)/-k \Rightarrow \quad (50)$$

$$t_{1/2} = -0{,}6931/-k \Rightarrow \quad (51)$$

$$t_{1/2} = 0{,}6931/k \quad (52)$$

Tabla 75. Constantes de pseudo-primer orden, $t_{1/2}$ y $t_{3/4}$ para la remoción de fenol en los diferentes sistemas estudiados

Sistemas estudiados	Concentración de fenol (ppm)	k (min^{-1})	$t_{1/2}$ (min)	$t_{3/4}$ (min)
O_3/UV	2	0,004	173,275	346,550
	5	0,006	115,516	231,033
	10	0,008	86,637	173,275
O_3/Fe 1,0g	2	0,017	40,770	81,541
	5	0,034	20,385	40,770
	10	0,040	17,327	34,655
O_3/UV/Fe 1,0g	2	0,032	21,659	43,318
	5	0,035	19,802	39,605
	10	0,036	19,252	38,505
O_3/Magn. 1,0g	2	0,030	23,103	46,206
	5	0,026	26,657	53,315
	10	0,020	34,655	69,310
O_3/UV/Magn. 1,0g	2	0,041	16,904	33,809
	5	0,031	22,358	44,716
	10	0,026	26,657	53,315
O_3/Fe(II)-C 2,0g/1,0%	2	0,016	43,318	86,637
	5	0,021	33,004	66,009
	10	0,044	15,752	31,504
O_3/UV/Fe(II)-C 2,0g/ 1,00%	2	0,018	38,505	77,011
	5	0,029	23,900	47,800
	10	0,036	19,252	38,505

Haciendo uso de la constante de pseudo-primer orden para cada sistema se determinó la velocidad de reacción, a partir de la Ley de velocidad (Levine, 1991) para una reacción de pseudo-primer orden (Tabla 76):

$$V = k * [A]^n \quad n = 1 \qquad (53)$$

Donde k = constante de pseudo-primero orden

[A] = concentración de contaminante

Tabla 76. Velocidad de Reacción para la remoción de fenol en los sistemas estudiados

Sistemas estudiados	Concentración de fenol (ppm)	Velocidad de Reacción
O_3/UV	2	0,008
	5	0,030
	10	0,080
O_3/Fe 1,0g	2	0,034
	5	0,170
	10	0,400
O_3/UV/Fe 1,0g	2	0,064
	5	0,175
	10	0,360
O_3/Magn. 1,0g	2	0,060
	5	0,130
	10	0,200
O_3/UV/Magn. 1,0g	2	0,082
	5	0,155
	10	0,260
O_3/Fe(II)-C 2,0g/1,0%	2	0,032
	5	0,105
	10	0,440
O_3/UV/Fe(II)-C 2,0g/ 1,00%	2	0,036
	5	0,145
	10	0,360

A partir de la velocidad de reacción se determinó la energía de activación para los sistemas de reacción donde se empleo radiación ultravioleta. Dicha energía no pudo ser determinada para los sistemas sin luz UV, porque los resultados obtenidos para el sistema O_3 no permitieron estimar la cinética de la reacción (Tabla 77).

La energía de activación se obtuvo a partir de la ecuación (Levine, 1998):

$$V = k / k' * e^{Ea/RT} \quad (54)$$

Donde k = constante de velocidad con catalizador

k' = constante de velocidad sin catalizador

Ea = energía de activación

R = constante de Raoult (8,314 J/mol*K)

T = temperatura

Tabla 77. Variación de la Velocidad de Reacción y Energía de Activación para la remoción de fenol en los sistemas estudiados con luz ultravioleta

Sistemas estudiados	Aumento de la Velocidad de reacción	Energía de Activación (J/ml)
O_3/UV/Fe 1,0g / 10 ppm O_3/UV 10 ppm	0,35	-6341,95
O_3/UV/Magn. 1,0g / 2ppm O_3/UV 2 ppm	0,07	-12272,17
O_3/UV/Fe(II)-C 2,0g/ 1,00% / 10 ppm O_3/UV 10 ppm	0,28	-6911,493

Además, se han comparado los sistemas de reacción a escala piloto y microescala piloto para 1,00 g de catalizador y 10 ppm de solución en fenol. Como se puede observar en la Figura 150, la velocidad de mineralización así como, el porcentaje de degradación para el sistema a escala piloto son menores a los correspondientes en el sistema a escala laboratorio. Este comportamiento puede deberse a que la radiación proporcionada por la lámpara no genera suficiente cantidad de radicales hidroxilos, es decir, la transferencia de masas de la fase gaseosa a la acuosa es limitada. Además, hay que tener en cuenta que, al mejorar la difusión de ozono en el agua a tratar, aumentando el tiempo y la superficie de contacto entre el ozono y el fenol, se disminuye el tiempo necesario para conseguir una eliminación total del contaminante en la solución; así que puede ser que el tiempo de contacto entre las especies involucradas deba ser mayor.

El sistema contiene un reactor de premezclado de ozono y solución contaminante, pero como se ha comprobado en la sección A, dicho efecto es poco significativo, posteriormente cuando pasa al reactor de reacción donde ocurre la degradación

por efecto del catalizador y la radiación emitida por la lámpara, el tiempo de contacto es de algunos segundos. Al final, los 70 minutos de reacción no constituyen el tiempo efectivo de degradación (si no menos) en comparación con los sistemas a escala laboratorio, donde al trabajar por carga no se produce movilización de la solución fuera del sistema donde ocurre la reacción.

Del análisis anterior se infiere que, la degradación en las reacciones a escala laboratorio son mayores, debido a mayores tiempos de residencia dentro del sistema.

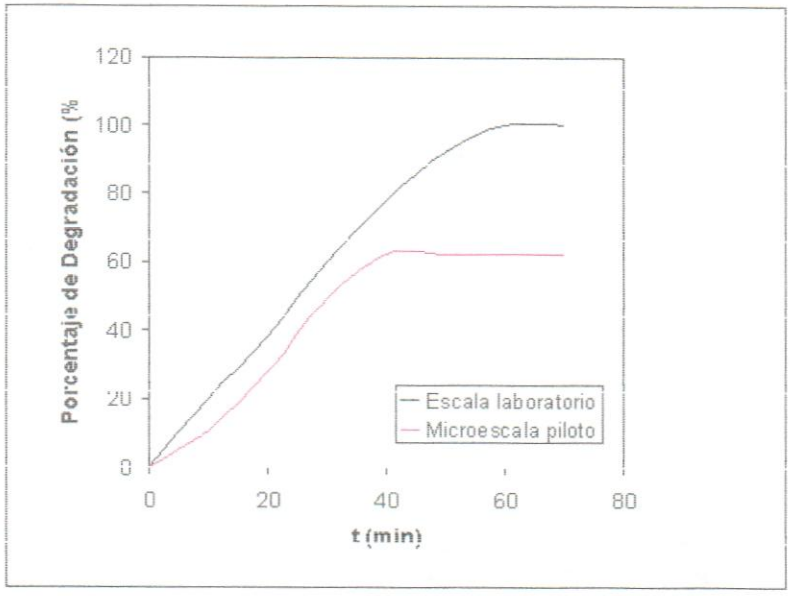

Figura 150. Sistemas O_3/UV/Fe 1,00g 10 ppm a escala laboratorio y O_3/Luz Visible/Fe 1,00g 10 ppm a microescala piloto

D. IDENTIFICACIÓN DE PRODUCTOS EMPLEANDO CROMATOGRAFÍA DE GASES (CG)

Con la finalidad de comprobar la formación de CO_2 en el proceso de oxidación, se extrajo gas durante el transcurso de las reacciones cada 10 minutos y se analizó

en un Cromatograma de Gases (SRI 310C, columna de silicagel, detector TCD). Los parámetros operacionales del equipo se detallan en la Tabla 78.

Tabla 78. Condiciones de trabajo del cromatógrafo de gases

Variable del equipo	Valor
Temperatura inicial de la columna (°C)	115
Temperatura final de la columna (°C)	115
Calentamiento por minuto (°C)	4
Temperatura del detector (TCD) (°C)	250
Presión del gas de arrastre (Helio) (lb/in^2)	40
Flujo de gas de arrastre (mL/min)	9

Los cromatogramas obtenidos fueron comparados con el patrón almacenado en el equipo (Anexo C, Figura C.1), este último se originó a partir de una muestra de CO_2 que se obtuvo de una reacción entre Na_2CO_3 y HCl.

Los cromatogramas correspondientes al sistema O_3 mostraron linealidad durante todo el proceso, lo cual indica que no hay formación de CO_2 (Anexo C, Figura C.2), tal como se señalan en los experimentos expuesto en la sección A.

Por el contrario a las reacciones con O_3, en los otros sistemas se observó la presencia de un pico con tiempos de retención iguales o muy cercanos a los 0,31 minutos del patrón, de esta manera se confirmó la presencia del gas como producto dentro de los sistemas de reacción (Anexo C, Figuras C.3 a Figura C. 9).

A partir de los cromatogramas obtenidos para cada uno de los sistemas y empleando los datos del cromatograma base (Anexo C, Tabla C.1), se obtuvo la concentración de CO_2 al tiempo en que se realizó la toma de muestra.

Para ello, se empleó el método geométrico de triangulación, en el cual se trazan líneas tangentes a cada lado del pico. La altura se midió desde la línea base hasta la intersección de las dos tangentes. El ancho se midió tomando la intersección de

las dos líneas tangentes con la línea base. Luego, el área fue obtenida utilizando la fórmula:

$$\text{Área} = ½ * \text{Altura del Pico} * \text{Base del Pico} \quad (55)$$

La concentración de CO_2 de los sistemas estudiados se obtuvo a partir de la relación de las áreas de los cromatogramas con el cromatograma patrón y tomando en consideración su concentración a partir de la reacción:

$$Na_2CO_3 + 2HCl \rightarrow CO_2 + H_2O + 2NaCl \quad (56)$$

Estos resultados se muestran detalladamente en el Anexo C, Tablas C.1. a C.132; donde la concentración de CO_2 del patrón es 0,0409 mol/L y las de los sistemas de reacción oscilan entre 0,031 mol/L y 0,040 mol/L.

E. INFLUENCIA DE LA PRESENCIA DE SECUESTRANTES DE RADICALES HIDROXILOS (SCAVENGERS)

Dentro de los efluentes existen muchas especies que interaccionan entre sí, algunas de esas especies son radicales libres, es decir, átomos con electrones desapareados que actúa como limpiadores de otros radicales libres. De allí, el interés en estudiar el efecto de estas especies sobre las reacciones, ya que actúan como secuestrantes de los radicales $OH^{\bullet}$ que se forman para eliminar los contaminantes en las soluciones acuosas.

Como se ha comentado previamente, en los procesos que involucran ozonación, el ataque del ozono puede ser emprendido directamente (ataque directo) o por su descomposición en radicales hidroxilos (ataque indirecto, vía radical). En este sentido, se realizaron experimentos en presencia de carbonato de sodio (0,025 mol/L según Contreras, 2001), por ser un compuesto inerte frente al ozono, de tal manera que esto permite inferir la vía por donde ocurre la reacción, además de

establecer la influencia o no del scavenger sobre las reacciones. La constante cinética de los radicales hidroxilos con HCO_3^- y CO_3^{2-} son $8,5*10^6$ y $3,9*10^8$ $M^{-1}.s^{-1}$, respectivamente (Acero y Gunten, 2000)

$$HCO_3^- + OH^\bullet \rightarrow HCO_3^\bullet + OH^- \quad (57)$$

$$\Updownarrow$$

$$CO_3^{\bullet-} + H^+$$

$$CO_3^{2-} + OH^\bullet \rightarrow CO_3^{\bullet-} + OH^- \quad (58)$$

Cada una de las reacciones en presencia de secuestrantes se muestran detalladamente en el Anexo A, Tablas A.3.1 a A.3.4. Estos experimentos fueron comparados con otros, realizados bajo las mismas condiciones, pero sin carbonato de sodio.

Como se puede observar en la Tabla 79, la presencia del Na_2CO_3 no inhibe el índice de desaparición de fenol. Este hecho puede sugerir que el mecanismo principal del ataque del ozono a pH libre sea el directo. En cuanto al ozono residual, la adición del Na_2CO_3 tampoco modificó la cantidad de ozono no-reaccionante ni la velocidad de reacción (Figura 151).

Tabla 79. Comparación de los parámetros de reactividad en los sistemas O_3/UV/Fe(II)-C 2,0 g/1,0% / 10 ppm y O_3/UV/Fe(II)-C 2,0 g/1,0% /10 ppm /Na_2CO_3 0,025 M a un tiempo de 70 minutos para soluciones de fenol a escala laboratorio

Sistema de reacción	$[O_3]_o$ (ppm)	$[O_3]_f$ (ppm)	Fracción de ozono consumida	DQO (mgO_2/L)	% Conversión	Concentración final de fenol (ppm)
O_3/UV/Fe(II)-C 2,0 g/1,0% /10 ppm	9474,98	2358,71	0,75	16,95	91,38	0,86
O_3/UV/Fe(II)-C 2,0 g/1,0% /10 ppm /Na_2CO_3 0,025 M	9651,43	2596,43	0,73	17,27	90,87	0,91

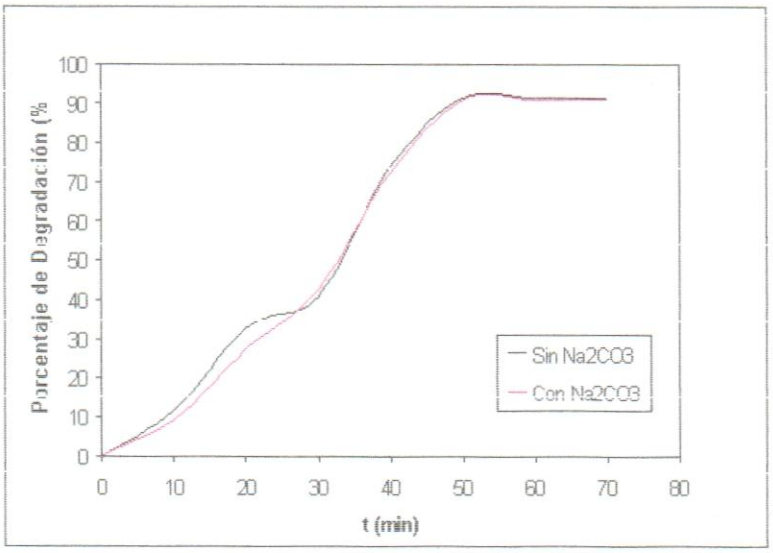

Figura 151. Comparación de la presencia de secuestrantes en los sistemas O_3/UV/Fe(II)-C 2,0 g/ 1,0 %/ 10 ppm y O_3/UV/Fe(II)-C 2,0 g/ 1,0 %/ 10 ppm /Na_2CO_3 0,025 M para fenol a escala laboratorio

Por otro lado, cuando se estudia el efecto del secuestrante en presencia de catalizadores de hierro metálico, se observa disminución de la fracción de ozono consumido, y a su vez, del porcentaje de degradación, lo que índica que posiblemente la principal vía de reacción sea la radicalaria (Tabla 80)

Tabla 80. Comparación de los parámetros de reactividad en los sistemas O_3/UV/Fe 1,0 g/ 10 ppm y O_3/UV/Fe 1,0 g/ 10 ppm/Na_2CO_3 0,025 M a un tiempo de 70 minutos para soluciones de fenol a escala laboratorio

Sistema de reacción	$[O_3]_o$ (ppm)	$[O_3]_f$ (ppm)	Fracción de ozono consumida	DQO (mgO_2/L)	% Conversión	Concentración final de fenol (ppm)
O_3/UV/Fe 1,0 g/ 10 ppm	9106,940	2099,110	0,769	21,954	99,938	0,006
O_3/UV/Fe 1,0 g/ 10 ppm/ Na_2CO_3 0,025 M	9094,03	4403,45	0,51	28,31	70,99	2,90

Dicha disminución claramente se aprecia en la Figura 152, donde tanto la velocidad de reacción como el porcentaje de degradación cuando se emplea Na_2CO_3 son menores con respecto a los sistemas donde no se utiliza el compuesto. La conversión es aproximadamente 30 % menor.

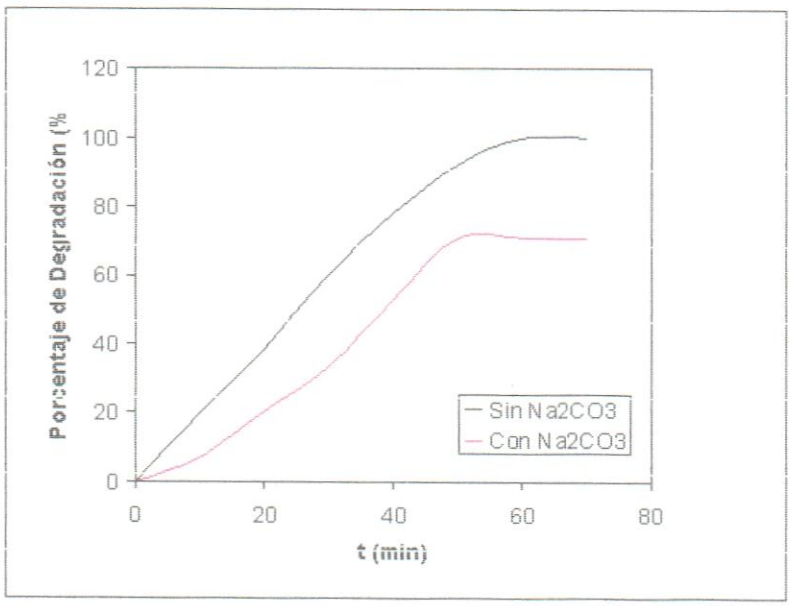

Figura 152. Comparación de la presencia de secuestrantes en los sistemas O_3/UV/Fe 1,0 g/ 10 ppm y O_3/UV/Fe 1,0 g/ 10 ppm/Na_2CO_3 0,025 M para fenol a escala laboratorio

El mismo comportamiento señalado anteriormente se encuentra en la degradación de fenol a microescala piloto donde, la disminución de la conversión es del orden del 10 % (Tabla 81, Figura 153).

Tabla 81. Comparación de los parámetros de reactividad en los sistemas O_3/Luz Visible/Fe 1,0 g/ 10 ppm y O_3/Luz Visible/Fe 1,0 g/ 10 ppm/Na_2CO_3 0,025 M a un tiempo de 70 minutos para soluciones de fenol a microescala piloto

Sistema de reacción	$[O_3]_o$ (ppm)	$[O_3]_f$ (ppm)	Fracción de ozono consumida	DQO (mgO_2/L)	% Conversión	Concentración final de fenol (ppm)
O_3/Luz Visible/Fe 1,0 g/ 10 ppm	7649,93	3117,84	0,59	24,04	62,28	3,77
O_3/Luz Visible/Fe 1,0 g/ 10 ppm/ Na_2CO_3 0,025 M	9763,83	3420,10	0,64	25,22	50,73	4,92

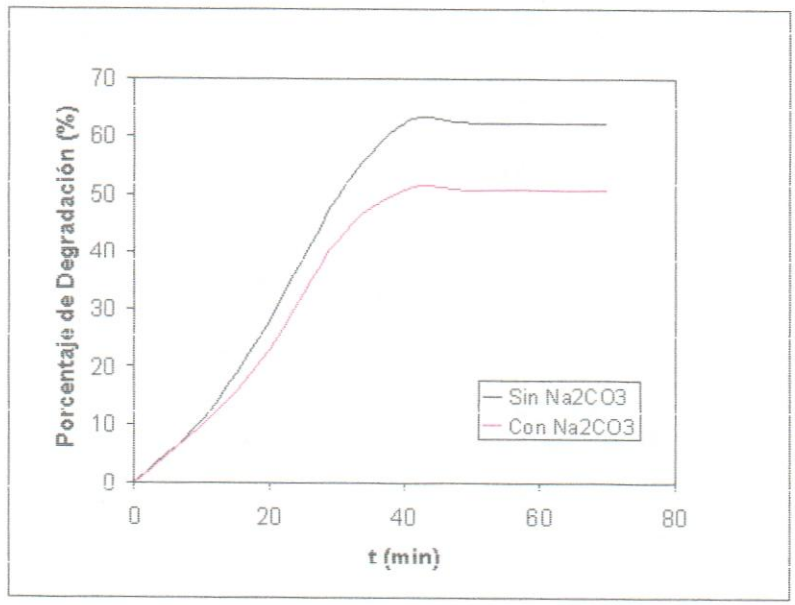

Figura 153. Comparación de la presencia de secuestrantes en los sistemas O_3/Luz Visible/Fe 1,0 g/ 10 ppm y O_3/Luz Visible/Fe 1,0 g/ 10 ppm/Na_2CO_3 0,025 M para fenol a microescala piloto

Igualmente cuando se analiza la degradación de dodecilbencenosulfonato de sodio la presencia de los scavengers contribuyen a la disminución de la fracción de ozono y por ende a la degradación, lo que corrobora lo ya mencionado, que las reacción se producen vía radical libre (Tabla 82, Figura 154).

Tabla 82. Comparación de los parámetros de reactividad en los sistemas O_3/Luz Visible/Fe 1,0 g/ 50 ppm y O_3/Luz Visible/Fe 1,0 g/ 50 ppm/Na_2CO_3 0,025 M a un tiempo de 70 minutos para soluciones de dodecilbencenosulfonato de sodio a microescala piloto

Sistema de reacción	$[O_3]_o$ (ppm)	$[O_3]_f$ (ppm)	Fracción de ozono consumida	DQO (mgO_2/L)	% Conversión	Concentración final de fenol (ppm)
O_3/Luz Visible/Fe 1,0 g/ 50 ppm	7354,85	2845,43	0,61	24,27	62,07	18,96
O_3/Luz Visible/Fe 1,0 g/ 50 ppm/ Na_2CO_3 0,025 M	7832,04	3723,43	0,52	30,54	41,05	29,47

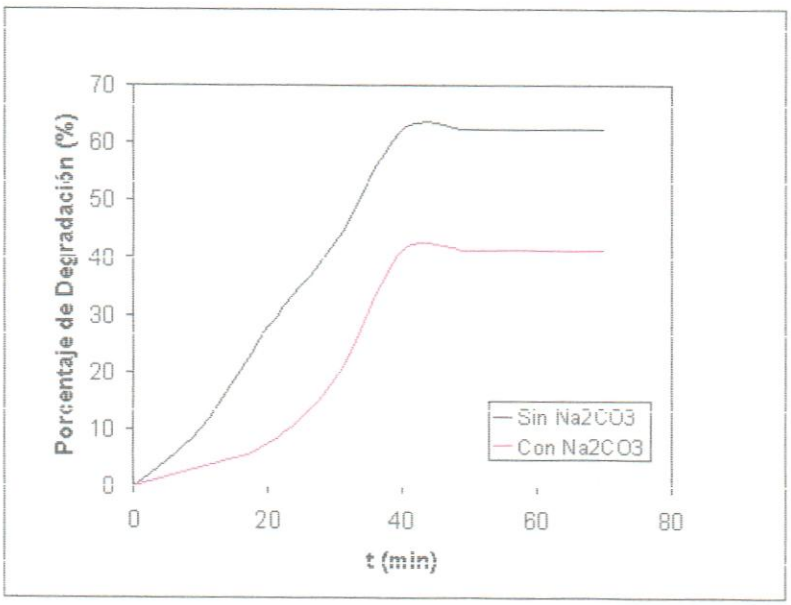

Figura 154. Comparación de la presencia de secuestrantes en los sistemas O_3/Luz Visible/Fe 1,0 g/ 50 ppm/ Na_2CO_3 y O_3/Luz Visible/Fe 1,0 g/ 50 ppm/ Na_2CO_3 0,025 M para dodecilbencenosulfonato de sodio a microescala piloto

F. EFECTO DE LOS CATALIZADORES SOBRE LOS SISTEMAS DE REACCIÓN

Es de particular importancia considerar en este estudio el efecto de los catalizadores sobre la formación de los radicales libres, ya que, de ello depende principalmente la degradación de la solución contaminante.

Los catalizadores han contribuido sustancialmente en la degradación de las soluciones de fenol y dodecilbencenosulfonato de sodio, como se ha señalado en las secciones anteriores. El catalizador que proporcionó mayores porcentajes de degradación y velocidades de mineralización son los de hierro metálico, luego están los catalizadores de hierro(II) soportado sobre carbón activado y los catalizadores de magnetita.

Los catalizadores de hierro(II) soportado sobre carbón activado y los de magnetita fueron sometido a Difracción de Rayos X (DRX); los catalizadores de hierro metálico no pudieron ser recuperados al final de las reacciones (por el tamaño del partículado) así que, este análisis no se les realizó; hay que acotar que durante el transcurso de las reacciones con este catalizador, se observó claramente un cambio de coloración, lo cual indica variación del estado de oxidación.

La identificación de fases fue realizado en un Difractometro Bruker D-8 (λ $KI_{\pm 1}$ Co = 0,178892 nm). Las fases cristalinas fueron identificadas por comparación de los parámetros de red con respecto a los obtenidos para compuestos estándar (Base de datos JCPDF); empleando el método del polvo el cual consiste en la pulverización de la muestra, para asegurar la orientación totalmente al azar de las pequeña partículas con respecto del haz incidente, la muestra generalmente se hace girar en el haz de rayos X durante la exposición. Cuando el haz monocromático de rayos X incide en la muestra, se producen simultáneamente todas las posibles difracciones.

En la DRX se encontró una estructura amorfa para los catalizadores soportados sobre carbón activado y una estructura cristalina para los catalizadores de magnetita.

Se realizó un difractograma del carbón activado preozonizado, sin ser impregnado con la solución de Fe^{2+} (Figura 155) para ser comparado con los difractogramas que contienen hierro al principio y final de las reacciones. De allí se extrae que la masa de hierro no puede ser detectada, probablemente debido a su baja proporción dentro del catalizador y que se encuentra altamente disperso (Figura 156, 157 y 158).

Los carbones activados son materiales con alta área superficial interna que no sólo funcionan como adsorbentes si no también como promotores de la oxidación con ozono. El proceso catalítico con carbón activado fue inicialmente aplicado por Kaptijn, Logemann y Annee y según sus investigaciones la reacción ocurre principalmente en la superficie del catalizador (Kasprzyk-Hordern y col., 2003).

El carbón activado acelera la transformación de ozono para generar los radicales hidroxilos. Los radicales formados no están limitados a la superficie del carbón, se encuentran libres para reaccionar en la fase acuosa. El carbón activado es por lo tanto un iniciador de la reacción en cadena vía radical libre (Rivera-Utrilla y col., 2002; Sánchez-Polo, 2003).

La capacidad del carbón activado de descomponer el ozono en especies altamente oxidables en fase acuosa depende fuertemente de sus características superficiales. Los electrones planos básicos y los grupos superficiales oxigenados de naturaleza básica (cromeno y pirona) en el carbón activado, son sobre todo los responsables de la descomposición del ozono en fase acuosa. La reducción del ozono en la superficie del carbón activado da lugar a los iones $OH^{\bullet}$ y a la formación de H_2O_2. Estas especies activas inician posteriormente la descomposición del ozono en las especies altamente oxidadas, que son

responsables del aumento de la degradación orgánica de los compuestos y de la reducción del carbono orgánico total (Beltrán y col., 2002; Rivera-Utrilla y col., 2002).

El mecanismo de la descomposición catalítica del ozono propuesta por Beltrán y col. es como sigue:

1. Descomposición homogénea:

$O_3 + OH^- \rightarrow HO_2^- + O_2$ (59)

$O_3 + HO_2^- \rightarrow HO_2^\bullet + O_3^{\bullet-}$ (60)

$O_3 + in \rightarrow O_3^{\bullet-} + in^+$ (61)

$HO_2^\bullet \Leftrightarrow O_3^{\bullet-} + H^+$ (62)

2. Descomposición heterogénea en la superficie (pH 2-6):

$O_3 + S \Leftrightarrow O_3\text{-}S$ (63)

$O_3\text{-}S \Leftrightarrow O\text{-}S + O_2$ (64)

$O_3 + O\text{-}S \Leftrightarrow 2O_2 + S$ (65)

$pH > 6: OH^- + S \Leftrightarrow OH\text{-}S$ (66)

$O_3 + OH\text{-}S \Leftrightarrow {}^\bullet O_3\text{-}S + OH^\bullet$ (67)

${}^\bullet O_3\text{-}S \Leftrightarrow {}^\bullet O\text{-}S + O_2$ (68)

$O_3 + {}^\bullet O\text{-}S \Leftrightarrow O_2^{\bullet-} + S + O_2$ (69)

3. Propagación y termino de la reacción homogénea:

$O_3 + O_2^- \rightarrow O_3^{\bullet-} + O_2$ (70)

$O_3^{\bullet-} + H^+ \rightarrow HO_3^\bullet$ (71)

$HO_3^\bullet \rightarrow OH^\bullet + O_2$ (72)

$HO_3^\bullet + P \rightarrow$ producto final (73)

Donde S es la superficie del catalizador, In es el iniciador de la descomposición de ozono y P son los secuestrantes de radicales hidroxilos. Las reacciones 63-69 son

el paso de la reacción que involucra adsorción, reacción superficial y proceso de desorción.

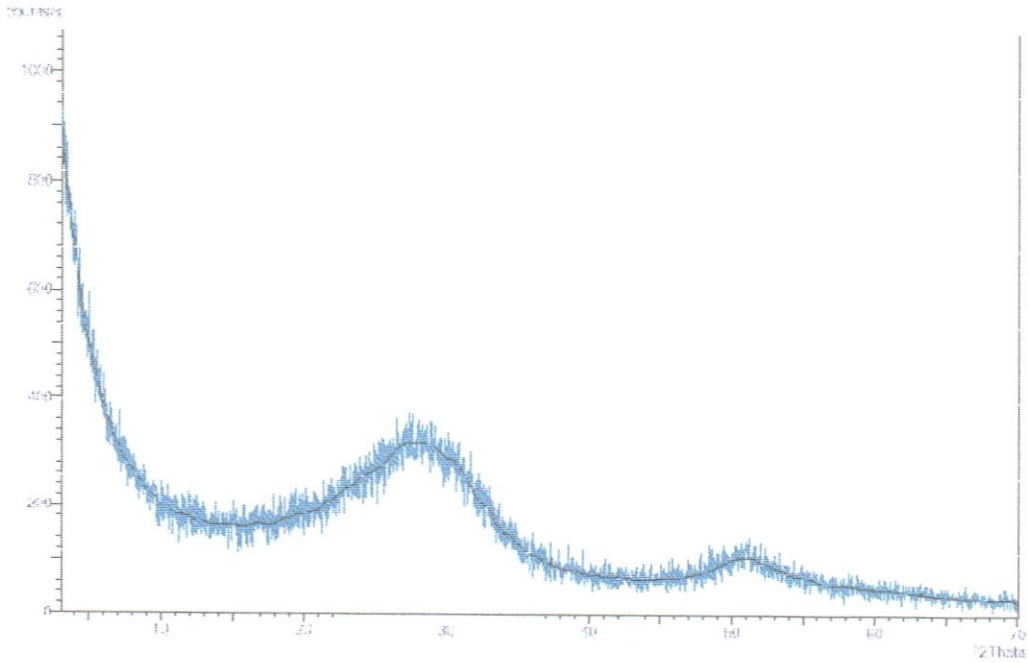

Figura 155. Difractograma de Carbón Activado

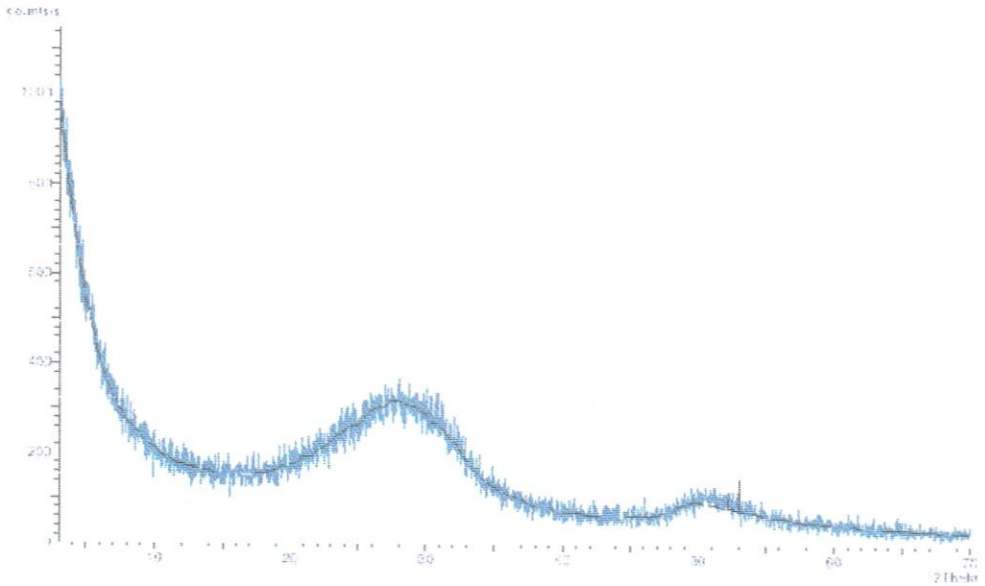

Figura 156. Difractograma del catalizador de hierro(II) soportado sobre carbón activado antes de la reacción para el sistema O3/Fe(II)-C 2g/0,5% 2ppm

En el catalizador soportado sobre carbón activado, no se produjo cambios antes y después de la reacción, por tanto la activación catalítica no disminuyó al paso de la reacción (Figuras 156 y 157).

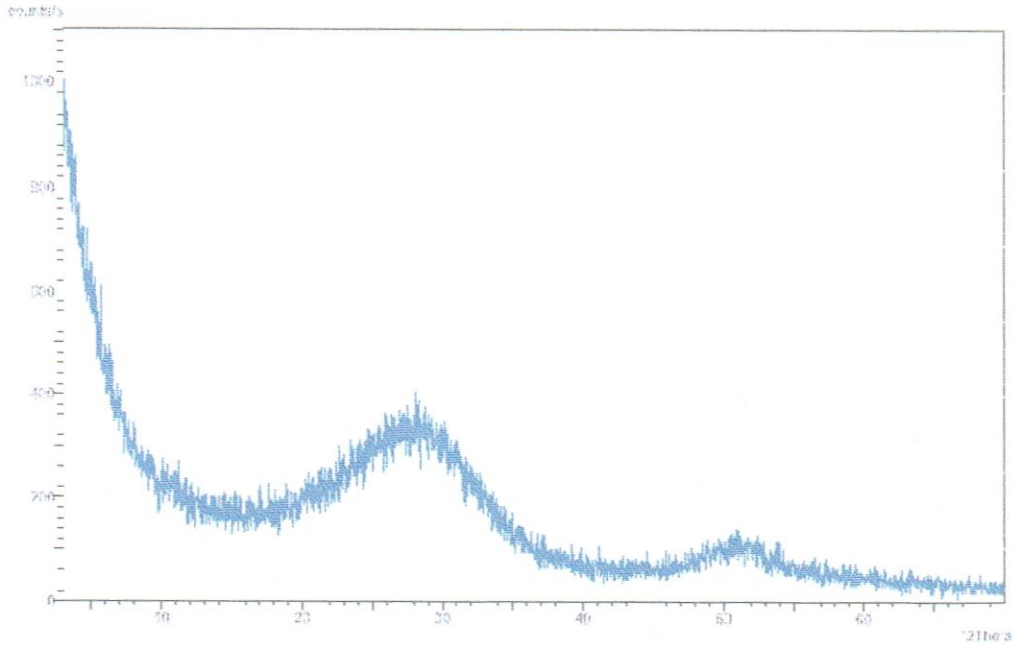

Figura 157. Difractograma del catalizador de hierro(II) soportado sobre carbón activado después de la reacción para el sistema O3/Fe(II)-C 2g/0,5% 2ppm

En el caso de los catalizadores de magnetita, las formas tan agudas de las bandas indican que se trata de un material muy cristalino (Figuras 158 y 159).

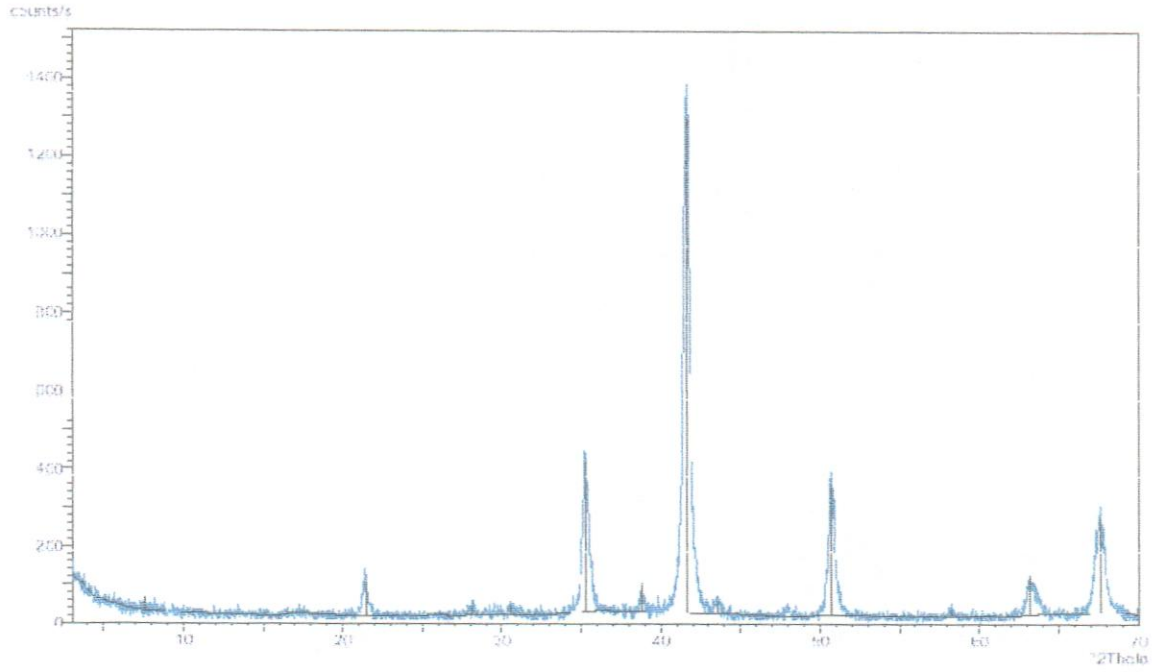

Figura 158. Difractograma de magnetita antes de reacción

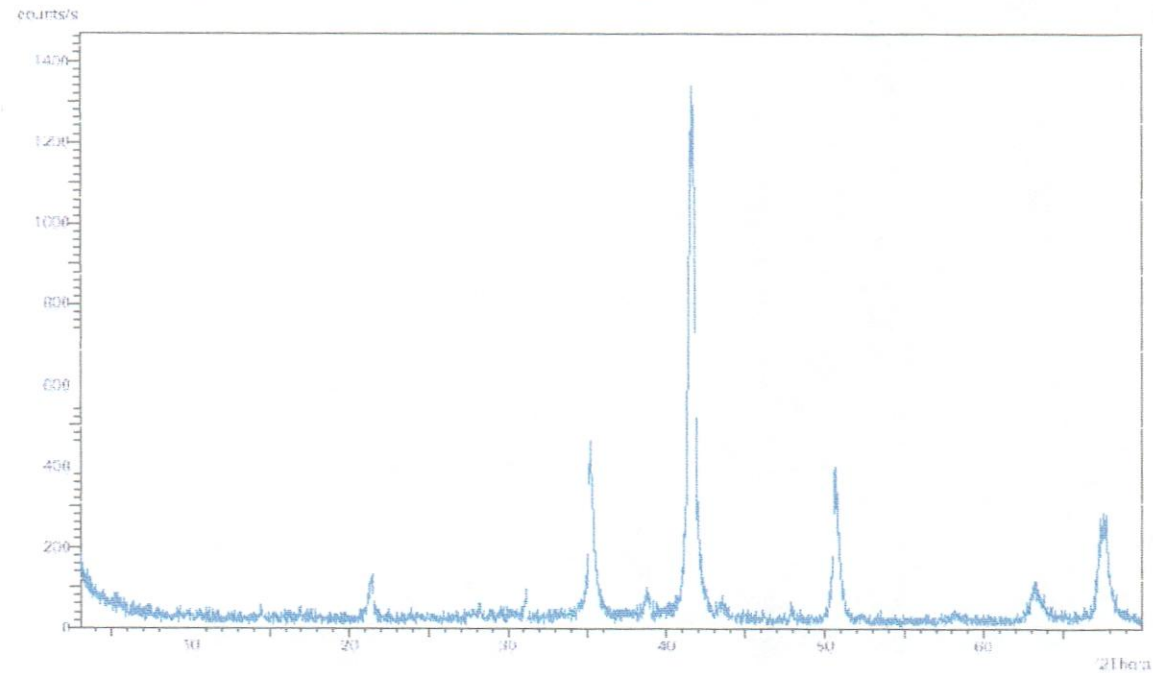

Figura 159. Difractograma de magnetita después de reacción

Como se observan en las Figuras 159 y 160 después de la reacción, el tamaño de las partículas del catalizador permanecen constante, por lo que no hay pérdida de la cristalinidad inicial.

El espectro de difracción de un material cristalino también permite determinar el tamaño de grano (L) a partir de la fórmula de Debye-Scherrer (Young,1993):

$$L = 0{,}9\,\lambda / \beta \cos\theta \qquad (74)$$

donde λ es la longitud de los rayos X utilizados y corresponde a 0,178892 nm, β es el ancho medio del pico máximo y θ es el ángulo del pico principal (Smith, 1993). El ancho del pico β (integral breadth) es el ancho de un rectángulo de igual área que el pico y con igual intensidad máxima (Figura 160). Se calcula como el área bajo la curva dividida por la intensidad del punto máximo (1380), y arrojó 0,0043 como resultado.

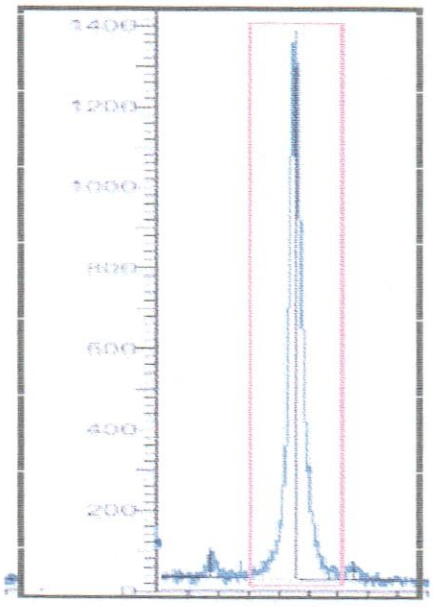

Figura 160. Forma del pico máximo para los perfiles de difracción de la magnetita

$$L = (0{,}9 * 0{,}178892\ \text{nm}) / (0{,}0043 * \cos(41{,}7)) = 50{,}14\ \text{nm}$$

Los resultados muestran una distribución promedio de tamaño de grano alrededor de 50 nm.

En las secciones 7 y 8 fue señalado que las reacciones de fenol con catalizadores de hierro(II) soportados sobre carbón activado presentaron menores porcentajes de degradación que los sistemas donde se utilizó hierro metálico, este comportamiento es contrario a lo que se esperaría obtener; ya que al ser soportado, el catalizador presenta más sitios activos donde se puede llevar a cabo la reacción.

Debido a esto, se determinó la cantidad de hierro que puede estar solubilizandose dentro del sistema de reacción. Un método excelente y muy sensible para la determinación del hierro se basa en la formación de un complejo rojo-naranja de hierro (II) con o-fenantrolina. La o-fenantrolina es una base débil, en disolución ácida, la principal especie es el ión fenantrolina PhH^+. Así, la reacción de formación del complejo se describe según la ecuación:

$$Fe^{2+} + 3PhH^{+} \Leftrightarrow Fe(Ph)_3^{2+} + 3H^{+} \qquad (75)$$

Mediante el método aplicado se pudo determinar por análisis espectrofotométrico la concentración aproximada de hierro en distintas muestras a 520 nm (APHA, 1985).

A partir de la masa de hierro dentro del catalizador se sabe que, 59 ppm es el contenido total de Fe(II) dentro de este. De acuerdo a este dato y a la curva de calibración ubicada en el Anexo C, Figura DB3, se desarrollaron las Tablas 83 y 84; donde se aprecia que parte del hierro(II) dentro del catalizador soportado sobre carbón activado se solubilizó a medida que transcurrían las reacciones, lo cual trae como consecuencia que en el sistema se este produciendo una catálisis homogénea y no heterogénea.

Tabla 83. Porcentaje de hierro soluble en el sistema O_3/Fe(II)-C 2,0g/ 1,0% 10 ppm

Tiempo de reacción (min)	Absorbancia	Concentración de hierro soluble (ppm)	Concentración de hierro que reacciona (ppm)
0	0,093	2,710	56,289
10	0,114	3,325	55,674
20	0,145	4,259	54,740
30	0,171	5,020	53,979
40	0,193	5,683	53,316
50	0,210	6,205	52,794
60	0,237	6,997	52,002
70	0,240	7,083	51,916

Tabla 84. Porcentaje de hierro soluble en el sistema O_3/UV/Fe(II)-C 2,0g/ 1,0% 10 ppm

Tiempo de reacción (min)	Absorbancia	Concentración de hierro soluble (ppm)	Concentración de hierro que reacciona (ppm)
0	0,088	2,561	56,438
10	0,101	2,937	56,062
20	0,126	3,680	55,319
30	0,143	4,202	54,797
40	0,157	4,617	54,382
50	0,172	5,056	53,943
60	0,198	5,835	53,164
70	0,219	6,459	52,540

CAPITULO V
CONCLUSIONES Y RECOMENDACION

A. CONCLUSIONES

Del presente estudio se han extraído principalmente las siguientes conclusiones:

1. Los POA estudiados, basados en ozono resultaron eficientes en la degradación de soluciones acuosas de fenol y dodecilbencenosulfonato de sodio.

2. Experimentalmente se demostró que la concentración de fenol presenta una relación directamente proporcional con el porcentaje de conversión en la oxidación.

3. La incorporación de una fuente de luz ultravioleta en cada uno de los sistemas, mejoró significativamente los procesos de oxidación debido a la formación de radicales libres.

4. Se ajustó la evolución de la reacción de oxidación para la concentración de fenol a una cinética de pseudo-primer orden con respecto a la concentración del contaminante, siendo los valores de las constantes para los sistema O_3/Fe, O_3/UV/Fe, O_3/Magnetita, O_3/UV/Magnetita, O_3/Fe(II)-C y O_3/UV/Fe(II)-C entre 3 y 4 veces superiores a los obtenidos para el sistema O_3/UV.

5. El sistema óptimo de oxidación obtenido fue el O_3/UV/Fe con 1,0g de catalizador y 10 ppm de fenol. La ozonación simple mostró ser el proceso menos eficiente.

6. Para cada uno de los procesos combinados se encontraron tiempos de reacción óptimos entre los 30 y 60 minutos, bajo las condiciones de operación empleadas.

7. La inclusión de catalizadores dentro de los sistemas de reacción favorece notoriamente el proceso de degradación.

8. Las reacciones transcurrieron principalmente vía radical libre y en menor grado por ataque directo del ozono.

9. Los sistemas a microescala piloto generaron porcentajes de degradación en el orden de (60 – 70)%.

10. Los valores de concentración obtenidos para los sistemas O_3/UV/Fe empleando 1,0g de catalizador con 2 ppm de fenol, O_3/UV/Fe empleando 1,0g de catalizador con 5 ppm de fenol y O_3/UV/Fe empleando 1,0g de catalizador con 10 ppm de fenol , se encuentran dentro del limite máximo permisible por la Normativa Ambiental Venezolana (Decreto 883).

B. RECOMENDACIONES

- ✓ Estudiar el efecto del pH, caudal de ozono, H_2O_2 y temperatura en las reacciones de oxidación, para poder determinar los parámetros cinéticos con mayor profundidad.

- ✓ Identificación los intermediarios involucrados para establecer un posible mecanismo de reacción.

- ✓ Realizar los estudios pertinentes para acoplar los POA a los procesos biológicos, para optimizar los porcentajes de degradación.

- ✓ Diseñar un equipo que permita desarrollar los POA a escala industrial para la remoción de contaminantes persistente y que pueda ser incluido dentro de los procesos ya existentes.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Abe K. and Tanaka, K. (1999). *Effect of Fe^{3+} on UV-illuminated ozonation of nitrophenolic compounds*. Chemosphere, 38 (12), 2837-2847.

Acero, J. L. and Von Gunter, U. (2000). *Influence of carbonate on the ozone/ hydrogen peroxide based advanced oxidation process for drinking water treatment*, Ozone Sci & Eng., 22 (3) 305-328.

Adams R., Domínguez V., Garcia L. (1999). *Potencial de la biorremediación de suelo y agua impactados por petróleo en el trópico mexicano*. Tabasco, México: Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.

Andreozzi R., Caprio V., Insola A. y Marotta R. (1999) *Advanced Oxidation Processes (AOP) for water purification and recovery*. Catalysis Today, 53,51-59.

APHA. (1998). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 20 th edition.

Ármalo, R.S. (1991). *Tratamiento de aguas residuales*. Barcelona, España: Ed. Reverté, S.A.

Bansal, R.C.; Donet, J.B. and Stoeckli, F. (1998). *Active carbon*. Marcel Dekker, New York.

Baozhen, W. and Jun, Y. (1988). *Removal of aromatic nitrocompounds from water by ozonation*. Ozone Sci & Eng., 10, 1-23.

Beltrán J. (1993). *Los impactos del petróleo.* In: Tabasco: Realidad y Perspectivas. Villahermosa, México: Gobierno del Estado de Tabasco.

Beltrán, F.J., Encinar, J.M. and Alonso, M. (1998a). *Nitroaromatic hydrocarbon ozonation in water I.* Single ozonation, Ind. Eng. Chem. Res., 37, 25-31.

Beltrán F., Rivas F., Montero R. (2002). *Catalytic ozonation of oxalic acid in an aqueous TiO_2 slurry reactor.* Applied catálisis B: Environmental 39. 221-231.

Beltrán, F.J.; Alvarez, P; Montero-de-Espinosa, R. (2002). Ozone Sci. Eng. 24, 227.

Bishop, D., Stern, G., Fleischman, M. and Marshall, L. (1968). *Hydrogen peroxide catalytic oxidation of refractory organics in municipal wastewater.* Ind.Eng.Chem.Res., 1: 110-117.

Brendehaug J., Johnsen S., Bryne K., Gjose A. y Eide T. (1992). *Toxicity testing of chemical characterization of produced water- A preliminary study.* Plenum Press, New York, 245-256.

Brillas E., Calpe J., Cabot P.(2003). *Degradation of the herbicide 2,4-dichlorophenoxyacetic acid by ozonation catalyzed with Fe^{2+} and UVA Light.* Applied Catálisis B: enviromental 46. 381-391.

Burmeier, H. (1998).*Treatment walls and permeable reactive barriers, Nato/ CCMS pilot study, evaluation of demonstrated and emerging technologies for the treatment of contaminated and groundwater (Phase III).* Special session: Treatment walls and permeable. Reactive Barriers, Vol. 229.

Carey J.H. Lawrence Js Tosine H.M. *Photodechlorination of PCB´s in the presence of titanium dioxide in aqueous suspensions*. Bull Environ. Contamin. Toxicol. 1976; 16(6): 697-701.

Chamarro, E., Marco, A., Prado J. and Espulgas S. (1996). *Tratamiento de aguas y aguas residuales mediante utilización de procesos de oxidación avanzada*. Química & Industria, 1, 28-32.

Ceci, N. (2003). *Caracterización de las aguas de producción petroleras del occidente venezolano*. Trabajo de Grado para Optar al Titulo de Magiter Scientarium en Ingeniería Sanitaria. Facultad de Ingeniería. Universidad Central de Venezuela: Caracas.

Cervera, S. and Esplugas S. (1983). *Obtención de hidrógeno mediante fotólisis del agua*. Energía. 9: 103- 107.

Chiang, T., Cheng, S. and Tong, S. (1992). *Removal and destruction of benzene, toluene and xylene from wastewater by air stripping and catalytic oxidation*. Ind. Eng. Chem. Res., 31: 2466-2472.

Clesceri, L. S., A. E. Greenberg and A. E. Eaton. 1998. *Method 2540 B. (Total Solids), Method 2540 C. (Total Dissolved Solids), Method 2540 D (Total Suspended Solids) and Method 2540 E (Total Volatile Suspended Solids). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 20th Edition. EPA.

Contreras S., Rodríguez M., Chamarro M., Espulgas S. (2001). *UV-and UV/Fe(III)-enhenced ozonation of nitrobencene in aqueous solution*. Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry 142. 79-83.

Cooper C., Burch R.(1999). *An investigation of catalytic ozonation for the oxidation of halocarbons in drinking water preparation*. AZUR Environmental Ltd 540-545.

Cotton-Wilkinson. (1996). Química Inorgánica Básica. Editorial Limusa: México D.F. Pag. 458.

Cryer, E. (1992). *Recent applications of ozone in freshwater fish hatchery systems*. En Blogoslawski, W. J. Proceedings of the Third International Symposium on the Use of Ozone in Aquate Systems. Internacional Ozone Association, Pan American Comité, Stamford, CT. P.p: 134-154.

Devlin, H.R.; Harris, L.J. (1984). Ind. Eng. Chem. Funda., 23 (4). 387-392.

Dreisbach, R. (1980). *Hanbook of poisoning: prevention, diagnosis, and treatment*. Estados Unidos: Lange Medical Publications.

Environmental Protection Agency. *Toxicidad de compuestos orgánicos*. [Documento en Línea]. Disponible: http://www..epa.gov. [Consulta: 2006, Mayo 26].

Esplugas S. Yue P.L. and Perez M.I. (1994). *Degradation of 4-chlorophenol by photolytic oxidation*. Wat. Res. 28, 1323-1328.

Garrison, R.L., Prengle, H.W. Jr., and Mauk, C.E. (1976), *Method of Destroying Cyanides*, U.S. Patent #3,920,547.

Gimeno, O., Carbajo, M., Beltrán, F., Rivas, J.F. (2005). *Phenol and substituted phenols AOPs remediation*. Journal of Hazardous Materials B119 99-108.

Glaze W. H, Environ. Sci. Technol., 21, 224-230 (1987).

Glaze, W.H., Beltrán, F.J., Tuhkanen, T. y Kang, J.W. Water Poll. Res. J. Canada, 27, 23-42 (1992).

Glaze W.H., Kang J.W. y Chapin D.H. (1987). *The chemistry of water treatment processes involving ozone, hydrogen peroxide and ultraviolet radiation.* Ozone Sci & Technol., 9 ,335-352.

Glaze, W.H. and Kang, J.W. (1989). *Advanced oxidation processes. Test of a kinetic model for the oxidation of organic compounds with ozone and hydrogen peroxide in a semibatch reactor*, Ind. Eng. Chem. Res., 28 (11), 1580-1587.

Gómez, M. C. (1998). *Remoción de Fenoles de las Aguas de Producción de los Campos Trinidad y Barquerena*. Trabajo Dirigido de Grado. WA: Universidad Nacional de Colombia: Medellín.

Gül, S; Serindag, O; Boztepe, H. (1999). *Effects of ozonation on COD elimination of substituted aromatic compounds in aqueous solution.* Turk J. Chem 23, 21-26.

Hart, E.J. (1983). *Molar absorptivities of ultraviolet and visible bands of ozone aqueous solution.* Anal. Chem. 120, 103.

Havelar, A. H., Nieuwstad, T.H.J., Meulemans, C.C.E., Olphen, M. V., (1991). *F-specific RNA bacteriophages as model viruses in UV disinfection of wastewater.* Wat. Sci. Tech, 24: 347-352.

Hiroshi, T. (1984). *Colorimetric Determination of Ozone in Water Based on Reaction with Bis(terpyridine) iron(II).* Anal. Chem. 56: 752-754.

Hoigné, J. y Bader, H. (1976). *Water Res.*, 10, 377-386.

Hoigné, J. and Bader H. (1977a). *Ozonation of water: selectivity and rate of oxidation of solutes*. Proc. 3rd IOA Congress, Paris, France.

Hoigné, J. and Bader H. (1977b). *Rate constants for reactions of ozone with organic pollutants and ammonia in water*. IOA Symp., Toronto, Canada.

Hoigné, J. and Bader H. (1978). *Ozone initiated oxidations of solutes in wastewater: a reaction kinetic approach*. Prog. Wat. Technol., 10, 657.

Hoigné, J. y Bader, H. (1983a). *Rate constants of reaction of ozone with organic and inorganic compounds in water*. Part I. Non-Dissociating organic compounds. Water Res., 17, 173-183.

Horan, N.J. (1990). *Biological Wastewater Treatment Systems*. Theory and Operation. Chichester, England, Jhon Wiley & Sons Ltd.

Huang, C.P., Dong, Ch. y Tang, Z. (1993).Waste Management, 13, 361-377.

Huheey J.E. (1981). *Química Inorgánica: Principios de estructura y reactividad* (2da ed.). Mexico: Harla S.A.

Kaptijn, J.P. (1997). Ozone Sci. Eng. 19, 297.

Kasprzyk-Hordern B., B., Ziólek, M. y Nawrocki, J. (2003). *Catalytic Ozonation and methods of enhancing molecular ozone reactions in water treatment*. En Applied Catalysis B: Environmental. Vol 46. p.p: 639-669.

Normas para la clasificación y el control de los cuerpos de agua y vertidos o efluentes líquidos. (Decreto Nº 883). (1995, Octubre 11). Gaceta Oficial de la República Bolivariana de Venezuela, 5021 (Extraordinario), Diciembre 18,1995.

Nowell, L.H: Hoigné J. (1987). *Interaction of iron (II) and other transition metals with aqueous ozone*, 8th Ozone World Congress, Zurich, September, P. E80.

Ollis D.F., Ekabi H.A. (1993). *Photocatalytic purification and treatment of water and air*. Amsterdam.

Organización de Estados Iberoamericanos (OEI). (1999). *El petróleo destruye la Amazonia*. Documento en Línea]. Disponible: www.oei.es/. [Consulta:2006, Abril 16].

Ossio, E.A. (1979). *Análisis ambiental de la explotación de petróleo en la Amazonia peruana*. V Congreso Nacional de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Lima, Perú. 12-16 noviembre.

Owsley, D. E. (1991). *Ozone for desenfecting hatchery rearing water*. En Fisheries Bioengineering Symposium. American Fisheries Society, Bethesda. P.p: 417-420.

Park J., Choi H., Cho J. (2004). *Kinetic decomposition of ozone and para-chlorobenzoic acid during catalytic ozonation*. Ester Research 38. 2285-2292.

PDVSA-CIED. (1998). *Métodos de Recuperación Mejorada con Aditivos Químicos*, Caracas: Instituto de Desarrollo Profesional y Técnico.

Kathib Z. and Verbek P. (2002). Water to value-produced water management for sustainable field development of mature and green field. Paper SPE 73853.

Kirk-Othmer. (1985). *Concise encyclopaedia of chemical technology*. A Wiley Interscience Publication. John Wiley & Son.

LaJous A. (1997). *Compromisos de PEMEX con la protección del medio ambiente en el estado de Tabasco*. Presentado en *Presente* Villahermosa. Tabasco, 14-15A.

Langlais, B., Reckhow, D.A. and Brink, D.R. (1991). *One in water treatment*. Application and Engineering. Michigan: Lewis Publishers, Chelsea.

Legrini O., Oliveros E. y Braun , A.M. (1993). *Photochemical processes for water treatment*, Chem.Rev., 93, 671-698.

Legube, B; Karpel Vel Leitner, N. (1999). Catalytic Ozonation: A Promising Advanced Oxidation Technology for water treatment. Catalysis Today 53, 61-72.

Levine, I. (1991). Fisicoquímica. Mc Graw Hill, 3era edición. Madrid: España. Pg. 608-613.

Li, Z., Jianghai, G., Yangxiao, L., Xiaoying, L., Qiong, L. y Guitian, G. (1999). *Degradation of Organic Pollutants by the Advanced Oxidation Processes*. Zhu et al. / J Zhejiang Univ SCI 2004 5(12):1543-1547.

Liebergott, N. (1996). Proc. Internat. Non-chlorine Bleaching Conference, 12-1, Orlando.

Logemann, F.P; Annee J.H. (1997). Water Sci. Tech. 35, 353.

Marcano, D. y Cortés, L. (1998). *Fundamentos de Química Orgánica. UCV.* Vicerrectorado Académico. Facultad de Ciencias.

Mazellier, R., Mailhot, G. and Bolte, M. (1997) *Photochemical behaviour of the Iron(III)/2,6-dimethylphenol system.* New J. Chem., 21 (3), 389-397.

Método equivalente para la determinación de ozono en la atmósfera No. P&CAM 154. Método de yoduro de potasio neutro. Métodos de laboratorio para la determinación de contaminantes atmosféricos. México, D.F.: UAM-Azcapotzalco, 1984:87-94.

Mishra V.S., Mahajani V.V., y Joshi, J.B. (1995). *Wet air oxidation.* Ind. Eng. Chem. Res., 34, 2-48.

Mirat D. Gurol and Robert Vatistas. (1987) *Oxidation of phenolic compounds by ozone and ozone-UV radiation: A comparative study.* Wat.Res. 21, 895-900.

Mokrini, A.; Oussi, D. and Esplugas S. (1997) *Oxidation of aromatic compounds with UV radiation/ozone/hydrogen peroxide.* Wat. Sci. Technol., 35, 95-102.

Morrison, R. (1990). *Química Orgánica.* México: Addison –Wesley.

NALCO. (1998). *Manual del agua, su naturaleza, tratamiento y aplicaciones.* Editorial Mc Graw Hill, Tomo III 43, 1-20.

Peña Y. y Colina J. (2000). *Análisis de opciones para el manejo de aguas efluentes patio de tanques Ulé*. Gerencia Técnica Ingeniería de Procesos de Producción de PDVSA, 1-19.

Pérez, J. O. (2005). *Ozonación Catalítica del Dodecilbencenosulfonato de Sodio en Agua*. Trabajo Especial de Grado publicado. Escuela de Química: Universidad Central de Venezuela: Caracas.

Petersen, D., Watson, D. and Winterlin, W. (1988). *The destruction of groundwater threatening pesticides using high intensity UV light*. J. Environ. Sci. Health, Part B, 23: 587-603.

Petróleos Mexicanos (PEMEX). (2002). *Evaluación general de riesgo ecológico e impacto de las operaciones industriales*. PEP Regiones Marinas. México: Instituto Mexicano del Petróleo.

Peyton, G.R. and Glaze, W.H. (1988). *Destruction of pollutants in water with ozone in combination with ultraviolet radiation*. 3. Photolysis of aqueous ozone, Environ. Sci. Technol., 22, 761-767.

Pignatello J.J., Liu D. y Huston P. (1992). Environ. Sci. Technol., 26, 944-951.

PNUMA. Programa de la Naciones Unidas para el Medio Ambiente. (1999). *Perspectivas del Medio Ambiente Mundial 2000*. [Documento en Línea]. Disponible: http://www.rolac.unep.mx/. [Consulta: 2006, Abril 26]. Nairobi, Kenya

Prado J., Arantegui J., Chamarro E. and Espulgas S (1994). *Degradation of 2,4-D by ozone and Light*. Ozone Sci. Engn. 16, 235-245.

Prengle, H.W. Jr. (1983). *Experimental rate constants and Reactor considerations for the destruction of Micropollutants and trihalomethane precursors by ozone with ultraviolet radiation*. Environ Sci. Technol. 17. 743-747.

Puls, R. (1998). *Permeable reactive barrier technologies for contaminant remediation*. U.S. Environmental Protection Agency. Subsurface Protection and Remediation Division National Risk Management Research Laboratory. Oklahoma, Washington D.C.

Rakness, K.L. (1996). *Ozone system Fundamentals for Drinking*. Water. J. Amer. Water Works Assoc., Vol. 2, Nº 7.

Reid G., L. Streebin y L. Canter. (1974). *Brine Disposal Treatment Practices Relating to the Oil Production Industry*. Environmental Protection Agency (EPA). Washington, D.C. 660/2-74-037.

Rivera-Utrilla, J.; Sánchez-Polo, M. (2002). Appl. Catl. B 39, 319.

Rodríguez M. (2003). *Fenton and UV-vis based advanced oxidation processes in wastewater treatment: Degradation, mineralization and biodegradability enhancement*. Universitat de Barcelona. Facultad de Química. Departament D`Enginyeria Química I Metal-lùrgia.

Rosental, H.(1981). *Ozonation and sterilization*. Aquaculture in Heated Effluents and Recirculation Systems. En Heenemann Verlagsgesellschaft Vol. I P.p: 219-274.

Ruppert G., Bauer R. y Heisler G.(1993). J. Photochem. Photobiol. A: Chem., 73, 75-78.

Ruppert, G.; Bauer, R. and Heisler, G. (1994). *UV-O_3, UV-H_2O_2, UV-TiO_2 and the photo-Fenton reaction. Comparison of advanced oxidation processes for waste water treatment.* Chemosphere, 28 (8), 1447-1454.

Safarzadeh-Amiri, A.: Bolton, J.R. and Cater, S.R. (1996a). *The use of iron in Advanced Oxidation Processes,* J. Adv. Oxid. Technol., 1 (1), 18-26.

Safarzadeh-Amiri, A.: Bolton, J.R. and Cater, S.R. (1996b) *Ferrioxalate mediated solar degradation of organic contaminants in water*, Solar Energy, 56 (5), 439-443.

Safarzadeh-Amiri A., Bolton J.R. y Cater S.R. (1997), Wat. Res., 31, 787-796.

Salager, J. (1992). *El Mundo de los Surfactantes.* Cuaderno FIRP S311-A Universidad de los Andes.

Sánchez-Polo M. (2003). *Eliminación de contaminantes aromáticos de las aguas mediante ozonación catalizada por carbón activado.* Departamento de Química Inorgánica, Facultad de Ciencias. Universidad de Granada. España.

Santos A., Yustos P., Quintanilla A., Rodríguez S., y Garcia-Ochoa F. (2002). *Route of the catalytic oxidation of phenol in aqueous phase.* Applied catálisis B: Environmental 39, 97-113.

Satterfield, C.N.. (1990). Heterogeneous Catalysis in practice, Mc Graw Hill Co.

Sax, I.N. & Richard, L. (1989). J. *Dangerous properties of industrial materials.* Seventh edition. Van Nostrand Reinhold.

Severer, M. (1990). *El O_3: un plan de investigación de la oxidación de compuestos sintéticos en el agua*. Ingeniería Química, 250: 239-245.

Skoog, D. A. y West, D. M. (1989). *Análisis Instrumental*. México: Editorial McGraw-Hill.

Smith, W.F. (1993). *Fundamentos de la ciencia e ingeniería de materiales*. Mc Graw Hill, 2da edición.

Snedaker, S. (1977). *Report to the Organization of American States covering the Mission to Peru*. Development Activities at Bayovar. OEA. Washington, D.C.

Staehelin, J and Hoigné, J. (1982). *Decomposition of ozone in water: Rate of initiation by hydroxide ions and hydrogen peroxide*. Environ. Sci.&Technol., 16: 676-681.

Summerfelt, S. T., Hochheimer, J.N. (1997). *Review of ozone processes and applications as an oxidizing agent in aquaculture*. En The Progreive Fish-Culturit Vol 59, p.p: 94-105.

Summerfelt, S. T. (2003). *Ozonation and UV Irradiation – an introduction and examples of current applications*. En Aquacultural Engineering Vol 28 p.p: 21-36.

Symons, J. (1996). *Oxidation of Natural Organic Contaminants in Drinking Water Using H_2O_2 and Visible-UV Irradiation. Environmental Protection Agency*. Washington, D.C. 20460: Office of Exploratory Research.

The Riet veld method, (Editado por Young R.A.). (1993). Iucr text on crystallography 5, Oxford University Press. ISBN 0-19-855912-7.

Ullmann´s (1991). *Encyclopedia of Industrial Chemistry*, 5ª ed., 415-419, VCH Verlagsgesellschaft (Germany).

UNESCO (2003). *Water for people, water for live*. UN World Water Development Report. Paris: UNESCO.

US/EPA. (1998). *Handbook of Advanced Photochemical Oxidation Processes*, EPA/625/R-98/004.

Vanderbergue, R.E. (1990). *Mössbauer spectroscopy and applications in Geology – International Trainning Centre for Post-Graduate Soil Scientists*, State University Gent. Belgium.

Watts, R.J. (2000). *A foundation for the risk – based treatment of gasoline – contaminated soils using modified Fenton´s reactions. Journal of Hazardous Materials* B76, 73-89.

Weber, R. and Smith E. (1986). *Removing dissolved organic contaminants from water*. Enviro. Sci.& Technol., 20: 970-979.

Wedemeyer, G.A. (1996). *Physiology of Fish in Intensive Culture*. New York: En Intenational Thompson Publishing.

Whitby, G. (1989).*The treatments of spa water with ozone produced by light UV*. Ozone Sci.& Eng., 11: 313-324.

Xu, X., Shi, H and Wang, D. (2004). *The mechanism of Fe (III)- catalyzed ozonation of phenol*. Department of Environmental Science and Engineering, Zhejiang University, Hangzhou 310027.

Zeff, J.D. and Barich, J.T. (1990), *Symposium on Advanced Oxidation Processes and Treatment of Contaminated Water and Air*. Ontario, Canadá: Wastewater Technologies, Center.

Zhejiang, J. (2005). *Ozonation with ultrasonic enhancement of p-nitrophenol wastewater*. Univ Sci B.; 6(5): 319–323.

Zhu, X., Xu, X. (2004). *The mechanism of Fe (III)-catalyzed ozonation of phenol*. China: Department of Environmental Engineering, Zhejiang University, Hangzhou 31002.

ANEXO A
TABLAS DE RESULTADOS EXPERIMENTALES

A.1 EXPERIMENTOS A ESCALA LABORATORIO

A.1.1 Ozonación Simple

A.1.1.1 Sistema O_3 2ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
26,3	5,38	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,102	84,421	0,000	2,000
10	0,102	84,421	0,000	2,000
20	0,102	84,421	0,000	2,000
30	0,102	84,421	0,000	2,000
40	0,102	84,421	0,000	2,000
50	0,102	84,421	0,000	2,000
60	0,102	84,421	0,000	2,000
70	0,102	84,421	0,000	2,000

A.1.1.2 Sistema O_3 5ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
26,2	5,20	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,130	71,514	0,000	5,000
10	0,130	71,514	0,000	5,000
20	0,130	71,514	0,000	5,000
30	0,130	71,514	0,000	5,000
40	0,130	71,514	0,000	5,000
50	0,130	71,514	0,000	5,000
60	0,136	68,828	3,755	4,924
70	0,136	68,828	3,755	4,924

A.1.1.3 Sistema O_3 10ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
26,3	5,26	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,096	86,904	0,000	10,000
10	0,096	86,904	0,000	10,000
20	0,096	86,904	0,000	10,000
30	0,096	86,904	0,000	10,000
40	0,102	84,421	2,857	9,942
50	0,107	81,906	5,836	9,883
60	0,107	81,906	5,836	9,883
70	0,107	81,906	5,836	9,883

A.1.2 Ozono con radiación ultravioleta

A.1.2.1 Sistema O_3/UV 2ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
25,8	5,30	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,119	76,778	0,000	2,000
10	0,122	75,475	1,697	1,966
20	0,136	68,828	10,504	1,789
30	0,142	66,105	14,460	1,710
40	0,154	60,544	22,872	1,542
50	0,154	60,544	22,872	1,542
60	0,154	60,544	22,872	1,542
70	0,154	60,544	22,872	1,542

A.1.2.2 Sistema O_3/UV 5ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
26,0	5,96	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,119	76,778	0,000	5,000
10	0,122	75,475	1,697	4,915
20	0,124	74,164	3,435	4,828
30	0,136	68,828	10,629	4,468
40	0,148	63,344	18,596	4,070
50	0,161	57,704	27,501	3,624
60	0,167	54,822	32,495	3,375
70	0,167	54,822	32,495	3,375

A.1.2.3 Sistema O_3/UV 10ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
26,2	6,14	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,102	84,421	0	10
10	0,113	79,359	5,996	9,400
20	0,130	71,514	15,881	8,411
30	0,142	66,105	23,444	7,655
40	0,148	63,344	27,621	7,237
50	0,154	60,544	32,041	6,795
60	0,167	54,822	41,493	5,850
70	0,167	54,822	41,493	5,850

A.1.3 Ozono con catalizadores de hierro masico

A.1.3.1 Sistema O_3/Fe 0,25g 2ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (ºC)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
26,5	5,65	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,112	79,772	0,000	2,000
10	0,120	76,136	4,558	1,908
20	0,134	69,954	12,677	1,746
30	0,145	64,772	20,085	1,598
40	0,159	58,500	29,769	1,404
50	0,162	57,045	32,255	1,354
60	0,162	57,045	32,255	1,354
70	0,162	57,045	32,255	1,354

A.1.3.2 Sistema O_3/Fe 0,25g 5ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (ºC)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
26,3	5,32	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,103	84,000	0,000	5,000
10	0,115	78,636	6,385	4,680
20	0,130	71,681	15,229	4,238
30	0,142	66,272	22,775	3,861
40	0,159	58,409	34,640	3,268
50	0,168	54,318	41,646	2,917
60	0,168	54,318	41,644	2,917
70	0,168	54,318	41,644	2,917

A.1.3.3 Sistema O_3/Fe 0,25g 10ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (ºC)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
25,7	6,03	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,113	79,500	0,000	10,000
10	0,146	64,227	19,211	8,078
20	0,159	58,545	28,057	7,194
30	0,172	52,590	38,228	6,177
40	0,218	31,590	78,159	2,184
50	0,226	27,863	89,957	1,004
60	0,226	27,863	89,957	1,004
70	0,226	27,863	89,957	1,004

A.1.3.4 Sistema O_3/Fe 0,50g 2ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
25,9	5,52	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,100	85,181	0,000	2,000
10	0,123	74,727	12,273	1,754
20	0,131	71,045	17,200	1,656
30	0,144	65,272	25,325	1,493
40	0,163	56,636	38,556	1,228
50	0,179	49,227	51,638	0,967
60	0,179	49,227	51,638	0,967
70	0,179	49,227	51,638	0,967

A.1.3.5 Sistema O_3/Fe 0,50g 5ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
26,0	5,30	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,096	86,909	0,000	5,000
10	0,112	79,863	8,106	4,594

20	0,153	61,227	23,335	3,833
30	0,161	57,636	29,200	3,540
40	0,182	48,045	45,840	2,708
50	0,192	43,318	55,679	2,216
60	0,192	43,318	55,679	2,216
70	0,192	43,318	55,679	2,216

A.1.3.6 Sistema O_3/Fe 0,50g 10ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (ºC)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
26,1	5,97	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,113	79,227	0,000	10,000
10	0,142	66,363	16,236	8,376
20	0,177	50,227	40,551	5,944
30	0,205	37,500	65,890	3,410
40	0,218	31,454	82,012	1,798
50	0,223	29,545	88,081	1,191
60	0,223	29,545	88,081	1,191
70	0,223	29,545	88,081	1,191

A.1.3.7 Sistema O_3/Fe 0,75g 2ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (ºC)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
27,1	5,61	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,102	84,318	0,000	2,000
10	0,135	69,409	17,681	1,646
20	0,137	68,272	19,319	1,613
30	0,157	59,363	32,368	1,352
40	0,178	49,636	48,754	1,024
50	0,188	45,090	57,911	0,841

60	0,188	45,090	57,911	0,841
70	0,188	45,090	57,911	0,841

A.1.3.8 Sistema O_3/Fe 0,75g 5ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
26,9	5,33	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,114	78,909	0,000	5,000
10	0,125	73,954	6,278	4,686
20	0,167	54,636	32,400	3,380
30	0,197	41,181	57,026	2,148
40	0,204	37,818	65,193	1,740
50	0,204	37,818	65,193	1,740
60	0,204	37,818	65,193	1,740
70	0,204	37,818	65,193	1,740

A.1.3.9 Sistema O_3/Fe 0,75g 10ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
26,6	6,05	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,134	69,818	0,000	10,000
10	0,165	55,772	20,117	7,988
20	0,177	50,090	30,304	6,969
30	0,197	41,181	48,090	5,191
40	0,218	31,454	71,710	2,828
50	0,231	25,772	89,774	1,022
60	0,231	25,772	89,774	1,022
70	0,231	25,772	89,774	1,022

A.1.3.10 Sistema O_3/Fe 1,00g 2ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
25,8	5,67	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,115	78,409	0,000	2,000
10	0,120	76,272	2,724	1,945
20	0,147	63,772	19,113	1,617
30	0,174	51,500	38,357	1,232
40	0,192	43,409	54,068	0,918
50	0,205	37,500	67,680	0,646
60	0,205	37,500	67,680	0,646
70	0,205	37,500	67,680	0,646

A.1.3.11 Sistema O_3/Fe 1,00g 5ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
26,1	5,42	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,136	68,818	0,000	5,000
10	0,152	61,818	10,171	4,491
20	0,153	61,227	11,127	4,443
30	0,194	42,363	41,936	2,903
40	0,223	29,500	72,301	1,384
50	0,234	24,227	90,175	0,491
60	0,234	24,227	90,175	0,491
70	0,234	24,227	90,175	0,491

A.1.3.12 Sistema O_3/Fe 1,00g 10ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
26,0	5,93	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,094	88,000	0,000	10,000
10	0,127	72,954	17,097	8,290
20	0,154	60,727	33,857	6,614
30	0,183	47,590	55,489	4,451
40	0,199	40,227	70,961	2,903
50	0,219	31,136	93,560	0,643
60	0,219	31,136	93,560	0,643
70	0,219	31,136	93,560	0,643

A.1.4 Ozono con radiación ultravioleta y catalizadores de hierro masico

A.1.4.1 Sistema O_3/UV/Fe 0,25g 2ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
25-27	—	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,207	36,590	0,000	2,000
10	0,214	33,681	7,950	1,841
20	0,218	31,636	14,023	1,719
30	0,222	30,045	19,051	1,619
40	0,227	27,500	27,523	1,449
50	0,232	25,454	34,961	1,300
60	0,232	25,454	34,961	1,300
70	0,232	25,454	34,961	1,300

A.1.4.2 Sistema O_3/UV/Fe 0,25g 5ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de	% Producción	Duración de Descarga	Volumen	Recirculación

	Ozono (L/min)	de Ozono	de Ozono (s)	de Carga (L)	($L.h^{-1}$)
25-27	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,167	54,818	0,000	5,000
10	0,169	53,954	1,575	4,921
20	0,179	49,272	10,252	4,487
30	0,199	40,500	28,057	3,597
40	0,212	34,590	42,647	2,867
50	0,221	30,136	55,525	2,223
60	0,222	30,136	55,525	2,223
70	0,222	29,636	57,184	2,140

A.1.4.3 Sistema O_3/UV/Fe 0,25g 10ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
25-27	---	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,173	51,909	0,000	10,000
10	0,186	46,409	10,595	8,940
20	0,201	39,590	25,286	7,471
30	0,215	32,863	42,278	5,772
40	0,232	25,272	65,377	3,462
50	0,241	21,000	82,283	1,771
60	0,248	21,000	82,283	1,771
70	0,249	18,227	95,487	0,451

A.1.4.4 Sistema O_3/UV/Fe 0,50g 2ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
25-27	---	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración

				de Fenol (ppm)
0	0,200	39,727	0,000	2,000
10	0,214	33,363	16,018	1,679
20	0,221	30,136	25,691	1,486
30	0,229	26,818	36,701	1,266
40	0,232	25,090	43,142	1,137
50	0,236	23,545	49,302	1,014
60	0,236	23,545	49,302	1,014
70	0,236	23,545	49,302	1,014

A.1.4.5 Sistema O_3/UV/Fe 0,50g 5ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
25-27	---	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,193	42,863	0,000	5,000
10	0,207	36,590	14,634	4,268
20	0,214	33,363	23,454	3,827
30	0,221	30,090	33,263	3,336
40	0,229	26,818	44,139	2,793
50	0,234	24,545	52,614	2,369
60	0,237	22,909	59,280	2,036
70	0,239	22,090	62,852	1,857

A.1.4.6 Sistema O_3/UV/Fe 0,50g 10ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
25-27	---	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,080	94,181	0,000	10,000
10	0,103	83,818	11,003	8,899
20	0,125	73,772	22,988	7,701

30	0,148	63,318	37,160	6,284
40	0,168	54,272	51,445	4,855
50	0,187	45,818	67,023	3,297
60	0,205	37,727	84,682	1,531
70	0,211	34,954	92,031	0,796

A.1.4.7 Sistema O_3/UV/Fe 0,75g 2ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (ºC)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
25-27	---	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,193	42,863	0,000	2,000
10	0,225	28,681	33,085	1,338
20	0,235	23,818	50,043	0,999
30	0,241	21,409	60,157	0,796
40	0,241	21,409	60,157	0,796
50	0,241	21,409	60,157	0,796
60	0,241	21,409	60,157	0,796
70	0,241	21,409	60,157	0,796

A.1.4.8 Sistema O_3/UV/Fe 0,75g 5ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (ºC)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
25-27	---	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,187	45,909	0,000	5,000
10	0,193	42,909	6,534	4,673
20	0,206	37,090	20,094	3,995
30	0,218	31,454	35,290	3,235
40	0,229	26,863	49,885	2,505
50	0,233	24,636	58,176	2,091
60	0,233	24,663	58,065	2,096

70	0,241	21,318	71,630	1,418

A.1.4.9 Sistema O_3/UV/Fe 0,75g 10ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
25-27	---	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,161	57,681	0,000	10,000
10	0,178	49,636	13,948	8,605
20	0,193	43,136	27,043	7,295
30	0,207	36,818	41,690	5,831
40	0,221	30,318	59,344	4,065
50	0,231	25,590	74,936	2,506
60	0,239	22,000	88,968	1,103
70	0,241	21,318	92,067	0,793

A.1.4.10 Sistema O_3/UV/Fe 1,00g 2ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
25-27	---	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,161	57,681	0,000	2,000
10	0,211	34,636	39,952	1,200
20	0,228	27,045	61,868	0,762
30	0,234	24,318	71,952	0,560
40	0,235	23,727	74,382	0,512
50	0,235	23,727	74,382	0,512
60	0,235	23,727	74,382	0,512
70	0,235	23,727	74,382	0,512

A.1.4.11 Sistema O_3/UV/Fe 1,00g 5ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
25-27	---	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,148	63,318	0,000	5,000
10	0,156	60,045	5,168	4,741
20	0,184	47,227	26,516	3,674
30	0,201	39,181	43,551	2,822
40	0,219	31,227	63,853	1,807
50	0,232	25,454	82,339	0,883
60	0,239	22,181	95,196	0,240
70	0,241	21,181	99,704	0,014

A.1.4.12 Sistema O_3/UV/Fe 1,00g 10ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
25-27	---	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,142	66,090	0,000	10,000
10	0,171	52,909	19,945	8,005
20	0,193	43,136	38,415	6,158
30	0,213	33,818	60,017	3,998
40	0,227	27,727	78,028	2,197
50	0,235	23,772	92,290	0,770
60	0,239	21,954	99,938	0,006
70	0,239	21,954	99,938	0,006

A.1.5 Ozono con catalizadores de magnetita

A.1.5.1 Sistema O_3/Magnetita 0,25g 2ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
25,3	5,36	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,096	86,904	0,000	2,000
10	0,107	81,906	5,751	1,885
20	0,110	80,637	7,301	1,854
30	0,124	74,164	15,328	1,693
40	0,136	68,828	22,522	1,549
50	0,154	60,544	34,558	1,308
60	0,154	60,544	34,558	1,308
70	0,154	60,544	34,558	1,308

A.1.5.2 Sistema O_3/Magnetita 0,25g 5ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
25,6	5,89	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,119	76,778	0,000	5,000
10	0,122	75,475	1,697	4,915
20	0,136	68,828	10,504	4,474
30	0,139	67,471	12,475	4,376
40	0,154	60,544	22,742	3,862
50	0,158	59,129	25,079	3,746
60	0,158	59,129	25,079	3,746
70	0,158	59,129	25,079	3,746

A.1.5.3 Sistema O_3/Magnetita 0,25g 10ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
26,0	5,79	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,102	84,421	0,000	10,000
10	0,105	83,168	1,484	9,851
20	0,107	81,906	3,001	9,699
30	0,113	79,359	6,111	9,388
40	0,124	74,164	12,657	8,734
50	0,127	72,843	14,438	8,556
60	0,127	72,843	14,438	8,556
70	0,127	72,843	14,438	8,556

A.1.5.4 Sistema O_3/Magnetita 0,50g 2ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (ºC)	pH	Caudal de Ozonò (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
25,8	5,36	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,096	86,904	0,000	2,000
10	0,102	84,421	2,857	1,942
20	0,110	80,637	7,339	1,853
30	0,124	74,164	15,367	1,692
40	0,139	67,471	24,390	1,512
50	0,148	63,344	30,507	1,389
60	0,148	63,344	30,507	1,389
70	0,148	63,344	30,507	1,389

A.1.5.5 Sistema O_3/Magnetita 0,50g 5ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (ºC)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
26,1	5,81	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)

0	0,130	71,514	0,000	5,000
10	0,139	67,471	5,652	4,717
20	0,145	64,730	9,716	4,514
30	0,154	60,544	16,182	4,190
40	0,161	57,704	20,874	3,956
50	0,167	54,822	25,868	3,706
60	0,173	51,897	31,202	3,439
70	0,173	51,897	31,202	3,439

A.1.5.6 Sistema O_3/Magnetita 0,50g 10ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
26,6	5,85	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,119	76,778	0,000	10,000
10	0,124	74,164	3,405	9,659
20	0,133	70,176	8,782	9,121
30	0,148	63,344	18,517	8,148
40	0,161	57,704	27,422	7,257
50	0,164	56,268	29,910	7,009
60	0,164	56,268	29,910	7,009
70	0,164	56,268	29,910	7,009

A.1.5.7 Sistema O_3/Magnetita 0,75g 2ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
26,3	5,41	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,099	85,666	0,000	2,000
10	0,167	54,822	36,005	1,279
20	0,173	51,897	41,340	1,173
30	0,187	45,915	52,867	0,942

40	0,200	39,745	66,304	0,673
50	0,200	39,745	66,304	0,673
60	0,200	39,745	66,304	0,673
70	0,200	39,745	66,304	0,673

A.1.5.8 Sistema O_3/Magnetita 0,75g 5ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
26,3	5,43	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,130	71,514	0,000	5,000
10	0,142	66,105	7,563	4,621
20	0,158	59,129	18,116	4,094
30	0,173	51,897	30,346	3,482
40	0,193	42,854	47,771	2,611
50	0,207	36,587	62,396	1,880
60	0,207	36,587	62,396	1,882
70	0,207	36,587	62,396	1,880

A.1.5.9 Sistema O_3/Magnetita 0,75g 10ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
26,5	6,01	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,096	86,904	0,000	10,000
10	0,107	81,906	5,751	9,424
20	0,124	74,164	15,203	8,479
30	0,139	67,471	24,227	7,577
40	0,158	59,129	36,591	6,340
50	0,173	51,897	48,822	5,117
60	0,183	47,427	57,434	4,256
70	0,183	47,427	57,434	4,256

A.1.5.10 Sistema O_3/Magnetita 1,00g 2ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
26,6	5,42	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,091	89,356	0,000	2,000
10	0,099	85,666	4,129	1,917
20	0,113	79,359	11,492	1,770
30	0,130	71,514	21,377	1,572
40	0,154	60,544	36,717	1,265
50	0,180	48,929	55,902	0,882
60	0,214	33,377	87,686	0,246
70	0,214	33,377	87,686	0,246

A.1.5.11 Sistema O_3/Magnetita 1,00g 5ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
26,1	5,97	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,096	86,904	0,000	5,000
10	0,113	79,359	8,682	4,565
20	0,130	71,514	18,567	4,071
30	0,161	57,704	37,878	3,106
40	0,173	51,897	47,941	2,602
50	0,200	39,745	71,356	1,432
60	0,211	34,988	83,325	0,833
70	0,211	34,988	83,325	0,833

A.1.5.12 Sistema O_3/Magnetita 1,00g 10ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (ºC)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
25,6	6,03	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,113	79,359	0,000	10,000
10	0,124	74,164	6,546	9,345
20	0,142	66,105	17,412	8,258
30	0,154	60,544	25,824	7,417
40	0,173	51,897	40,106	5,989
50	0,193	42,854	57,531	4,246
60	0,207	36,587	72,156	2,784
70	0,207	36,587	72,156	2,784

A.1.6 Ozono con radiación ultravioleta y magnetita como catalizadores

A.1.6.1 Sistema O_3/UV/Magnetita 0,25g 2ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (ºC)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
26,4	5,37	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,119	76,778	0,000	2,000
10	0,127	72,843	5,125	1,897
20	0,142	66,105	14,375	1,712
30	0,158	59,129	24,928	1,501
40	0,173	51,897	37,159	1,256
50	0,193	42,854	54,583	0,908
60	0,204	38,172	65,508	0,689
70	0,204	38,172	65,508	0,689

A.1.6.2 Sistema O_3/UV/Magnetita 0,25g 5ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
25,7	6,06	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,124	74,164	0,000	5,000
10	0,130	71,514	3,572	4,821
20	0,139	67,471	9,225	4,538
30	0,154	60,544	19,492	4,025
40	0,164	56,268	26,555	3,672
50	0,190	44,390	47,664	2,616
60	0,190	44,390	47,664	2,616
70	0,190	44,390	47,664	2,616

A.1.6.3 Sistema O_3/UV/Magnetita 0,25g 10ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
26,4	6,16	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,102	84,421	0,000	10,000
10	0,113	79,359	5,996	9,400
20	0,116	78,073	7,616	9,238
30	0,130	71,514	16,017	8,398
40	0,142	66,105	23,580	7,641
50	0,142	66,105	23,580	7,641
60	0,142	66,105	23,580	7,641
70	0,142	66,105	23,580	7,641

A.1.6.4 Sistema O_3/UV/Magnetita 0,50g 2ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
27,1	5,82	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,107	81,906	0,000	2,000
10	0,124	74,164	9,452	1,810
20	0,142	66,105	20,318	1,593
30	0,154	60,544	28,731	1,425
40	0,164	56,268	35,793	1,284
50	0,187	45,915	54,193	0,916
60	0,200	39,745	67,630	0,647
70	0,200	39,745	67,630	0,647

A.1.6.5 Sistema O_3/UV/Magnetita 0,50g 5ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
26,7	6,34	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,130	71,514	0,000	5,000
10	0,136	68,828	3,755	4,812
20	0,148	63,344	11,723	4,413
30	0,164	56,268	22,894	3,855
40	0,180	48,929	35,937	3,203
50	0,200	39,745	54,706	2,264
60	0,207	36,587	62,653	1,867
70	0,207	36,587	62,653	1,867

A.1.6.6 Sistema O_3/UV/Magnetita 0,50g 10ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
25,9	5,68	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,130	71,514	0,000	10,000
10	0,139	67,471	5,652	9,434

20	0,154	60,544	15,919	8,408
30	0,164	56,268	22,982	7,701
40	0,180	48,929	36,026	6,397
50	0,193	42,854	48,441	5,155
60	0,200	39,745	55,695	4,430
70	0,200	39,745	55,695	4,430

A.1.6.7 Sistema O_3/UV/Magnetita 0,75g 2ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (ºC)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
26,6	5,85	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,113	79,359	0,000	2,000
10	0,130	71,514	9,885	1,802
20	0,154	60,544	25,224	1,495
30	0,173	51,897	39,506	1,209
40	0,193	42,854	56,931	0,861
50	0,221	30,114	86,660	0,266
60	0,225	28,462	92,146	0,157
70	0,225	28,462	92,146	0,157

A.1.6.8 Sistema O_3/UV/Magnetita 0,75g 5ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (ºC)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
25,7	6,35	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,130	71,514	0,000	5,000
10	0,145	64,730	9,486	4,525
20	0,173	51,897	29,311	3,534
30	0,193	42,854	46,736	2,663
40	0,221	30,114	76,465	1,176
50	0,229	26,796	87,482	0,625

60	0,229	26,796	87,482	0,625
70	0,229	26,796	87,482	0,625

A.1.6.9 Sistema O_3/UV/Magnetita 0,75g 10ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
26,7	5,54	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,096	86,904	0,000	10,000
10	0,107	81,906	5,751	9,424
20	0,124	74,164	15,203	8,479
30	0,139	67,471	24,227	7,577
40	0,164	56,268	40,832	5,916
50	0,187	45,915	59,231	4,076
60	0,211	34,988	83,028	1,697
70	0,211	34,988	83,028	1,697

A.1.6.10 Sistema O_3/UV/Magnetita 1,00g 2ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
25,7	6,14	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,096	86,904	0,000	2,000
10	0,119	76,778	11,651	1,767
20	0,148	63,344	29,148	1,417
30	0,170	53,365	44,902	1,101
40	0,197	41,306	67,500	0,650
50	0,221	30,114	94,595	0,108
60	0,221	30,114	94,595	0,108
70	0,221	30,114	94,595	0,108

A.1.6.11 Sistema O_3/UV/Magnetita 1,00g 5ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
26,5	5,41	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,130	71,514	0,000	5,000
10	0,154	60,544	15,339	4,233
20	0,167	54,822	24,790	3,760
30	0,190	44,390	43,818	2,809
40	0,207	36,587	61,398	1,930
50	0,229	26,796	88,158	0,592
60	0,229	26,796	88,158	0,592
70	0,229	26,796	88,158	0,592

A.1.6.12 Sistema O_3/UV/Magnetita 1,00g 10ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
26,8	6,03	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,119	76,778	0,000	10,000
10	0,133	70,176	8,599	9,140
20	0,161	57,704	26,372	7,362
30	0,173	51,897	36,434	6,356
40	0,197	41,306	56,842	4,315
50	0,214	33,377	76,038	2,396
60	0,214	33,377	76,038	2,396
70	0,214	33,377	76,038	2,396

A.1.7 Ozono con catalizadores de hierro soportado sobre carbón activado

A.1.7.1 Sistema O_3/Fe(II)-C 0,5g/0,25% 2ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
26,5	6,27	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,183	47,727	0,000	2,000
10	0,188	45,272	5,142	1,897
20	0,196	41,727	12,974	1,740
30	0,199	40,363	16,242	1,675
40	0,202	39,000	19,620	1,607
50	0,205	37,636	23,117	1,537
60	0,208	36,272	26,740	1,465
70	0,208	36,272	26,740	1,465

A.1.7.2 Sistema O_3/Fe(II)-C 0,5g/0,50% 2ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
25,4	6,51	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,195	42,000	0,000	2,000
10	0,201	39,590	5,735	1,885
20	0,211	35,0000	17,331	1,653
30	0,218	31,8182	26,422	1,471
40	0,220	30,9091	29,279	1,414
50	0,222	30,0000	32,221	1,355
60	0,222	30,0000	32,221	1,355
70	0,222	30,0000	32,221	1,355

A.1.7.3 Sistema O_3/Fe(II)-C 0,5g/0,75% 2ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)

25,7	5,52	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,200	39,954	0,000	2,000
10	0,213	34,000	14,903	1,701
20	0,218	31,636	21,855	1,562
30	0,222	30,000	27,027	1,459
40	0,221	30,318	25,967	1,480
50	0,227	27,590	34,962	1,300
60	0,227	27,590	34,962	1,300
70	0,227	27,590	34,962	1,300

A.1.7.4 Sistema O_3/Fe(II)-C 0,5g/1,00% 2ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
26,8	6,43	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,183	47,454	0,000	2,000
10	0,195	42,272	10,919	1,781
20	0,201	39,363	17,801	1,644
30	0,215	32,909	34,198	1,316
40	0,220	30,772	40,690	1,186
50	0,222	29,863	43,644	1,127
60	0,222	29,863	43,644	1,127
70	0,222	29,863	43,644	1,127

A.1.7.5 Sistema O_3/Fe(II)-C 1,0g/0,25% 2ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
26,9	6,48	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,174	51,500	0,000	2,000
10	0,186	46,272	10,150	1,797
20	0,198	40,636	22,330	1,553
30	0,200	39,863	24,232	1,515
40	0,208	36,090	33,696	1,326
50	0,214	33,363	41,253	1,174
60	0,214	33,363	41,253	1,174
70	0,214	33,363	41,253	1,174

A.1.7.6 Sistema O_3/Fe(II)-C 1,0g/0,50% 2ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (ºC)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
25,3	7,04	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,203	38,545	0,000	2,000
10	0,214	33,590	12,853	1,742
20	0,227	27,409	31,257	1,374
30	0,231	25,818	37,061	1,258
40	0,236	23,272	46,920	1,061
50	0,236	23,272	46,920	1,061
60	0,236	23,272	46,920	1,061
70	0,236	23,272	46,920	1,061

A.1.7.7 Sistema O_3/Fe(II)-C 1,0g/0,75% 2ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (ºC)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
25,6	6,02	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,184	47,000	0,000	2,000
10	0,194	42,500	9,574	1,808

20	0,204	38,181	19,734	1,605
30	0,213	34,000	30,687	1,386
40	0,227	27,409	50,072	0,998
50	0,230	26,181	54,549	0,909
60	0,230	26,181	54,549	0,909
70	0,230	26,181	54,549	0,909

A.1.7.8 Sistema O_3/Fe(II)-C 1,0g/1,00% 2ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
26,0	5,97	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,184	47,090	0,000	2,000
10	0,203	38,590	18,050	1,639
20	0,214	33,272	31,831	1,363
30	0,223	29,181	44,126	1,117
40	0,229	26,454	53,472	0,930
50	0,232	25,090	58,626	0,827
60	0,234	24,272	61,887	0,762
70	0,234	24,272	61,887	0,762

A.1.7.9 Sistema O_3/Fe(II)-C 2,0g/0,25% 2ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
26,6	6,27	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,194	42,681	0,000	2,000
10	0,202	38,954	8,732	1,825
20	0,216	32,454	25,418	1,491
30	0,235	23,863	51,889	0,962
40	0,238	22,545	57,413	0,851
50	0,241	21,1818	63,461	0,730

60	0,241	21,181	63,461	0,730
70	0,241	21,181	63,461	0,730

A.1.7.10 Sistema O_3/Fe(II)-C 2,0g/0,50% 2ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
25,9	6,93	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,174	51,772	0,000	2,000
10	0,182	47,909	7,462	1,850
20	0,197	41,181	21,504	1,569
30	0,205	37,636	30,113	1,397
40	0,215	32,818	42,915	1,141
50	0,227	27,727	58,428	0,831
60	0,232	25,454	66,624	0,667
70	0,232	25,454	66,624	0,667

A.1.7.11 Sistema O_3/Fe(II)-C 2,0g/0,75% 2ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
25,7	6,92	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,185	46,545	0,000	2,000
10	0,198	40,636	12,695	1,746
20	0,218	31,545	35,066	1,298
30	0,223	29,272	42,271	1,154
40	0,228	27,181	49,414	1,011
50	0,232	25,363	56,103	0,877
60	0,239	22,181	68,647	0,627
70	0,239	22,181	68,647	0,627

A.1.7.12 Sistema O_3/Fe(II)-C 2,0g/1,0% 2ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (ºC)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
26,3	7,25	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,189	44,727	0,000	2,000
10	0,215	33,045	26,117	1,477
20	0,222	29,727	36,159	1,276
30	0,228	27,1363	44,874	1,102
40	0,233	24,863	53,250	0,935
50	0,236	23,363	59,282	0,814
60	0,241	21,227	68,426	0,631
70	0,241	21,227	68,426	0,631

A.1.7.13 Sistema O_3/Fe(II)-C 0,5g/0,25% 5ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (ºC)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
26,5	5,46	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,195	42,000	0,000	5,000
10	0,209	35,681	15,043	4,247
20	0,214	33,454	21,285	3,935
30	0,221	30,272	30,796	3,460
40	0,225	28,363	37,102	3,144
50	0,229	26,545	43,512	2,824
60	0,229	26,545	43,512	2,824
70	0,229	26,545	43,512	2,824

A.1.7.14 Sistema O_3/Fe(II)-C 0,5g/0,50% 5ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
27,0	5,44	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,172	52,545	0,000	5,000
10	0,189	44,727	14,878	4,256
20	0,201	39,272	27,074	3,646
30	0,208	36,090	35,175	3,241
40	0,213	33,818	41,473	2,926
50	0,217	32,000	46,849	2,657
60	0,217	32,000	46,849	2,657
70	0,217	32,000	46,849	2,657

A.1.7.15 Sistema O_3/Fe(II)-C 0,5g/0,75% 5ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
26,6	6,43	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,203	38,363	0,000	5,000
10	0,210	35,136	8,412	4,579
20	0,226	27,909	28,981	3,550
30	0,231	25,590	37,287	3,135
40	0,236	23,318	46,168	2,691
50	0,241	21,045	55,915	2,204
60	0,241	21,045	55,915	2,204
70	0,241	21,045	55,915	2,204

A.1.7.16 Sistema O_3/Fe(II)-C 0,5g/1,00% 5ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
25,8	6,73	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,194	42,500	0,000	5,000
10	0,202	38,863	8,556	4,572
20	0,217	32,045	26,100	3,695
30	0,223	29,227	34,894	3,255
40	0,224	28,818	36,294	3,185
50	0,229	26,545	44,180	2,791
60	0,234	24,272	52,742	2,362
70	0,234	24,272	52,742	2,362

A.1.7.17 Sistema O_3/Fe(II)-C 1,0g/0,25% 5ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
25,7	6,29	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,187	45,772	0,000	5,000
10	0,198	40,636	11,221	4,438
20	0,205	37,636	18,604	4,069
30	0,216	32,454	32,372	3,381
40	0,224	29,000	43,016	2,849
50	0,233	24,636	58,063	2,096
60	0,233	24,636	58,063	2,096
70	0,233	24,636	58,063	2,096

A.1.7.18 Sistema O_3/Fe(II)-C 1,0g/0,50% 5ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
26,6	6,94	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)

0	0,202	38,727	0,000	5,000
10	0,218	31,545	18,544	4,072
20	0,226	28,181	29,207	3,539
30	0,235	24,090	43,723	2,813
40	0,240	21,500	54,478	2,276
50	0,243	20,136	60,820	1,959
60	0,243	20,136	60,820	1,959
70	0,243	20,136	60,820	1,959

A.1.7.19 Sistema O_3/Fe(II)-C 1,0g/0,75% 5ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
26,3	6,23	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,187	45,772	0,000	5,000
10	0,198	40,545	11,420	4,429
20	0,210	35,227	24,536	3,773
30	0,230	26,227	50,085	2,495
40	0,236	23,500	60,483	1,975
50	0,238	22,590	64,352	1,782
60	0,238	22,590	64,352	1,782
70	0,238	22,590	64,352	1,782

A.1.7.20 Sistema O_3/Fe(II)-C 1,0g/1,00% 5ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
26,8	6,14	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,187	45,909	0,000	5,000
10	0,198	40,636	11,485	4,425
20	0,214	33,454	29,158	3,542
30	0,228	27,000	48,452	2,577

40	0,231	25,545	53,839	2,308
50	0,238	22,590	65,405	1,729
60	0,238	22,590	65,405	1,729
70	0,238	22,590	65,405	1,729

A.1.7.21 Sistema O_3/Fe(II)-C 2,0g/0,25% 5ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Caudal de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
26,7	5,67	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,208	36,227	0,000	5,000
10	0,218	31,454	13,174	4,341
20	0,234	24,272	36,006	3,199
30	0,241	21,045	49,302	2,534
40	0,248	17,863	64,421	1,778
50	0,250	16,954	69,510	1,524
60	0,250	16,954	69,510	1,524
70	0,250	16,954	69,510	1,524

A.1.7.22 Sistema O_3/Fe(II)-C 2,0g/0,50% 5ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Caudal de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
25,5	6,83	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,189	44,727	0,000	5,000
10	0,193	43,045	3,760	4,812
20	0,210	35,318	21,711	3,914
30	0,224	28,818	40,115	2,994
40	0,235	24,090	56,519	2,174
50	0,240	21,500	67,274	1,636
60	0,240	21,500	67,274	1,636
70	0,240	21,500	67,274	1,636

A.1.7.23 Sistema O_3/Fe(II)-C 2,0g/0,75% 5ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
25,6	6,98	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,196	41,545	0,000	5,000
10	0,210	35,090	15,536	4,223
20	0,227	27,545	37,038	3,148
30	0,232	25,136	45,784	2,710
40	0,239	21,954	58,442	2,077
50	0,243	20,363	65,689	1,715
60	0,246	18,954	72,608	1,369
70	0,246	18,954	72,608	1,369

A.1.7.24 Sistema O_3/Fe(II)-C 2,0g/1,0% 5ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
26,0	6,83	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,208	36,090	0,000	5,000
10	0,225	28,409	21,284	3,935
20	0,238	22,636	41,604	2,919
30	0,245	19,363	56,062	2,196
40	0,246	18,909	58,409	2,079
50	0,252	16,090	73,313	1,334
60	0,252	16,090	73,313	1,334
70	0,252	16,090	73,313	1,3343

A.1.7.25 Sistema O_3/Fe(II)-C 0,5g/0,25% 10ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
26,7	6,56	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,197	41,045	0,000	10,000
10	0,203	38,636	5,869	9,413
20	0,214	33,454	19,281	8,071
30	0,226	27,818	36,128	6,387
40	0,231	25,636	43,972	5,602
50	0,235	24,136	49,823	5,017
60	0,235	24,136	49,823	5,017
70	0,235	24,136	49,823	5,017

A.1.7.26 Sistema O_3/Fe(II)-C 0,5g/0,50% 10ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
26,6	7,02	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,194	42,681	0,000	10,000
10	0,201	39,409	7,667	9,233
20	0,227	27,500	37,886	6,211
30	0,230	26,318	42,184	5,781
40	0,233	24,954	47,365	5,263
50	0,236	23,590	52,830	4,717
60	0,236	23,590	52,830	4,717
70	0,236	23,590	52,830	4,717

A.1.7.27 Sistema O_3/Fe(II)-C 0,5g/0,75% 10ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de	% Producción	Duración de Descarga	Volumen	Recirculación

		Ozono (L/min)	de Ozono	de Ozono (s)	de Carga (L)	($L.h^{-1}$)
25,7	6,17	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,200	39,772	0,000	10,000
10	0,213	34,090	14,285	8,571
20	0,225	28,636	30,285	6,971
30	0,230	26,045	39,333	6,066
40	0,236	23,500	49,106	5,089
50	0,238	22,590	52,974	4,702
60	0,238	22,590	52,974	4,702
70	0,238	22,590	52,974	4,702

A.1.7.28 Sistema O_3/Fe(II)-C 0,5g/1,00% 10ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
26,0	6,18	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,196	41,681	0,000	10,000
10	0,203	38,318	8,069	9,193
20	0,215	33,045	21,830	7,817
30	0,223	29,272	33,247	6,675
40	0,236	23,500	52,967	4,703
50	0,242	20,954	63,799	3,620
60	0,242	20,954	63,799	3,620
70	0,242	20,954	63,799	3,620

A.1.7.29 Sistema O_3/Fe(II)-C 1,0g/0,25% 10ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
26,3	7,24	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,186	46,090	0,000	10,000
10	0,196	41,681	9,566	9,043
20	0,212	34,500	26,796	7,320
30	0,230	26,045	51,302	4,869
40	0,239	22,045	66,659	3,334
50	0,239	22,045	66,659	3,334
60	0,239	22,045	66,659	3,334
70	0,239	22,045	66,659	3,334

A.1.7.30 Sistema O_3/Fe(II)-C 1,0g/0,50% 10ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
25,9	5,73	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,202	38,909	0,000	10,000
10	0,213	33,909	12,850	8,715
20	0,234	24,363	41,000	5,899
30	0,241	21,136	54,246	4,575
40	0,248	18,181	68,225	3,177
50	0,248	18,181	68,225	3,177
60	0,248	18,181	68,225	3,177
70	0,248	18,181	68,225	3,177

A.1.7.31 Sistema O_3/Fe(II)-C 1,0g/0,75% 10ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
25,4	5,58	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,200	40,000	0,000	10,000

10	0,225	28,545	28,636	7,136
20	0,238	22,454	49,973	5,002
30	0,240	21,818	52,808	4,719
40	0,247	18,590	67,599	3,240
50	0,250	17,272	74,690	2,531
60	0,250	17,272	74,690	2,531
70	0,250	17,272	74,690	2,531

A.1.7.32 Sistema O_3/Fe(II)-C 1,0g/1,00% 10ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (ºC)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
26,7	6,37	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,187	45,772	0,000	10,000
10	0,214	33,363	27,110	7,289
20	0,220	30,727	35,012	6,498
30	0,235	24,045	56,757	4,324
40	0,241	21,318	68,099	3,190
50	0,245	19,500	76,628	2,337
60	0,245	19,500	76,628	2,337
70	0,245	19,500	76,628	2,337

A.1.7.33 Sistema O_3/Fe(II)-C 2,0g/0,25% 10ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (ºC)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
25,7	7,12	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,189	44,727	0,000	10,000
10	0,215	32,954	26,321	7,367
20	0,227	27,409	43,148	5,685
30	0,235	24,000	55,586	4,441
40	0,241	21,136	67,518	3,248

50	0,246	18,863	78,271	2,172
60	0,246	18,863	78,271	2,172
70	0,246	18,863	78,271	2,172

A.1.7.34 Sistema O_3/Fe(II)-C 2,0g/0,50% 10ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
26,8	7,53	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,200	39,681	0,000	10,000
10	0,224	28,909	27,147	7,285
20	0,232	25,136	40,198	5,980
30	0,244	19,681	61,897	3,810
40	0,247	18,454	68,133	3,186
50	0,250	16,954	76,261	2,373
60	0,250	16,954	76,261	2,373
70	0,250	16,954	76,261	2,373

A.1.7.35 Sistema O_3/Fe(II)-C 2,0g/0,75% 10ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
26,6	7,10	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,187	45,545	0,000	10,000
10	0,206	37,136	18,463	8,153
20	0,230	26,045	48,328	5,167
30	0,233	24,681	53,564	4,643
40	0,245	19,409	74,926	2,507
50	0,247	18,636	78,908	2,109
60	0,248	18,090	81,834	1,816
70	0,248	18,090	81,834	1,816

A.1.7.36 Sistema O_3/Fe(II)-C 2,0g/1,0% 10ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
27,2	6,93	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,198	40,818	0,000	10,000
10	0,214	33,409	18,151	8,184
20	0,238	22,454	50,940	4,906
30	0,250	17,045	75,029	2,497
40	0,253	15,818	82,229	1,777
50	0,253	15,818	82,229	1,777
60	0,253	15,818	82,229	1,777
70	0,253	15,818	82,229	1,777

A.1.8 Ozono con radiación ultravioleta y catalizadores de hierro soportado sobre carbón activado

A.1.8.1 Sistema O_3/UV/Fe(II)-C 0,5g/0,25% 2ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
26,2	6,75	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,195	42,181	0,000	2,000
10	0,201	39,363	6,681	1,866
20	0,206	36,909	12,916	1,741
30	0,215	33,045	23,384	1,532
40	0,220	30,636	30,674	1,386
50	0,225	28,363	38,093	1,238
60	0,225	28,363	38,093	1,238
70	0,225	28,363	38,093	1,238

A.1.8.2 Sistema O_3/UV/Fe(II)-C 0,5g/0,50% 2ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
25,9	6,14	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,197	41,227	0,000	2,000
10	0,201	39,363	4,520	1,909
20	0,214	33,272	19,993	1,600
30	0,221	30,227	29,146	1,417
40	0,228	27,272	38,921	1,221
50	0,230	26,363	42,254	1,154
60	0,230	26,363	42,254	1,154
70	0,230	26,363	42,254	1,154

A.1.8.3 Sistema O_3/UV/Fe(II)-C 0,5g/0,75% 2ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
26,4	6,75	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,191	44,045	0,000	2,000
10	0,197	41,136	6,604	1,867
20	0,201	39,272	11,135	1,777
30	0,210	35,363	21,088	1,578
40	0,224	29,045	38,955	1,220
50	0,227	27,500	44,276	1,114
60	0,227	27,500	44,276	1,114
70	0,227	27,500	44,276	1,114

A.1.8.4 Sistema O_3/UV/Fe(II)-C 0,5g/1,00% 2ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
26,0	6,73	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,196	41,727	0,000	2,000
10	0,201	39,272	5,882	1,882
20	0,209	35,818	14,678	1,706
30	0,217	32,181	24,830	1,503
40	0,223	29,409	33,446	1,331
50	0,231	25,545	46,584	1,068
60	0,231	25,545	46,584	1,068
70	0,231	25,545	46,584	1,068

A.1.8.5 Sistema O_3/UV/Fe(II)-C 1,0g/0,25% 2ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
25,4	6,67	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,197	41,227	0,000	2,000
10	0,206	37,136	9,922	1,801
20	0,213	33,909	18,613	1,627
30	0,220	30,727	27,996	1,440
40	0,231	25,727	44,268	1,114
50	0,233	25,000	47,095	1,058
60	0,236	23,636	52,550	0,949
70	0,236	23,636	52,550	0,949

A.1.8.6 Sistema O_3/UV/Fe(II)-C 1,0g/0,50% 2ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
25,3	6,27	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración

				de Fenol (ppm)
0	0,199	40,318	0,000	2,000
10	0,202	39,000	3,269	1,934
20	0,215	32,863	19,003	1,619
30	0,224	28,727	31,590	1,368
40	0,234	24,363	46,780	1,064
50	0,238	22,727	53,496	0,930
60	0,238	22,727	53,496	0,930
70	0,238	22,727	53,496	0,930

A.1.8.7 Sistema O_3/UV/Fe(II)-C 1,0g/0,75% 2ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (ºC)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
26,6	6,61	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,187	45,681	0,000	2,000
10	0,194	42,409	7,164	1,856
20	0,201	39,363	14,345	1,713
30	0,214	33,545	29,125	1,417
40	0,228	27,045	48,502	1,029
50	0,233	24,636	57,410	0,851
60	0,233	24,636	57,410	0,851
70	0,233	24,636	57,410	0,851

A.1.8.8 Sistema O_3/UV/Fe(II)-C 1,0g/1,00% 2ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (ºC)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
25,7	5,96	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,194	42,500	0,000	2,000
10	0,203	38,318	9,839	1,803
20	0,217	32,136	25,972	1,480

30	0,229	26,681	42,945	1,141
40	0,234	24,363	51,633	0,967
50	0,239	22,272	60,215	0,795
60	0,239	22,272	60,215	0,795
70	0,239	22,272	60,215	0,795

A.1.8.9 Sistema O_3/UV/Fe(II)-C 2,0g/0,25% 2ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
26,5	6,47	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,203	38,636	0,000	2,000
10	0,211	34,863	9,764	1,804
20	0,227	27,590	30,625	1,387
30	0,232	25,454	38,368	1,232
40	0,241	21,363	54,439	0,911
50	0,246	18,727	66,780	0,664
60	0,246	18,727	66,780	0,664
70	0,246	18,727	66,780	0,664

A.1.8.10 Sistema O_3/UV/Fe(II)-C 2,0g/0,50% 2ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
25,7	6,38	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,183	47,409	0,000	2,000
10	0,205	37,772	20,326	1,593
20	0,215	32,909	33,202	1,336
30	0,225	28,545	46,461	1,070
40	0,233	24,863	59,359	0,812
50	0,238	22,772	67,769	0,644
60	0,238	22,772	67,769	0,644

70	0,238	22,772	67,769	0,644

A.1.8.11 Sistema O_3/UV/Fe(II)-C 2,0g/0,75% 2ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
26,6	6,28	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,201	39,500	0,000	2,000
10	0,215	32,863	16,800	1,664
20	0,231	25,681	38,654	1,226
30	0,247	18,409	66,972	0,660
40	0,248	17,863	69,935	0,601
50	0,248	17,863	69,935	0,601
60	0,248	17,863	69,935	0,601
70	0,248	17,863	69,935	0,601

A.1.8.12 Sistema O_3/UV/Fe(II)-C 2,0g/1.0% 2ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
26,1	6,28	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,194	42,545	0,000	2,000
10	0,224	28,818	32,265	1,354
20	0,223	29,318	30,529	1,389
30	0,236	23,636	49,909	1,001
40	0,242	20,636	62,602	0,748
50	0,246	18,818	71,412	0,571
60	0,246	18,818	71,412	0,571
70	0,246	18,818	71,412	0,571

A.1.8.13 Sistema O_3/UV/Fe(II)-C 0,5g/0,25% 5ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
25,9	6,04	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,193	43,181	0,000	5,000
10	0,201	39,318	8,947	4,552
20	0,213	33,727	23,167	3,841
30	0,224	28,772	37,857	3,107
40	0,231	25,636	48,757	2,562
50	0,231	25,636	48,757	2,562
60	0,231	25,636	48,757	2,562
70	0,231	25,636	48,757	2,562

A.1.8.14 Sistema O_3/UV/Fe(II)-C 0,5g/0,50% 5ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
26,0	6,08	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,183	47,500	0,000	5,000
10	0,194	42,454	10,622	4,468
20	0,202	39,000	18,759	4,062
30	0,213	33,818	32,045	3,397
40	0,224	28,909	46,561	2,671
50	0,228	27,136	52,694	2,365
60	0,228	27,136	52,694	2,365
70	0,228	27,136	52,694	2,365

A.1.8.15 Sistema O_3/UV/Fe(II)-C 0,5g/0,75% 5ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
26,1	6,10	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,193	42,954	0,000	5,000
10	0,200	39,772	7,407	4,629
20	0,214	33,636	22,836	3,858
30	0,225	28,500	38,106	3,094
40	0,230	26,136	46,399	2,680
50	0,237	23,136	57,878	2,106
60	0,237	23,136	57,878	2,106
70	0,237	23,136	57,878	2,106

A.1.8.16 Sistema O_3/UV/Fe(II)-C 0,5g/1,00% 5ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
26,5	5,97	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,185	46,590	0,000	5,000
10	0,193	43,045	7,609	4,619
20	0,201	39,318	16,268	4,186
30	0,210	35,363	26,326	3,683
40	0,225	28,409	45,992	2,700
50	0,231	25,590	55,912	2,204
60	0,231	25,590	55,912	2,204
70	0,231	25,590	55,912	2,204

A.1.8.17 Sistema O_3/UV/Fe(II)-C 1,0g/0,25% 5ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
25,7	6,15	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,201	39,500	0,000	5,000
10	0,212	34,181	13,463	4,326
20	0,225	28,318	30,618	3,469
30	0,237	22,954	49,558	2,522
40	0,242	20,909	58,469	2,076
50	0,244	20,000	62,817	1,859
60	0,244	20,000	62,817	1,859
70	0,244	20,000	62,817	1,859

A.1.8.18 Sistema O_3/UV/Fe(II)-C 1,0g/0,50% 5ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
26,0	5,89	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,185	46,772	0,000	5,000
10	0,198	40,636	13,119	4,344
20	0,204	38,181	19,159	4,042
30	0,215	32,863	33,088	3,345
40	0,227	27,545	49,270	2,536
50	0,235	23,727	63,132	1,843
60	0,235	23,727	63,132	1,843
70	0,235	23,727	63,132	1,843

A.1.8.19 Sistema O_3/UV/Fe(II)-C 1,0g/0,75% 5ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
25,7	5,89	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)

0	0,204	37,954	0,000	5,000
10	0,220	30,818	18,802	4,059
20	0,228	27,000	31,191	3,440
30	0,232	25,090	38,262	3,086
40	0,242	20,772	55,472	2,226
50	0,248	17,863	69,477	1,526
60	0,248	17,863	69,477	1,526
70	0,248	17,863	69,477	1,526

A.1.8.20 Sistema O_3/UV/Fe(II)-C 1,0g/1,00% 5ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
26,7	5,33	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,198	40,727	0,000	5,000
10	0,204	37,954	6,808	4,659
20	0,215	32,863	20,221	3,988
30	0,229	26,545	39,446	3,027
40	0,235	23,818	49,720	2,514
50	0,244	20,000	65,751	1,712
60	0,244	20,000	65,751	1,712
70	0,244	20,000	65,751	1,712

A.1.8.21 Sistema O_3/UV/Fe(II)-C 2,0g/0,25% 5ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
25,9	6,07	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,193	42,909	0,000	5,000
10	0,201	39,409	8,156	4,592
20	0,211	34,909	19,575	4,021
30	0,228	27,181	41,710	2,914

40	0,235	24,045	53,249	2,337
50	0,245	19,409	72,531	1,373
60	0,245	19,409	72,531	1,373
70	0,245	19,409	72,531	1,373

A.1.8.22 Sistema O_3/UV/Fe(II)-C 2,0g/0,50% 5ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
26,0	5,46	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,192	43,545	0,000	5,000
10	0,207	36,681	15,762	4,211
20	0,223	29,409	35,588	3,220
30	0,237	23,181	56,763	2,161
40	0,241	21,363	64,60	1,769
50	0,245	19,545	73,116	1,344
60	0,245	19,545	73,116	1,344
70	0,245	19,545	73,116	1,344

A.1.8.23 Sistema O_3/UV/Fe(II)-C 2.0g/0.75% 5ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
25,7	6,63	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,193	43,181	0,000	5,000
10	0,214	33,454	22,526	3,873
20	0,231	25,727	45,624	2,718
30	0,241	21,136	63,468	1,826
40	0,242	20,863	64,759	1,762
50	0,249	17,636	80,227	0,988
60	0,249	17,636	80,227	0,988

70	0,249	17,636	80,227	0,988

A.1.8.24 Sistema O_3/UV/Fe(II)-C 2,0g/1,0% 5ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
26,7	6,11	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,187	45,681	0,000	5,000
10	0,200	39,909	12,636	4,368
20	0,219	31,272	34,276	3,286
30	0,235	23,954	57,678	2,116
40	0,241	21,363	68,494	1,575
50	0,248	17,909	84,664	0,766
60	0,248	17,909	84,664	0,766
70	0,248	17,909	84,664	0,766

A.1.8.25 Sistema O_3/UV/Fe(II)-C 0,5g/0,25% 10ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
25,4	6,27	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,185	46,590	0,000	10,000
10	0,194	42,500	8,780	9,122
20	0,203	38,272	18,727	8,127
30	0,217	31,954	35,235	6,476
40	0,228	27,045	50,598	4,940
50	0,230	26,000	54,463	4,553
60	0,230	26,000	54,463	4,553
70	0,230	26,000	54,463	4,553

A.1.8.26 Sistema O_3/UV/Fe(II)-C 0,5g/0,50% 10ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
26,5	6,25	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,194	42,636	0,000	10,000
10	0,201	39,454	7,462	9,253
20	0,218	31,727	27,047	7,295
30	0,227	27,545	40,228	5,977
40	0,236	23,409	55,245	4,475
50	0,238	22,681	58,351	4,164
60	0,238	22,681	58,351	4,164
70	0,238	22,681	58,351	4,164

A.1.8.27 Sistema O_3/UV/Fe(II)-C 0,5g/0,75% 10ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
25,8	7,13	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,184	46,954	0,000	10,000
10	0,195	42,000	10,551	8,944
20	0,203	38,590	18,668	8,133
30	0,213	33,909	30,800	6,919
40	0,225	28,636	46,350	5,365
50	0,234	24,363	61,270	3,872
60	0,234	24,363	61,270	3,872
70	0,234	24,363	61,270	3,872

A.1.8.28 Sistema O_3/UV/Fe(II)-C 0,5g/1,00% 10ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de	% Producción	Duración de Descarga	Volumen	Recirculación

		Ozono (L/min)	de Ozono	de Ozono (s)	de Carga (L)	($L.h^{-1}$)
25,7	6,85	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultado

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,192	43,681	0,000	10,000
10	0,203	38,454	11,966	8,803
20	0,214	33,409	25,087	7,491
30	0,223	29,409	37,060	6,294
40	0,231	25,636	49,888	5,011
50	0,241	21,272	66,909	3,309
60	0,241	21,272	66,909	3,309
70	0,241	21,272	66,909	3,309

A.1.8.29 Sistema O_3/UV/Fe(II)-C 1,0g/0,25% 10ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
26,3	6,27	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,183	47,590	0,000	10,000
10	0,195	42,227	11,270	8,873
20	0,213	34,090	30,538	6,946
30	0,220	30,727	40,405	5,959
40	0,234	24,500	60,671	3,932
50	0,236	23,454	64,938	3,506
60	0,238	22,363	69,589	3,041
70	0,238	22,363	69,589	3,041

A.1.8.30 Sistema O_3/UV/Fe(II)-C 1,0g/0,50% 10ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
25,7	6,35	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,201	39,318	0,000	10,000
10	0,225	28,363	27,861	7,213
20	0,238	22,500	48,534	5,146
30	0,247	18,409	66,716	3,328
40	0,249	17,454	71,901	2,809
50	0,250	17,000	74,505	2,549
60	0,250	17,000	74,505	2,549
70	0,250	17,000	74,505	2,549

A.1.8.31 Sistema O_3/V/Fe(II)-C 1,0g/0,75% 10ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
25,6	6,64	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,196	41,636	0,000	10,000
10	0,213	34,045	18,231	8,176
20	0,235	23,863	48,138	5,186
30	0,241	21,136	59,566	4,043
40	0,244	19,954	65,158	3,484
50	0,249	17,500	77,458	2,254
60	0,249	17,500	77,458	2,254
70	0,249	17,500	77,458	2,254

A.1.8.32 Sistema O_3/UV/Fe(II)-C 1,0g/1,00% 10ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
26,7	6,11	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,200	39,818	0,000	10,000

10	0,223	29,409	26,141	7,385
20	0,239	22,000	51,334	4,866
30	0,246	18,863	65,591	3,440
40	0,247	18,318	68,482	3,151
50	0,249	17,409	73,445	2,655
60	0,249	17,409	73,445	2,655
70	0,249	17,409	73,445	2,655

A.1.8.33 Sistema O_3/UV/Fe(II)-C 2,0g/0,25% 10ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
26,6	5,88	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,189	44,863	0,000	10,000
10	0,194	42,454	5,369	9,463
20	0,209	35,818	21,001	7,899
30	0,227	27,590	43,971	5,602
40	0,235	23,772	57,809	4,219
50	0,250	17,045	86,107	1,389
60	0,250	17,045	86,107	1,389
70	0,250	17,045	86,107	1,389

A.1.8.34 Sistema O_3/UV/Fe(II)-C 2,0g/0,50% 10ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
25,7	6,05	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,194	42,545	0,000	10,000
10	0,210	35,318	16,987	8,301
20	0,234	24,272	48,261	5,173
30	0,246	19,000	69,984	3,001
40	0,246	18,727	71,419	2,858

50	0,253	15,545	88,409	1,159
60	0,253	15,545	88,409	1,159
70	0,253	15,545	88,409	1,159

A.1.8.35 Sistema O_3/UV/Fe(II)-C 2,0g/0,75% 10ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
25,7	5,93	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,184	47,090	0,000	10,000
10	0,203	38,454	18,339	8,166
20	0,227	27,590	46,590	5,341
30	0,239	22,090	66,524	3,347
40	0,245	19,545	78,047	2,195
50	0,251	16,545	93,395	0,660
60	0,251	16,545	93,395	0,660
70	0,251	16,545	93,395	0,660

A.1.8.36 Sistema O_3/UV/Fe(II)-C 2,0g/1,0% 10ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
25,9	6,55	0,05 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,182	47,909	0,000	10,000
10	0,194	42,409	11,480	8,852
20	0,214	33,409	32,701	6,729
30	0,220	30,681	40,865	5,913
40	0,242	20,545	73,902	2,609
50	0,250	16,954	91,380	0,862
60	0,250	16,954	91,380	0,862

70	0,250	16,954	91,380	0,862

A.2. EXPERIMENTOS A MICROESCALA PILOTO

A.2.1 Sistema O_3/Lampara/Fe 1,00g 10ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
26,1	7,03	0,10 – 0,15	50%	30	21,0	10,8 – 18,0

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,183	47,545	0,000	10,000
10	0,194	42,454	10,707	8,929
20	0,210	35,090	28,052	7,194
30	0,227	27,636	49,295	5,070
40	0,235	24,045	62,289	3,771
50	0,235	24,045	62,289	3,771
60	0,235	24,045	62,289	3,771
70	0,235	24,045	62,289	3,771

A.2.2 Sistema O_3/Lampara/Fe 5,00g 10ppm para fenol

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
26,0	6,96	0,10 – 0,15	50%	30	21,0	10,8 – 18,0

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,163	56,500	0,000	10,000
10	0,180	49,045	13,193	8,680
20	0,200	39,818	32,007	6,799
30	0,218	31,454	53,012	4,698
40	0,228	26,909	67,463	3,253
50	0,228	26,909	67,463	3,253
60	0,228	26,909	67,463	3,253
70	0,228	26,909	67,463	3,253

A.2.3 Sistema O_3/Lampara/Fe 1,00g 50ppm para dodecilbencenosulfonato de sodio

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
25,7	6,94	0,10 – 0,15	50%	30	21,0	10,8 – 18,0

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Surfactante (ppm)
0	0,182	47,818	0,000	50,000
10	0,193	43,000	10,076	44,962
20	0,210	35,363	27,835	36,082
30	0,221	30,136	42,616	28,691
40	0,234	24,272	62,073	18,963
50	0,234	24,272	62,073	18,963
60	0,234	24,272	62,073	18,963
70	0,234	24,272	62,073	18,963

A.2.4 Sistema O_3/Lampara/Fe 5,00g 50ppm para dodecilbencenosulfonato de sodio

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
25,9	7,23	0,10 – 0,15	50%	30	21,0	10,8 – 18,0

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Surfactante (ppm)
0	0,180	48,772	0,000	50,000
10	0,205	37,636	22,833	38,583
20	0,224	28,818	46,263	26,868
30	0,238	22,681	67,556	16,221
40	0,240	21,772	71,564	14,217
50	0,240	21,772	71,5645	14,217
60	0,240	21,772	71,564	14,217
70	0,240	21,772	71,564	14,217

A.2.5 Sistema O_3/Lampara/Fe 1,00g 100ppm para para dodecilbencenosulfonato de sodio

Condiciones Experimentales

T (ºC)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
25,6	7,02	0,10 – 0,15	50%	30	21,0	10,8 – 18,0

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Surfactante (ppm)
0	0,184	47,090	0,000	100,000
10	0,192	43,545	7,529	92,471
20	0,204	38,181	19,846	80,153
30	0,210	35,227	27,584	72,415
40	0,225	28,363	47,068	52,931
50	0,233	24,954	59,087	40,912
60	0,233	24,954	59,087	40,912
70	0,233	24,954	59,087	40,912

A.2.6 Sistema O_3/Lampara/Fe 5,00g 100ppm para dodecilbencenosulfonato de sodio

Condiciones Experimentales

T (ºC)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
25,8	6,55	0,10 – 0,15	50%	30	21,0	10,8 – 18,0

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Surfactante (ppm)
0	0,195	42,272	0,000	100,000
10	0,214	33,636	20,430	79,569
20	0,227	27,500	38,673	61,326
30	0,241	21,363	60,987	39,012
40	0,245	19,500	69,710	30,289
50	0,245	19,500	69,710	30,289
60	0,245	19,500	69,710	30,289
70	0,245	19,500	69,710	30,289

A.2.7 Sistema O_3/Lampara/Fe 1,00g 200ppm para dodecilbencenosulfonato de sodio

Condiciones Experimentales

T (ºC)	pH	Caudal de	% Producción	Duración de Descarga	Volumen	Recirculación

		Ozono (L/min)	de Ozono	de Ozono (s)	de Carga (L)	($L.h^{-1}$)
26,6	6,34	0,10 – 0,15	50%	30	21,0	10,8 – 18,0

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Surfactante (ppm)
0	0,181	48,272	0,000	200,000
10	0,198	40,818	15,442	169,114
20	0,201	39,363	19,006	161,987
30	0,21	34,136	32,285	135,429
40	0,220	30,818	42,005	115,988
50	0,227	27,727	52,035	95,929
60	0,227	27,727	52,035	95,929
70	0,227	27,727	52,035	95,929

A.2.8 Sistema O_3/Lampara/Fe 5,00g 200ppm para dodecilbencenosulfonato de sodio

Condiciones Experimentales

T (ºC)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
25,5	6,51	0,10 – 0,15	50%	30	21,0	10,8 – 18,0

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Surfactante (ppm)
0	0,188	45,227	0,000	200,000
10	0,193	43,181	4,522	190,954
20	0,198	40,681	10,312	179,375
30	0,211	34,727	24,949	150,102
40	0,227	27,636	45,367	109,264
50	0,239	22,000	65,762	68,474
60	0,239	22,000	65,762	68,474
70	0,239	22,000	65,762	68,474

A.2.9 Sistema O_3/Lampara/Fe 1,00g 10ppm con HNO_3 5% para fenol

Condiciones Experimentales

T (ºC)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
25,8	4,21	0,10 – 0,15	50%	30	21,0	10,8 – 18,0

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,184	47,318	0,000	10,000
10	0,199	40,500	14,409	8,559
20	0,213	34,136	30,121	6,987
30	0,226	28,227	47,432	5,256
40	0,236	23,681	63,535	3,646
50	0,236	23,681	63,535	3,646
60	0,236	23,681	63,535	3,646
70	0,236	23,681	63,535	3,646

A.2.10 Sistema O_3/Lampara/Fe 5,00g 10ppm con HNO_3 5% para fenol

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
25,8	4,17	0,10 – 0,15	50%	30	21,0	10,8 – 18,0

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,165	55,909	0,000	10,000
10	0,179	49,181	12,032	8,796
20	0,193	43,045	24,509	7,549
30	0,206	37,227	38,025	6,197
40	0,229	26,636	66,475	3,352
50	0,229	26,636	66,475	3,352
60	0,229	26,636	66,475	3,352
70	0,229	26,636	66,475	3,352

A.2.11 Sistema O_3/Lampara/Fe 1,00g 50ppm con HNO_3 5% para dodecilbencenosulfonato de sodio

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
25,8	4,32	0,10 – 0,15	50%	30	21,0	10,8 – 18,0

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)

0	0,173	52,181	0,000	50,000
10	0,184	47,045	9,843	45,078
20	0,198	40,772	23,176	38,411
30	0,210	35,272	36,665	31,667
40	0,233	24,727	66,562	16,718
50	0,233	24,727	66,562	16,718
60	0,233	24,727	66,562	16,718
70	0,233	24,727	66,562	16,718

A.2.12 Sistema O_3/Lampara/Fe 5,00g 50ppm con HNO_3 5% para dodecilbencenosulfonato de sodio

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
25,8	4,22	0,10 – 0,15	50%	30	21,0	10,8 – 18,0

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,193	42,863	0,000	50,000
10	0,205	37,454	12,619	43,690
20	0,212	34,545	20,386	39,806
30	0,229	26,681	43,149	28,425
40	0,238	22,500	58,822	20,588
50	0,244	19,681	71,347	14,326
60	0,244	19,681	71,347	14,326
70	0,244	19,681	71,347	14,326

A.3 DETERMINACIÓN DE SECUESTRANTES DE RADICALES (SCAVENGERS)

A.3.1 Sistema O_3/UV/Fe(II)-C 2,0g/1,0%10ppm con Carbonato de Sodio 0,025 M para fenol a escala laboratorio

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
26,7	9,35	0,10 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración

				de Fenol (ppm)
0	0,182	47,909	0,000	10,000
10	0,192	43,409	9,392	9,060
20	0,209	35,681	27,193	7,280
30	0,221	30,136	42,735	5,726
40	0,241	21,136	72,599	2,740
50	0,250	17,272	90,879	0,912
60	0,250	17,272	90,879	0,912
70	0,250	17,272	90,879	0,912

A.3.2 Sistema O_3/UV/Fe 1,00g 10ppm con Carbonato de Sodio 0,025 M para fenol a escala laboratorio

Condiciones Experimentales

T (ºC)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
26,7	9,62	0,10 – 0,15	50%	30	0,4	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,153	61,318	0,000	10,000
10	0,162	57,090	6,894	9,310
20	0,179	49,409	20,349	7,965
30	0,193	43,090	33,136	6,686
40	0,212	34,545	52,968	4,703
50	0,225	28,318	70,994	2,900
60	0,225	28,318	70,994	2,900
70	0,225	28,318	70,994	2,900

A.3.3 Sistema O_3/Lampara/Fe 1,00g 10ppm con Carbonato de Sodio 0,025 M para fenol a microescala piloto

Condiciones Experimentales

T (ºC)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
26,7	9,03	0,10 – 0,15	50%	30	21,0	N/A

N/A: no aplica

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,192	43,590	0,000	10,000
10	0,201	39,272	9,906	9,009
20	0,212	34,181	22,869	7,713
30	0,227	27,636	42,018	5,798
40	0,232	25,227	50,735	4,926
50	0,232	25,227	50,735	4,926

60	0,232	25,227	50,735	4,926
70	0,232	25,2273	50,735	4,926

A.3.4 Sistema O_3/Lampara/Fe 1,00g 50ppm con Carbonato de sodio 0,025 M y para dodecilbencenosulfonato de sodio

Condiciones Experimentales

T (°C)	pH	Caudal de Ozono (L/min)	% Producción de Ozono	Duración de Descarga de Ozono (s)	Volumen de Carga (L)	Recirculación ($L.h^{-1}$)
25,8	9,84	0,10 – 0,15	50%	30	21,0	10,8 – 18,0

Resultados

t (min)	Absorbancia	DQO (mgO_2/L)	% Degradación	Concentración de Fenol (ppm)
0	0,182	47,818	0,000	50,000
10	0,186	46,181	3,422	48,289
20	0,190	44,363	7,359	46,320
30	0,201	39,272	18,834	40,582
40	0,220	30,545	41,056	29,471
50	0,220	30,545	41,056	29,471
60	0,220	30,545	41,056	29,471
70	0,220	30,545	41,056	29,471

ANEXO B
GRÁFICOS DE OZONACIÓN COMBINADA CON CATALIZADORES DE HIERRO(II) SOPORTADO SOBRE CARBÓN ACTIVADO (O_3/Fe(II)-C), (O_3/UV/Fe(II)-C) Y RADIACIÓN ULTRAVIOLETA EN SOLUCIONES ACUOSAS DE FENOL

B.1.1 Gráficos de ozono con catalizadores de hierro soportados sobre carbón activado

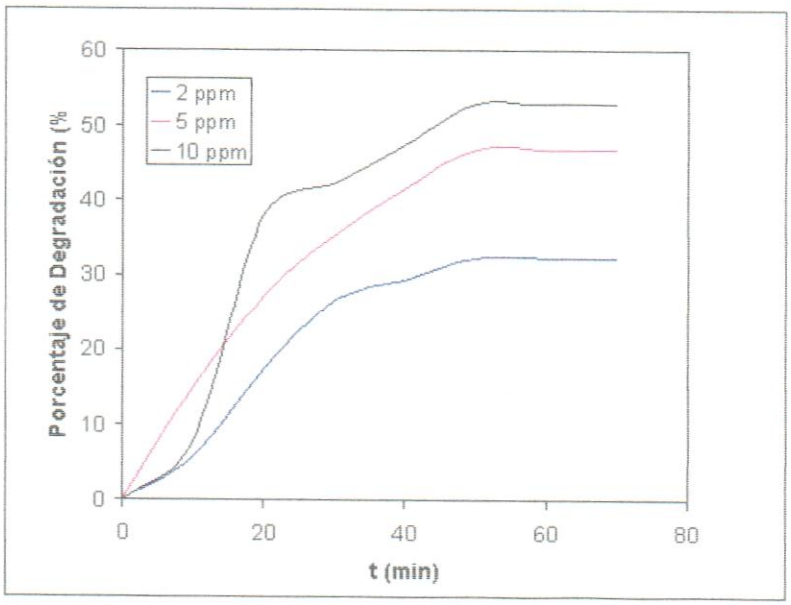

Gráfico B.1.1. Degradación O_3/Fe(II)-C 0,5g/0,50 %

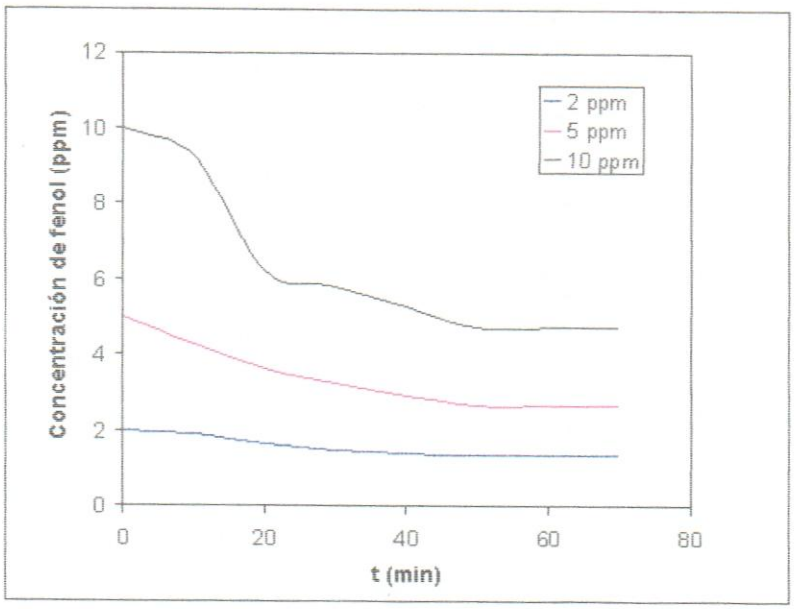

Gráfico B.1.2. Concentración O_3/Fe(II)-C 0,5g/0,50 %

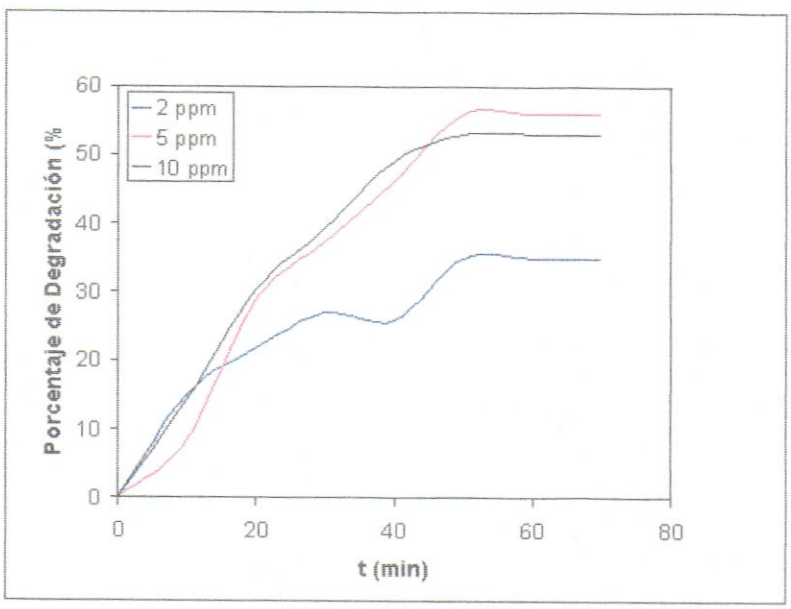

Gráfico B.1.3. Degradación O_3/Fe(II)-C 0,5g/0,75 %

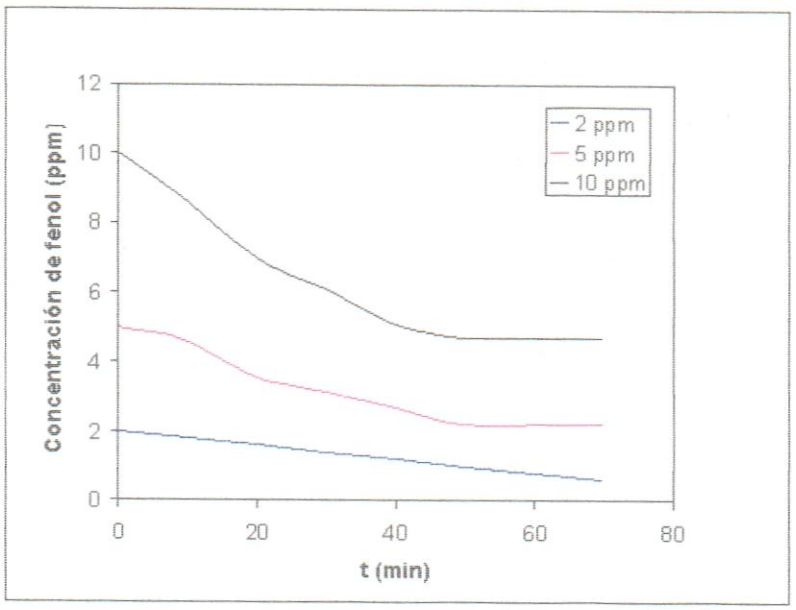

Gráfico B.1.4. Concentración O_3/Fe(II)-C 0,5g/0,75 %

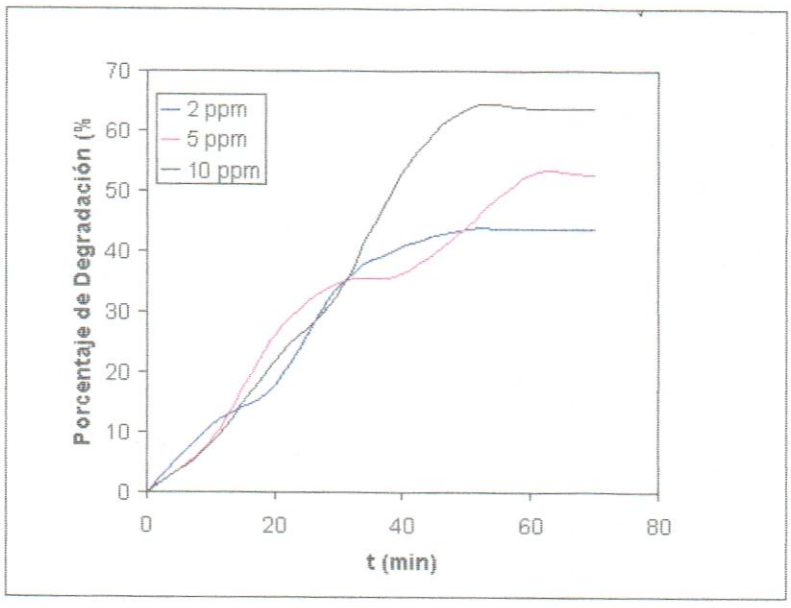

Gráfico B.1.5. Degradación O_3/Fe(II)-C 0,5g/1,00 %

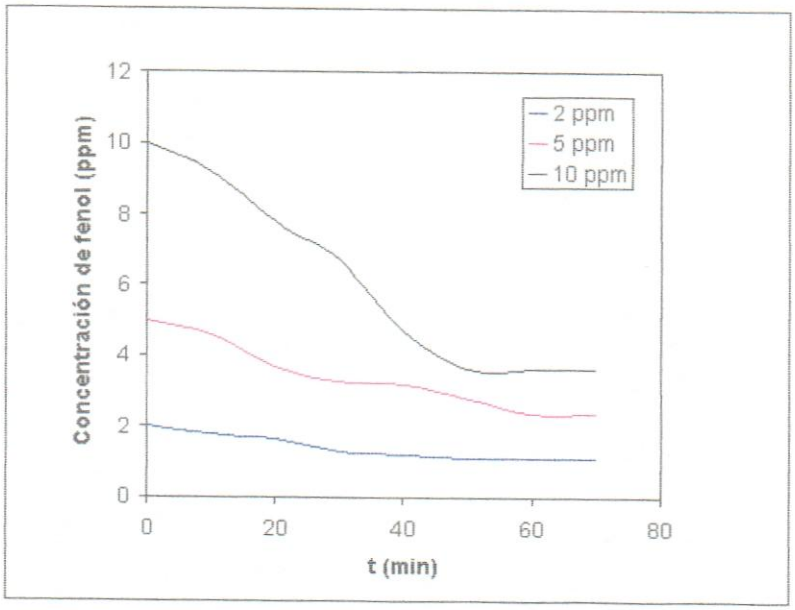

Gráfico B.1.6. Concentración O_3/Fe(II)-C 0,5g/1,00 %

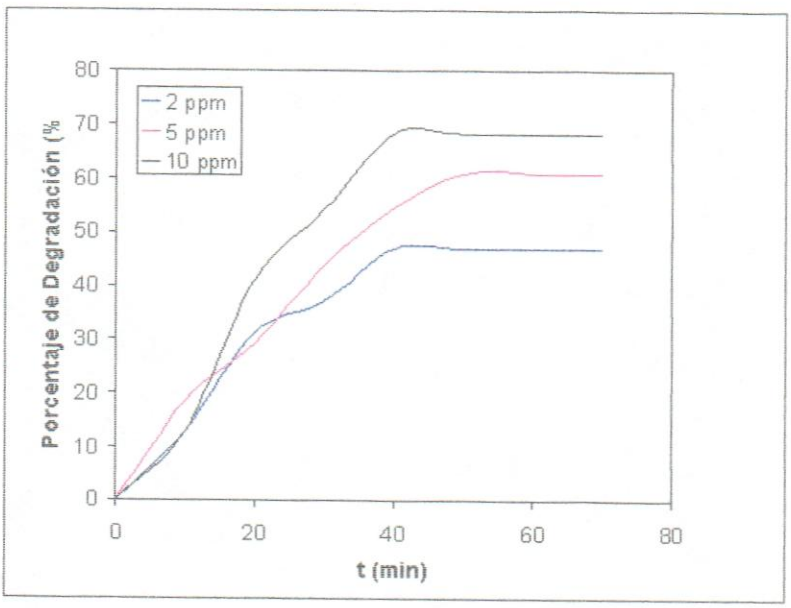

Gráfico B.1.7. Degradación O_3/Fe(II)-C 1,00g/0,50 %

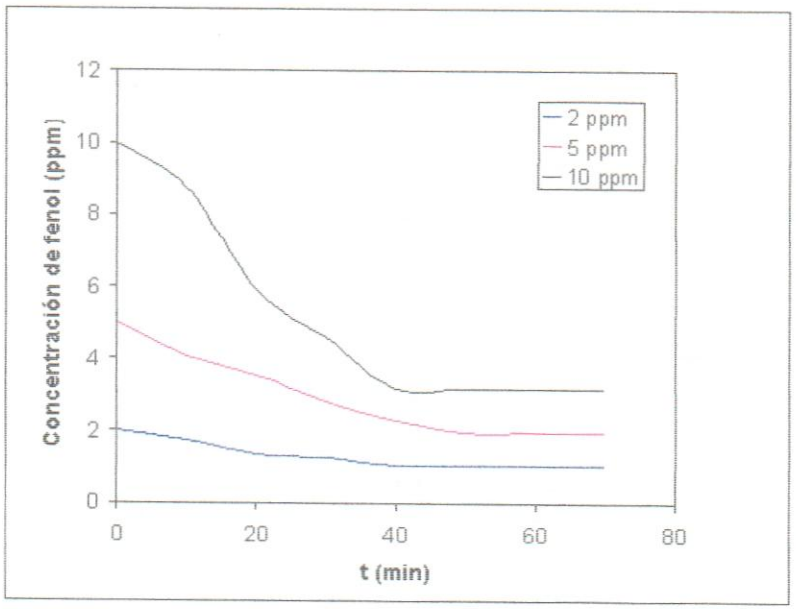

Gráfico B.1.8. Concentración O_3/Fe(II)-C 1,00g/0,50 %

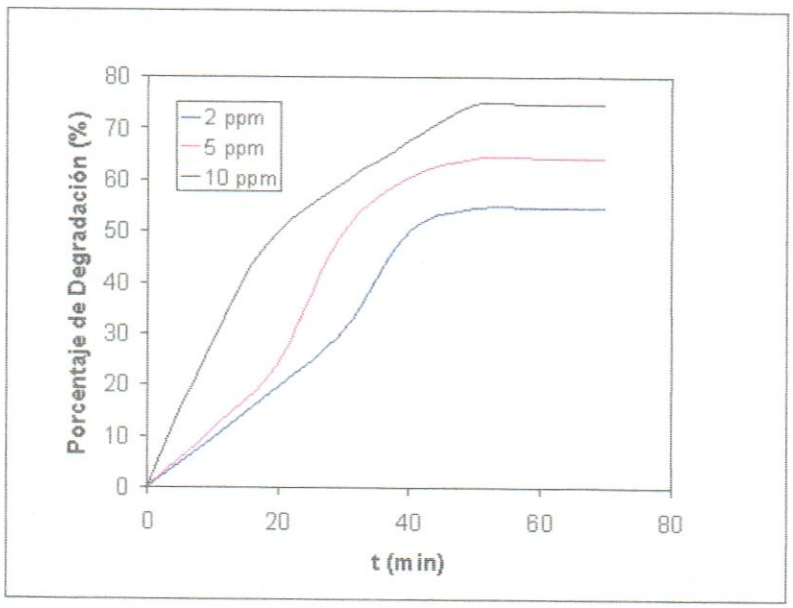

Gráfico B.1.9. Degradación O_3/Fe(II)-C 1,00g/0,75 %

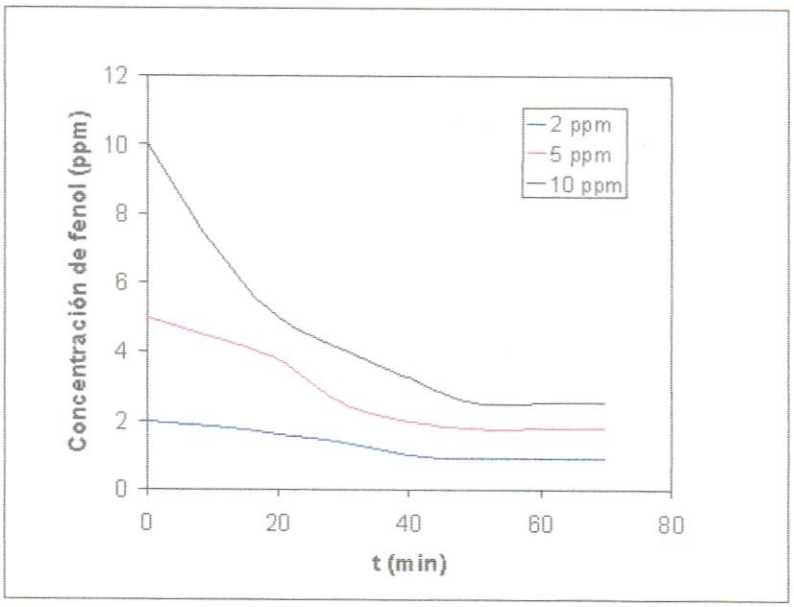

Gráfico B.1.10. Concentración O_3/Fe(II)-C 1,00g/0,75 %

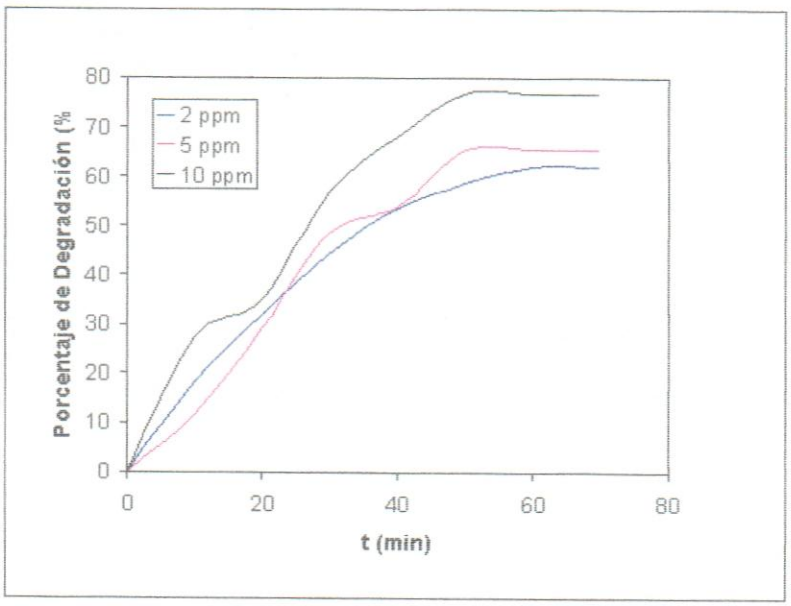

Gráfico B.1.11. Degradación O_3/Fe(II)-C 1,00g/1,00 %

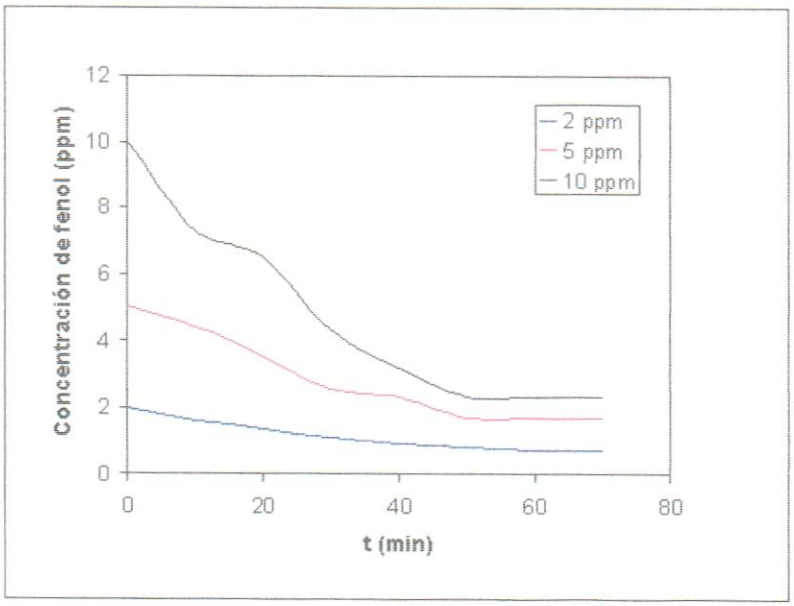

Gráfico B.1.12. Concentración O_3/Fe(II)-C 1,00g/1,00 %

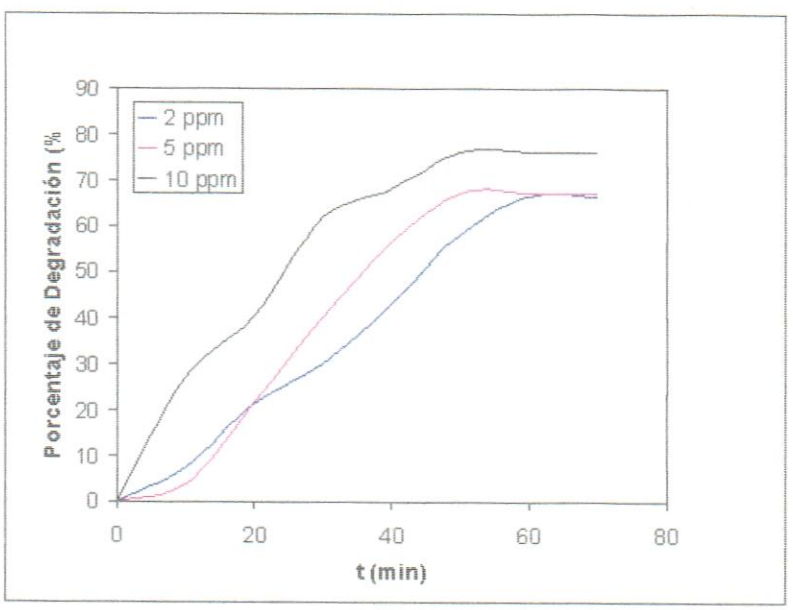

Gráfico B.1.13. Degradación O_3/Fe(II)-C 2,00g/0,50 %

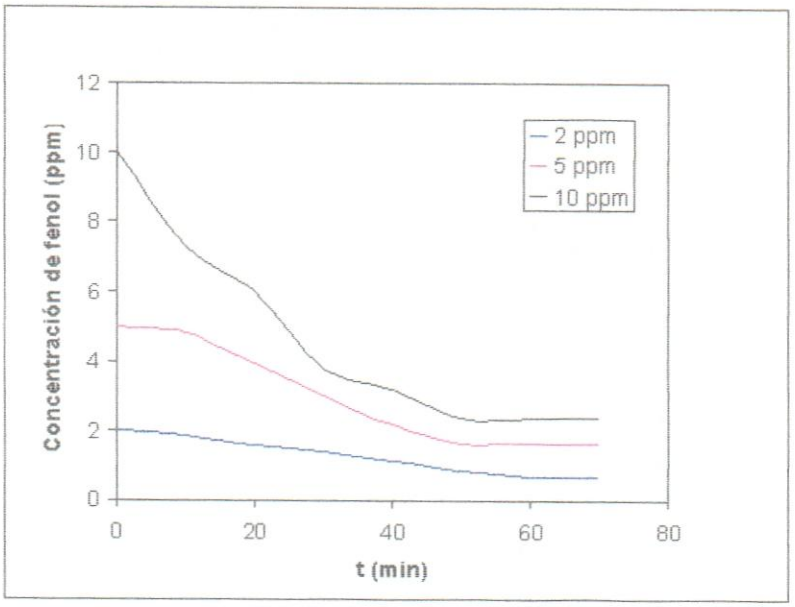

Gráfico B.1.14. Concentración O_3/Fe(II)-C 2,00g/0,50 %

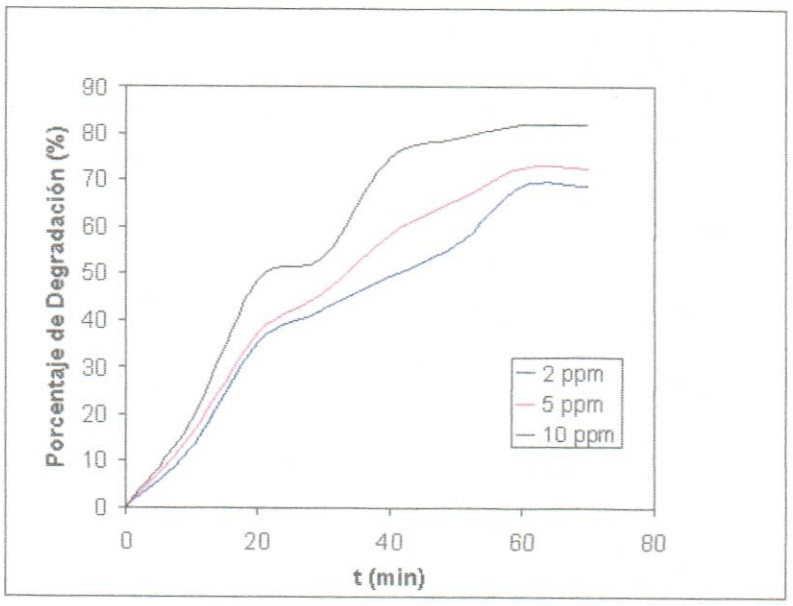

Gráfico B.1.15. Degradación O_3/Fe(II)-C 2,00g/0,75 %

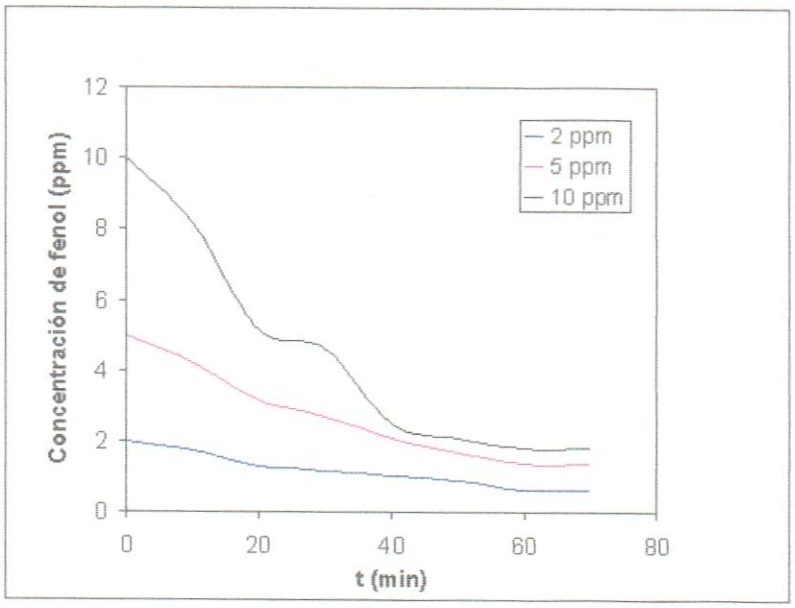

Gráfico B.1.16. Concentración O_3/Fe(II)-C 2,00g/0,75 %

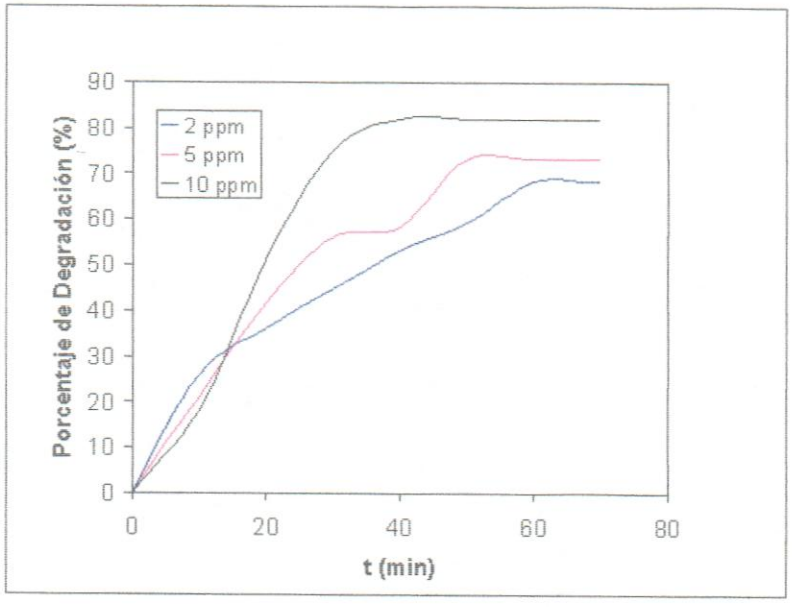

Gráfico B.1.17. Degradación O_3/Fe(II)-C 2,00g/1,00 %

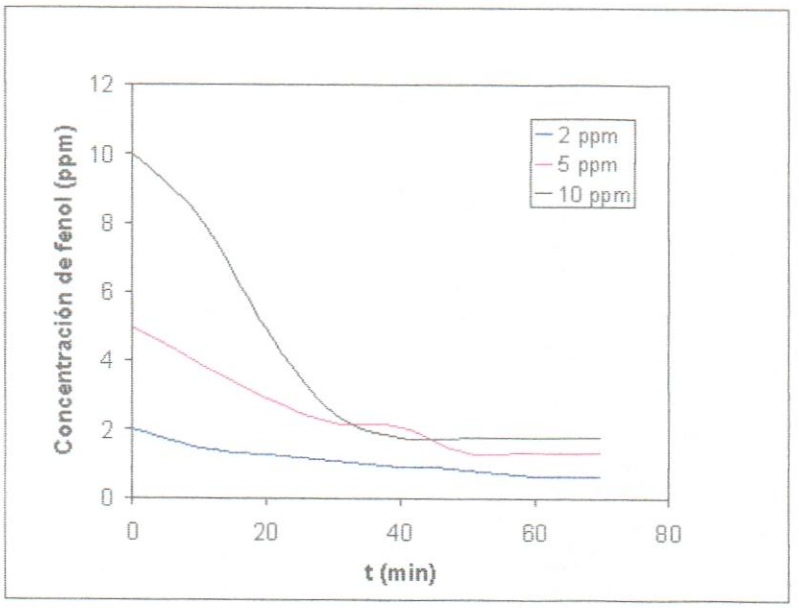

Gráfico B.1.18. Concentración O_3/Fe(II)-C 2,00g/1,00 %

B.2.1 Gráficos de ozono con radiación ultravioleta y catalizadores de hierro soportados sobre carbón activado

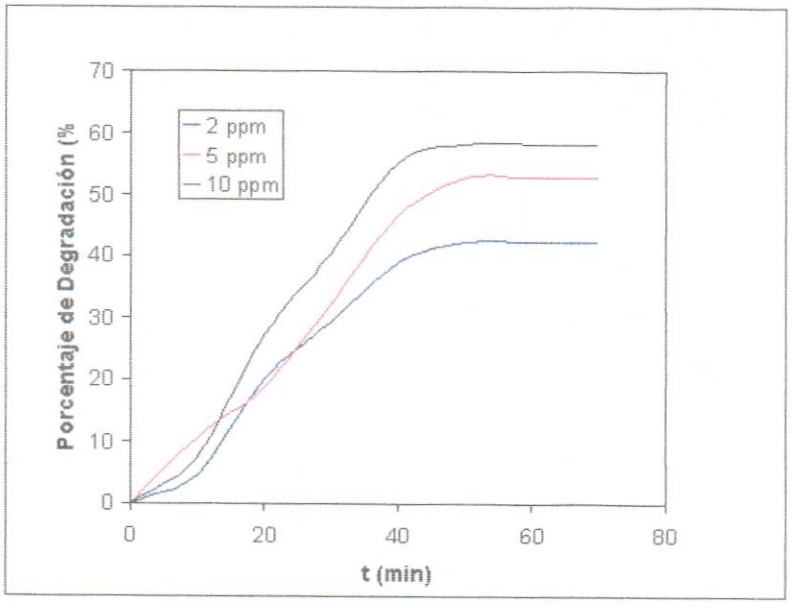

Gráfico B.2.1.1. Degradación O_3/UV/Fe(II)-C 0,5g/0,50 %

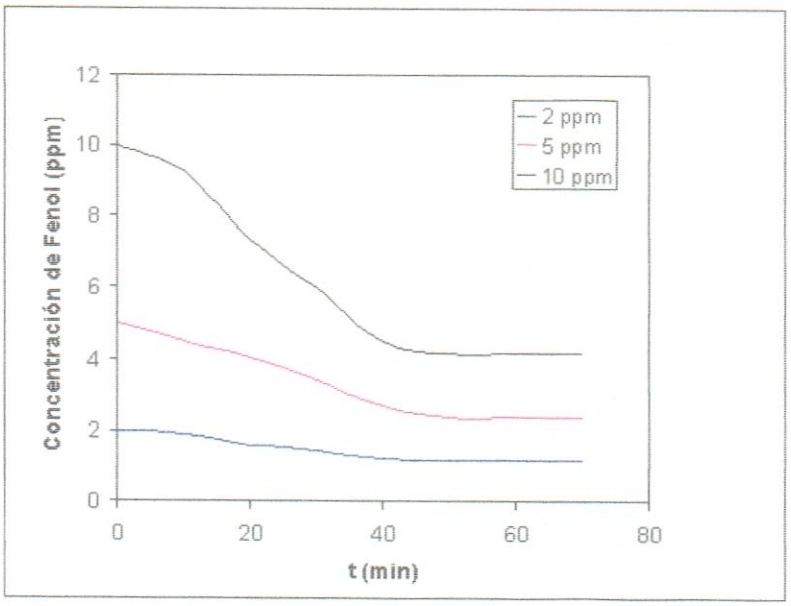

Gráfico B.2.1.2. Concentración O_3/UV/Fe(II)-C 0,5g/0,50 %

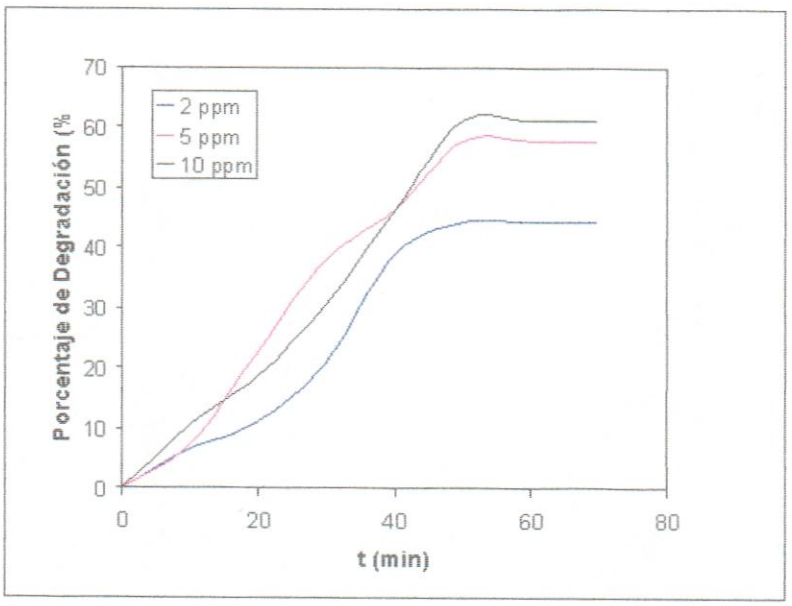

Gráfico B.2.1.3. Degradación O_3/UV/Fe(II)-C 0,5g/0,75 %

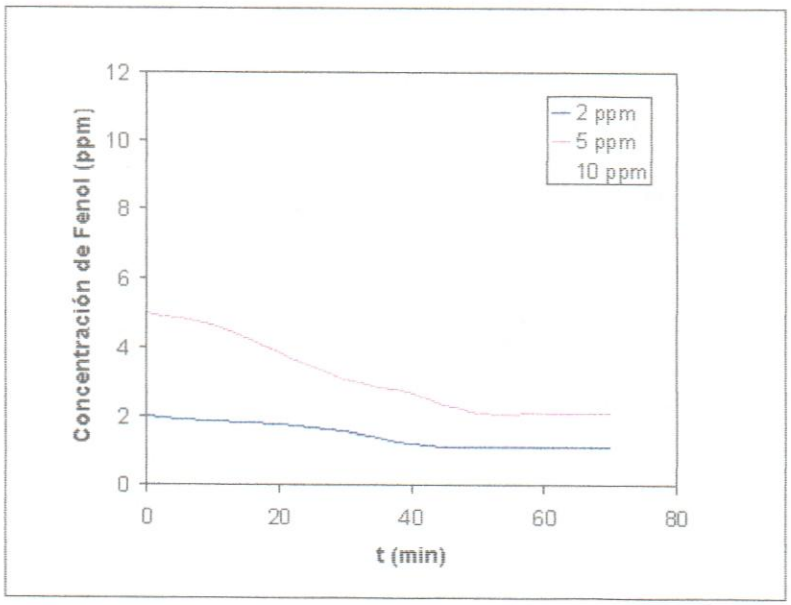

Gráfico B.2.1.4. Concentración O_3/UV/Fe(II)-C 0,5g/0,75 %

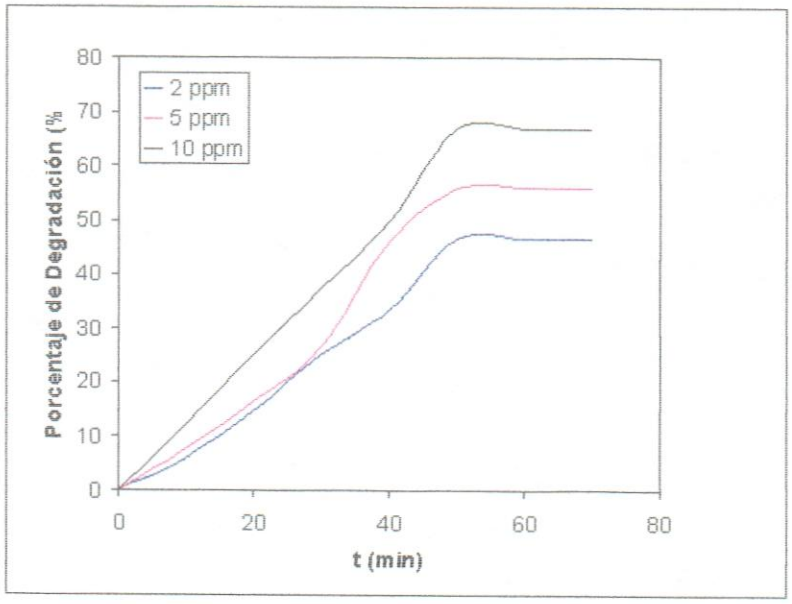

Gráfico B.2.1.5. Degradación O_3/UV/Fe(II)-C 0,5g/1,00 %

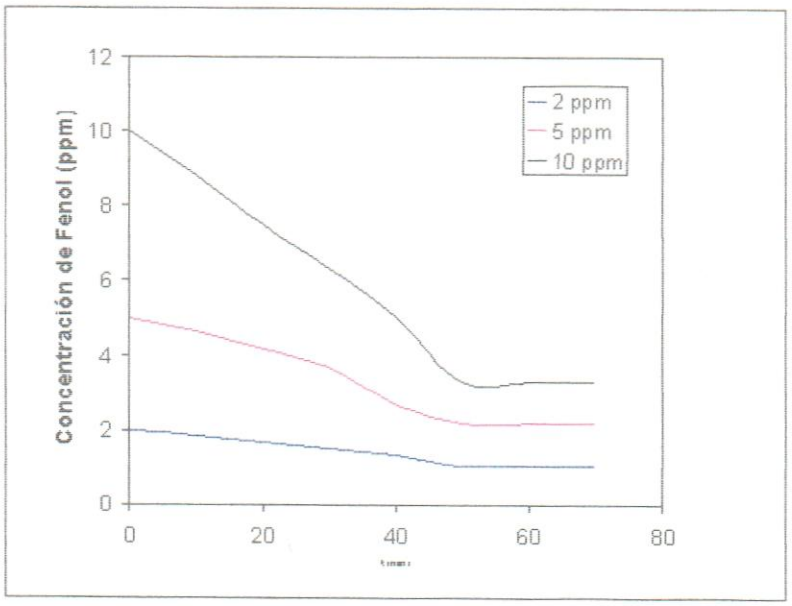

Gráfico B.2.1.6. Concentración O_3/UV/Fe(II)-C 0,5g/1,00 %

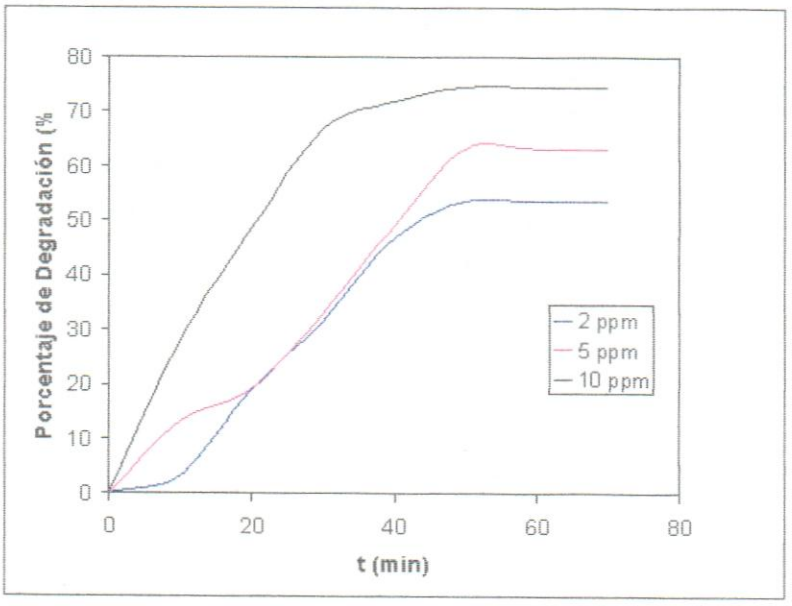

Gráfico B.2.1.7. Degradación O_3/UV/Fe(II)-C 1,00g/0,50 %

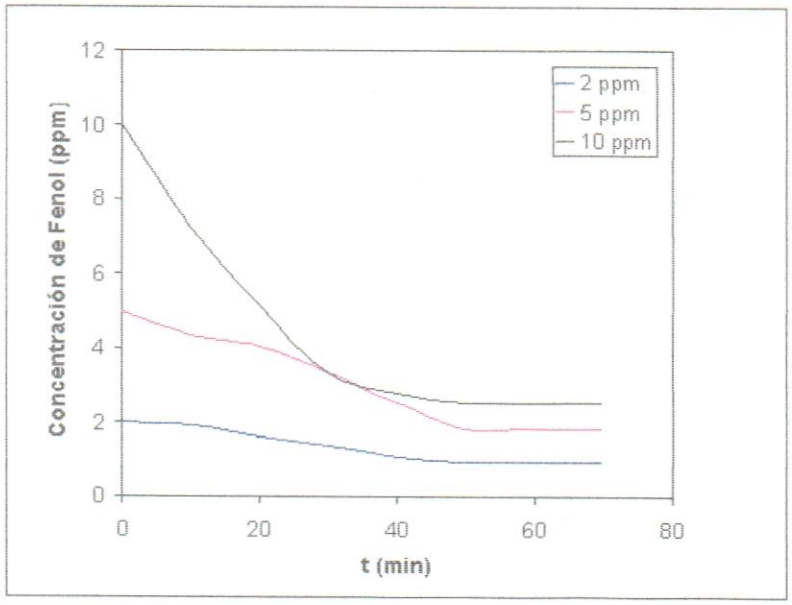

Gráfico B.2.1.8. Concentración O_3/UV/Fe(II)-C 1,00g/0,50 %

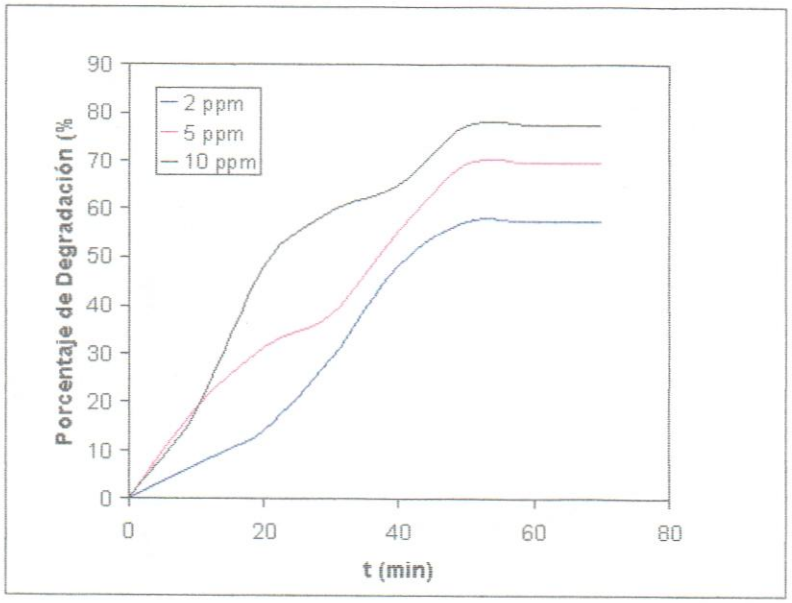

Gráfico B.2.1.9. Degradación O_3/UV/Fe(II)-C 1,00g/0,75 %

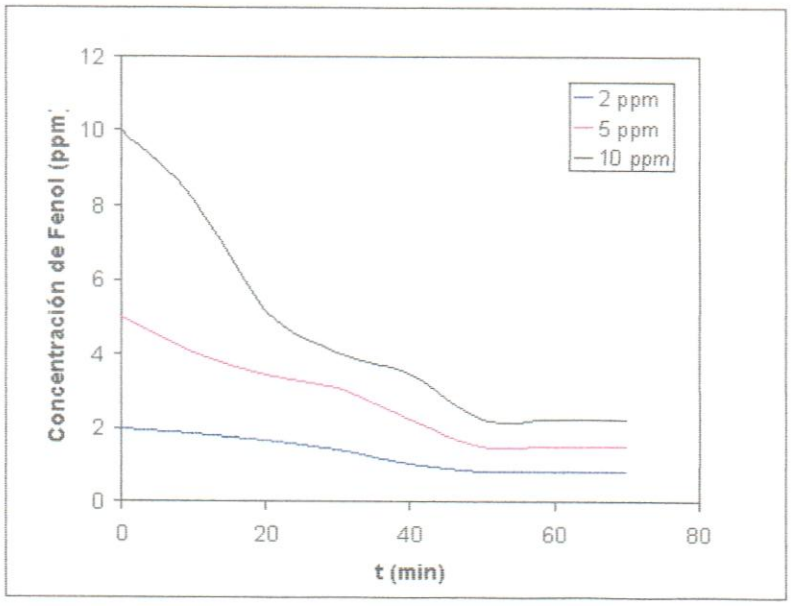

Gráfico B.2.1.10. Concentración O_3/UVFe(II)-C 1,00g/0,75 %

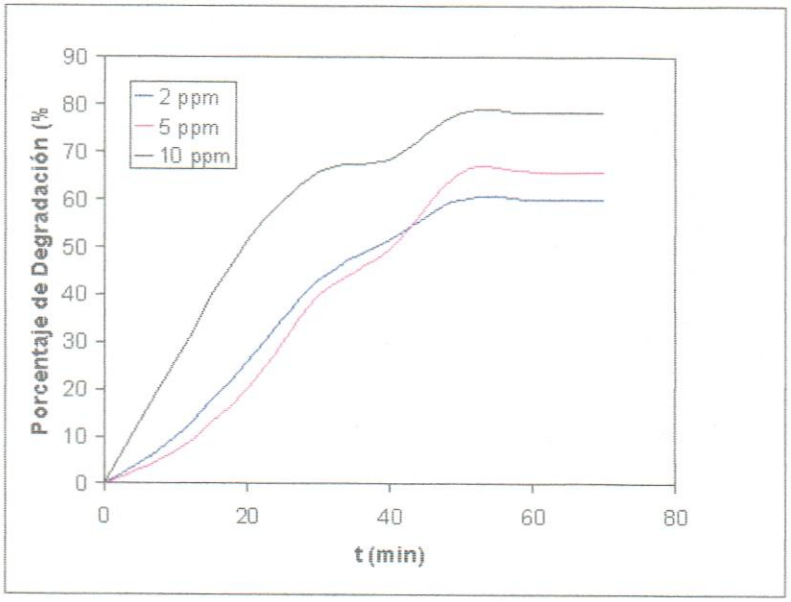

Gráfico B.2.1.11. Degradación O_3/UV/Fe(II)-C 1,00g/1,00 %

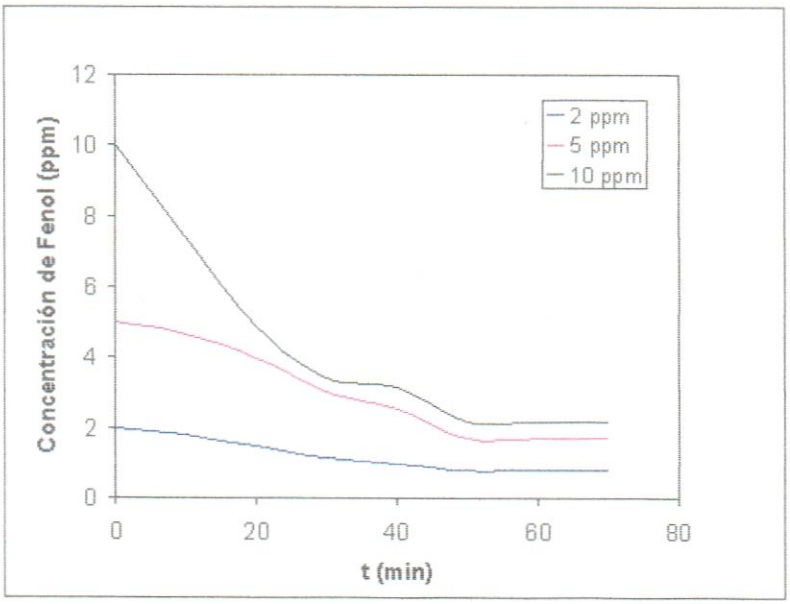

Gráfico B.2.1.12. Concentración O_3/UV/Fe(II)-C 1,00g/1,00 %

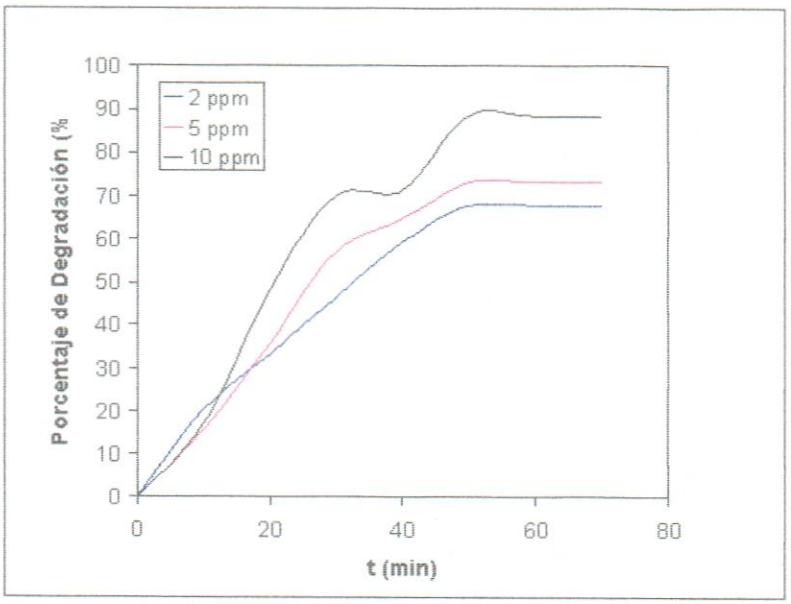

Gráfico B.2.1.13. Degradación O_3/UV/Fe(II)-C 2,00g/0,50 %

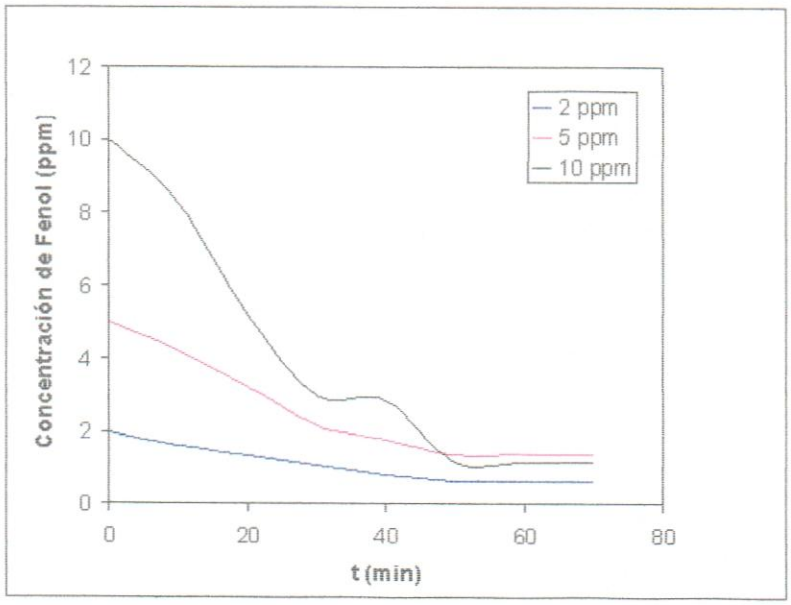

Gráfico B.2.1.14. Concentración O_3/UV/Fe(II)-C 2,00g/0,50 %

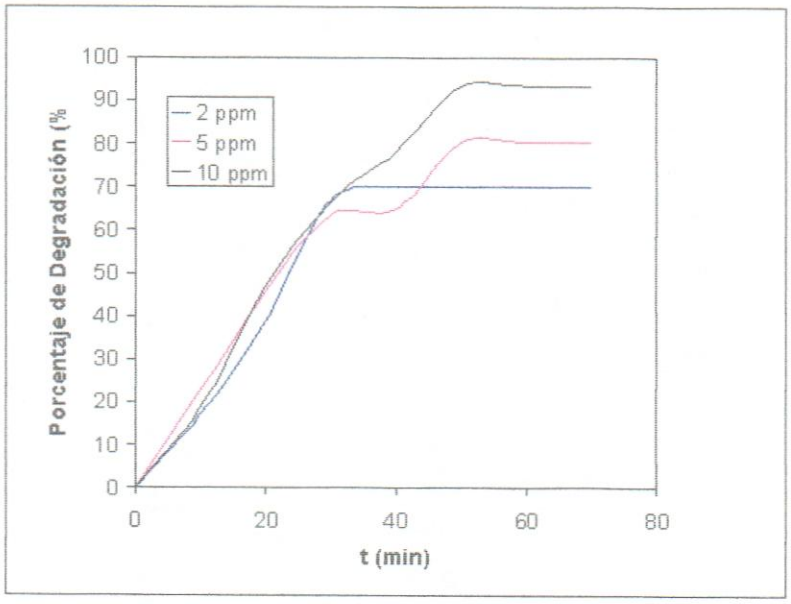

Gráfico B.2.1.15. Degradación O_3/UV/Fe(II)-C 2,00g/0,75 %

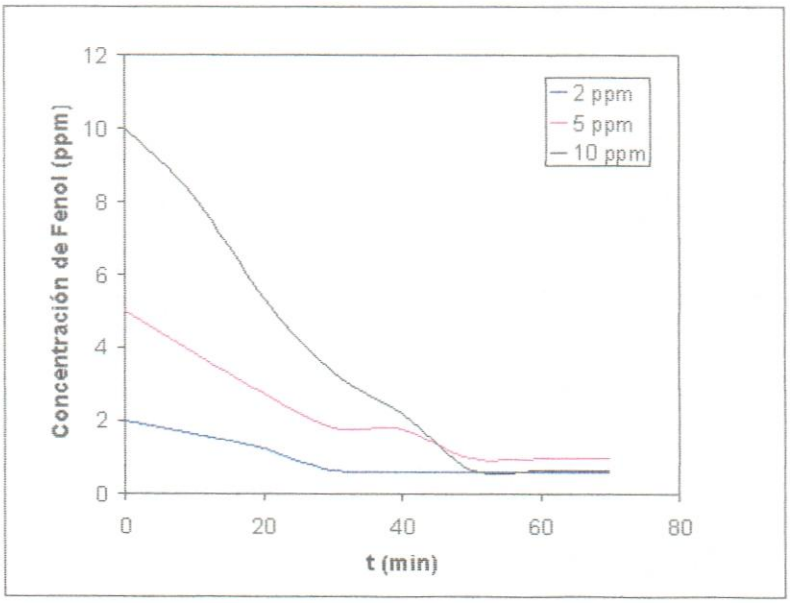

Gráfico B.2.1.16. Concentración O_3/UV/Fe(II)-C 2,00g/0,75 %

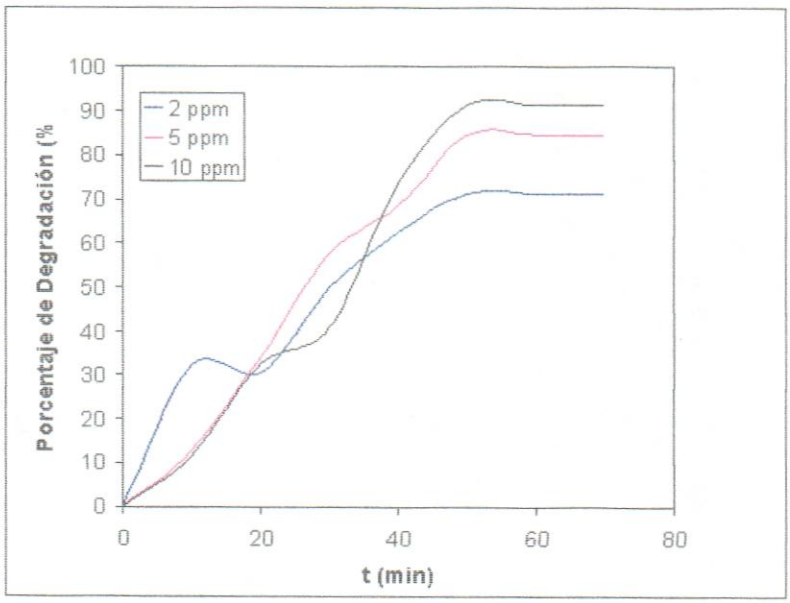

Gráfico B.2.1.17. Degradación O_3/UV/Fe(II)-C 2,00g/1,00 %

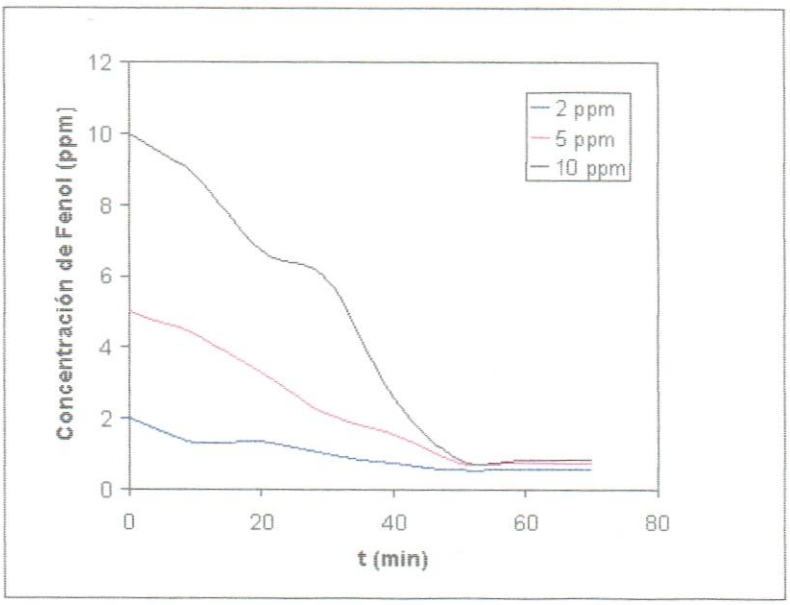

Gráfico B.2.1.18. Concentración O_3/UV/Fe(II)-C 2,00g/1,00 %

ANEXO C
ANALISIS CROMATOGRAFICO DE LOS SISTEMAS DE REACCION ESTUDIADOS

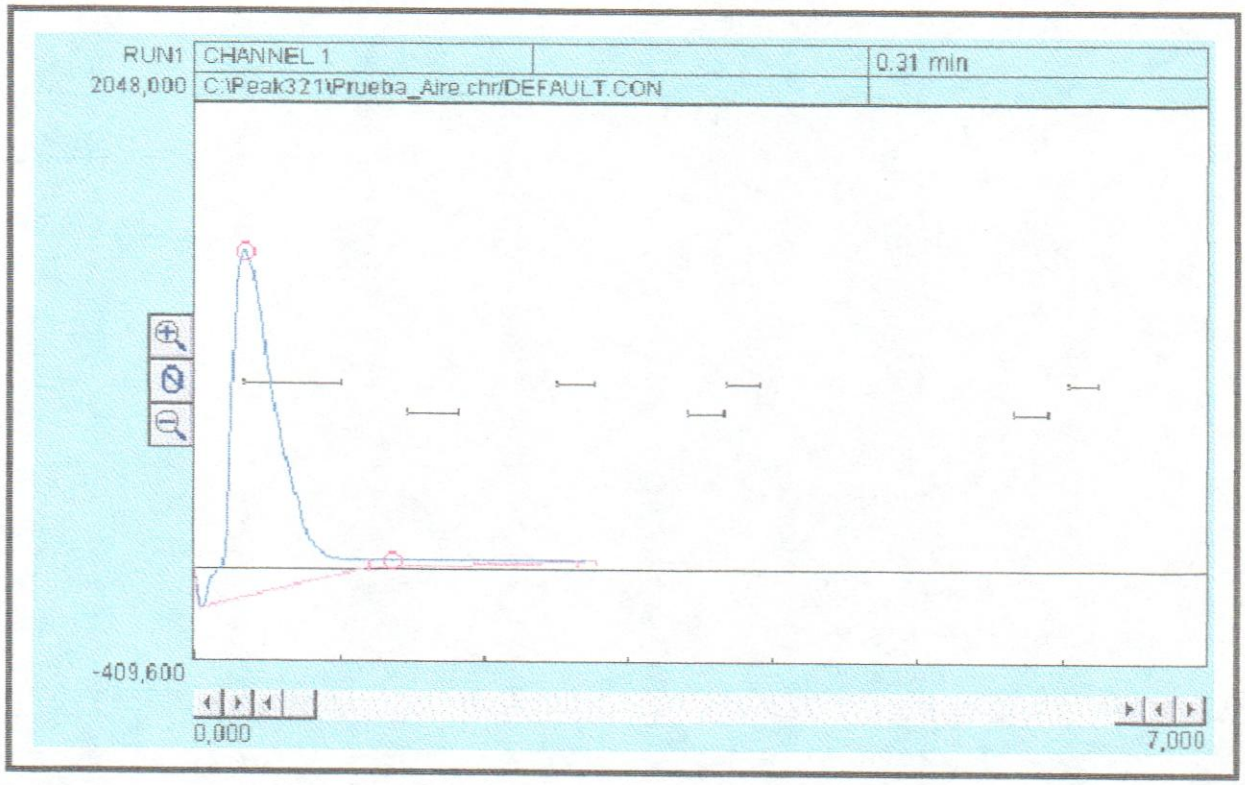

Figura C.1. Cromatograma patrón de CO_2

Tabla C.1 Patrón CO_2

t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración inicial CO_2 (mol/L)
0,31	2,70	2,95	3,98	0,040

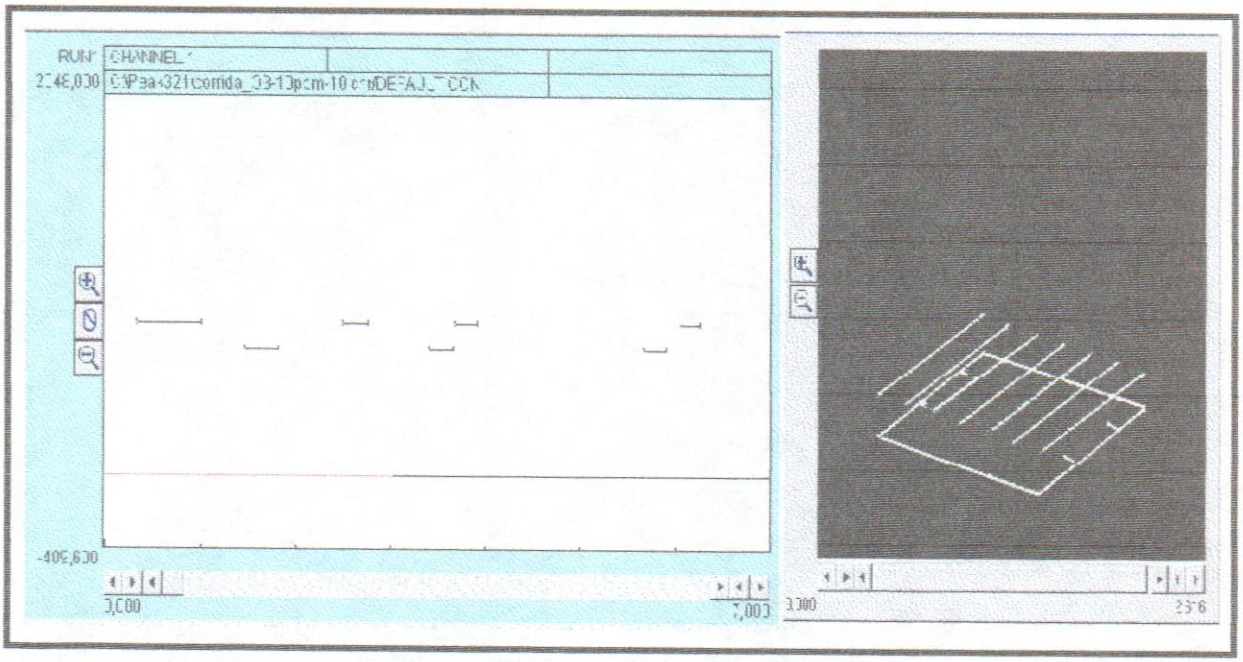

Figura C.2. Cromatograma para el sistema O_3 2 ppm para un tiempo de 70 min.

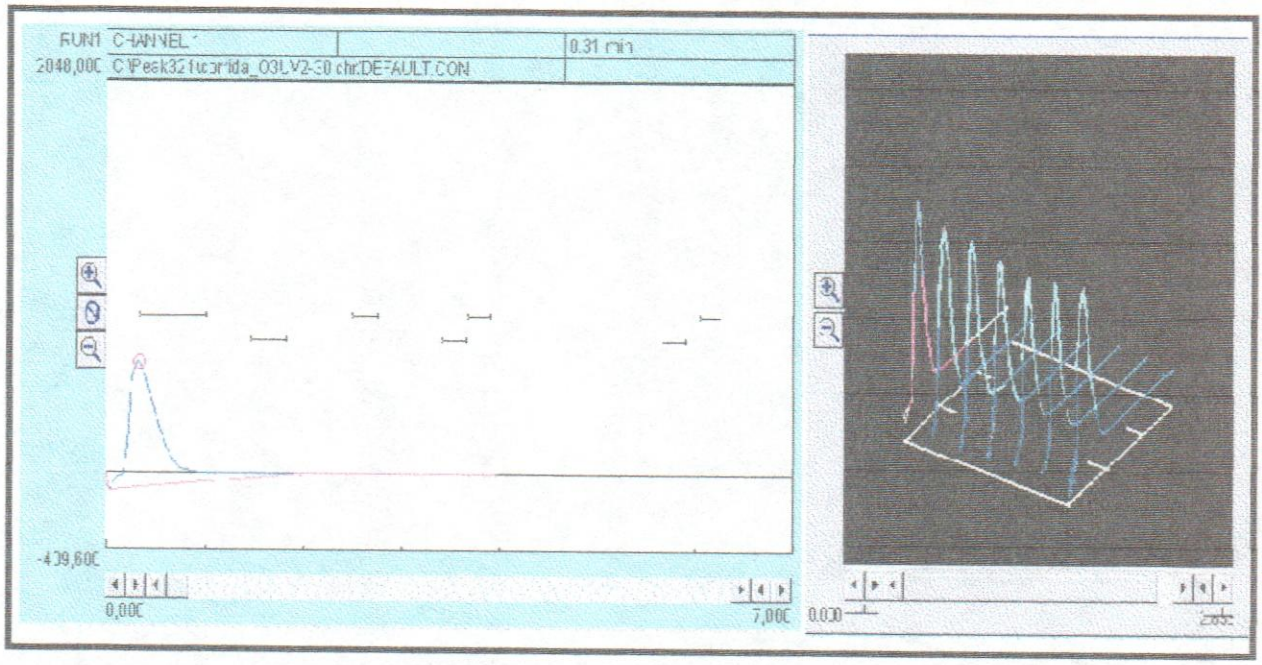

Figura C.3. Cromatograma para el sistema O_3/UV 2 ppm ; a la izquierda: a un tiempo de 30 min, a la derecha: imagen tridimensional entre 10 y 70 min.

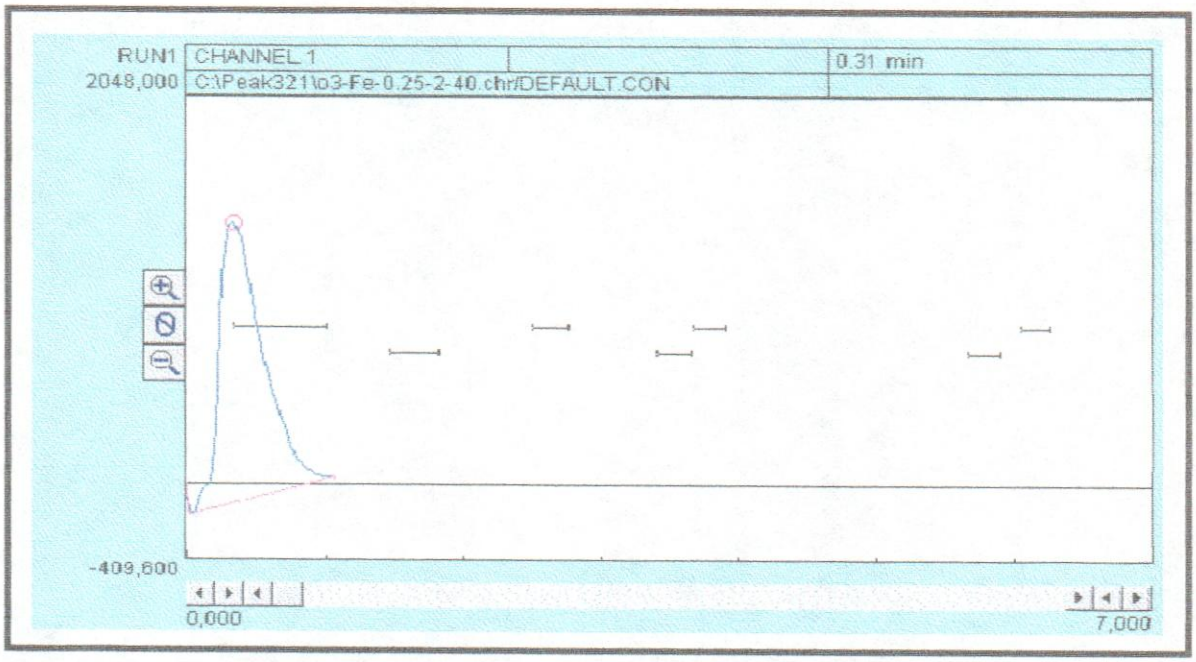

Figura C.4. Cromatograma para el sistema O_3/Fe 0,25g 2ppm a 40 minutos.

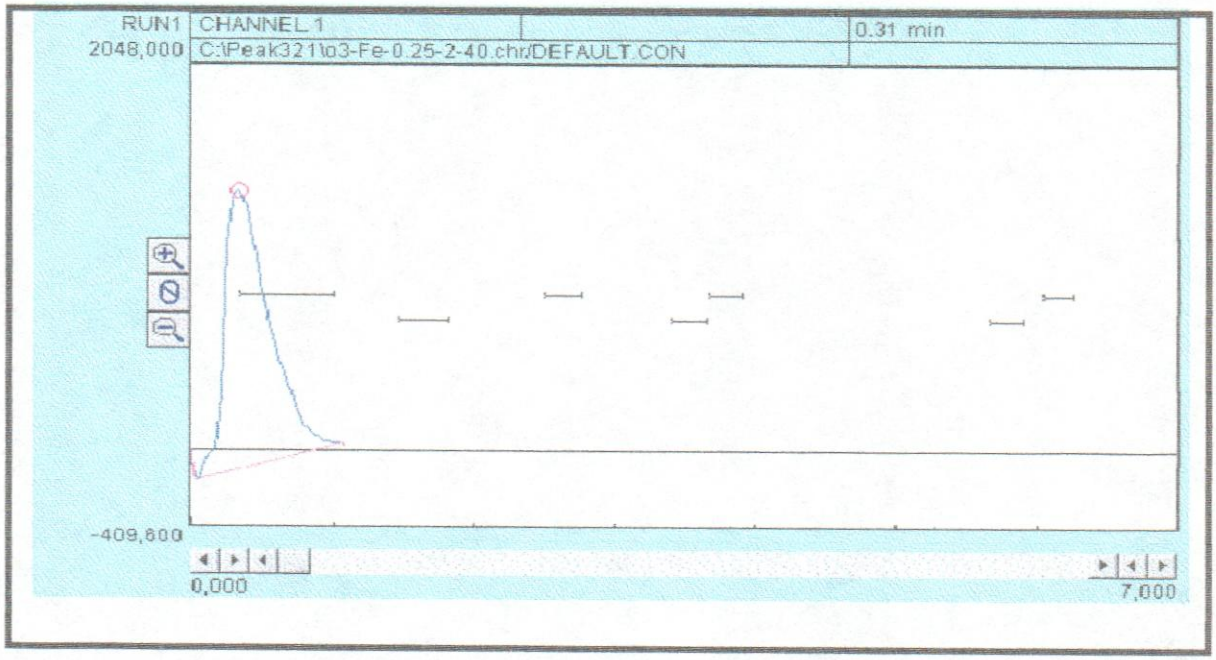

Figura C.5. Cromatograma para el sistema O_3/UV/Fe 0,25g 2ppm a 40 minutos.

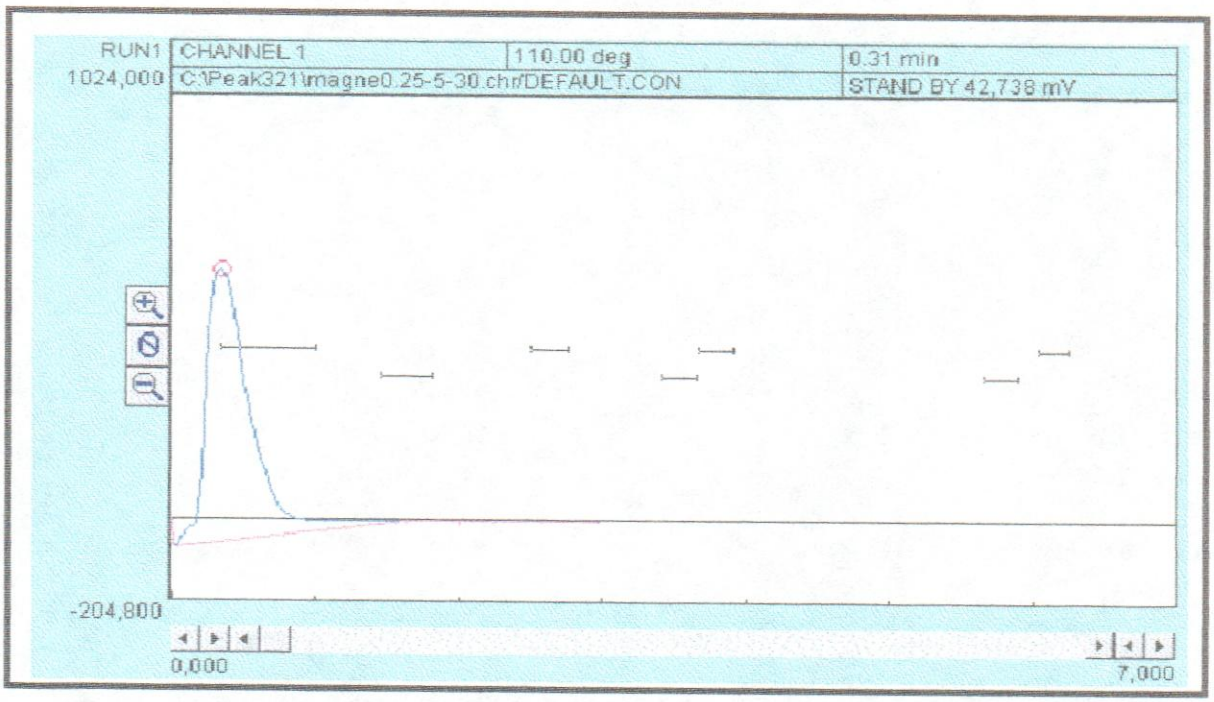

Figura C.6. Cromatograma para el sistema O_3/Magnetita 0,25g 2ppm a 30 min.

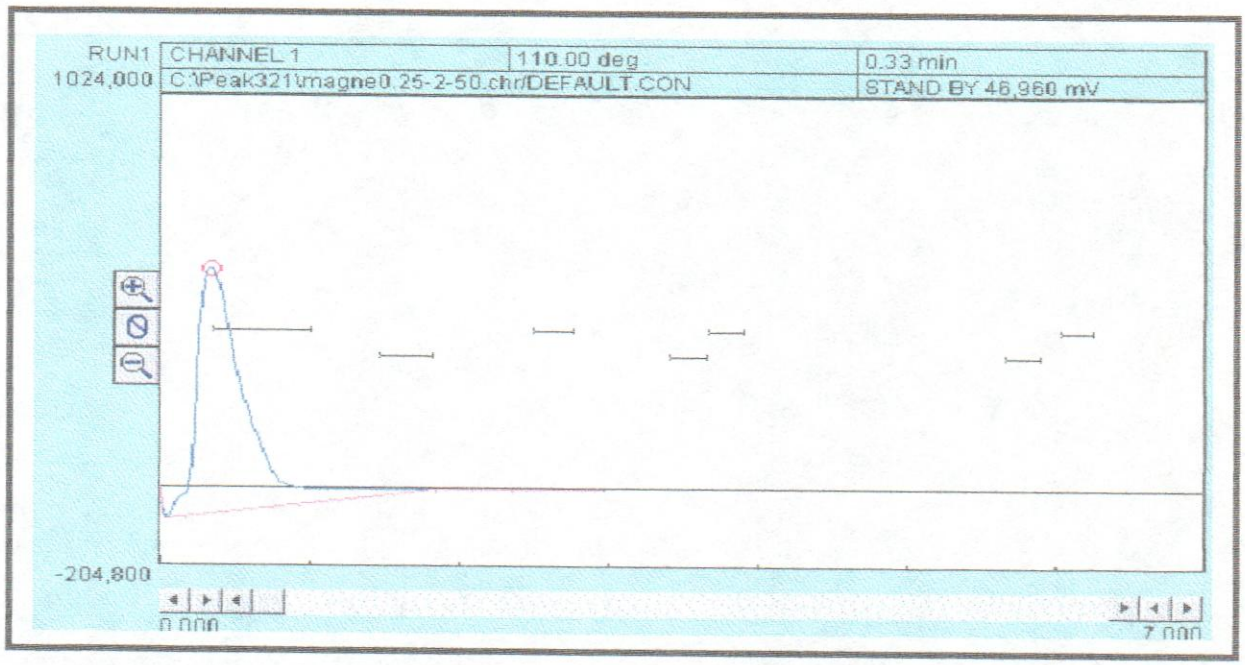

Figura C.7. Cromatograma para el sistema O_3/UV/Magnetita 0,25g 2ppm a 50 min.

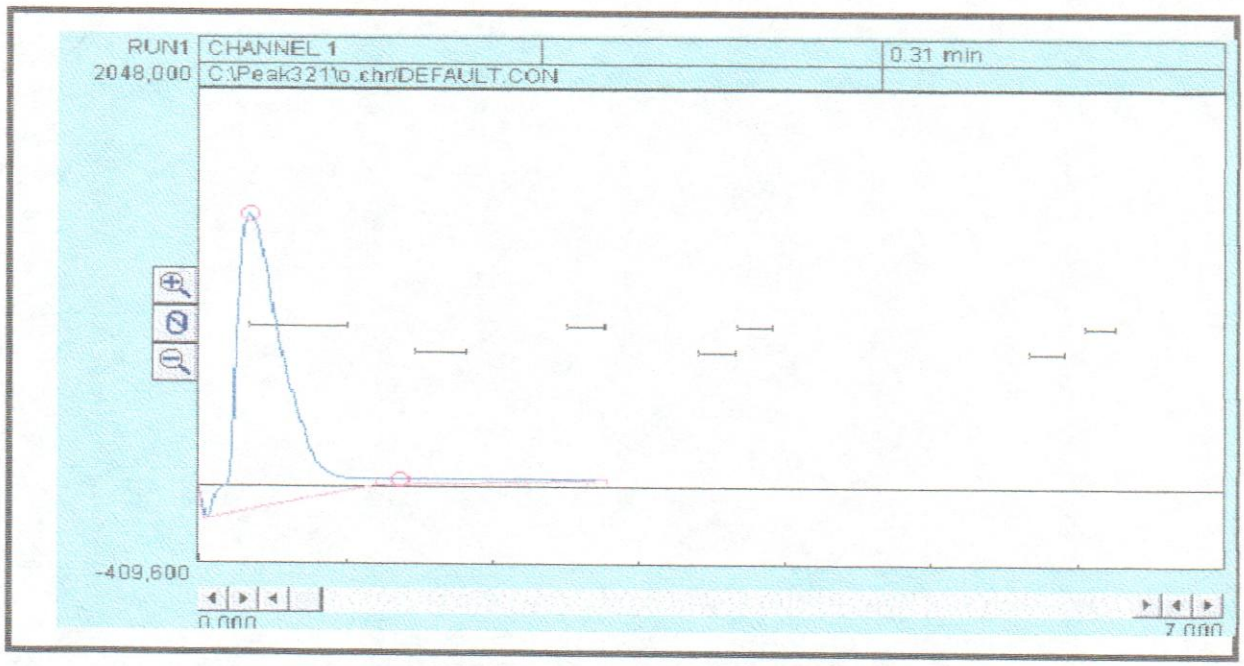

Figura C.8. Cromatograma para el sistema O_3/Fe-C 0,5g/ 0,25% 2 ppm a 30 min

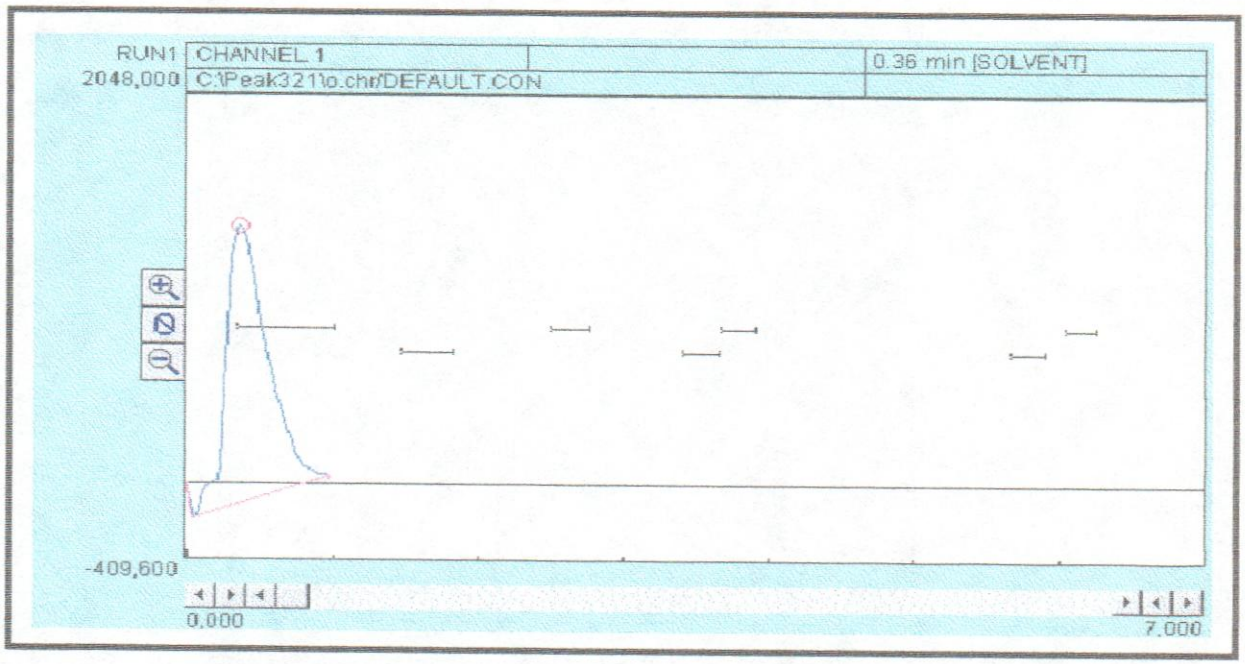

Figura C.9. Cromatograma para el sistema O_3/UV/Fe-C0,5g/ 0,25% 2 ppm a 60 min.

Tabla C.2 Sistema O_3/UV 2ppm

t reacción	t retención	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)

(min)	(min)				
10	0,33	2,35	2,65	3,11	0,031
20	0,31	2,48	2,73	3,38	0,034
30	0,31	2,50	2,83	3,53	0,036
40	0,32	2,37	2,77	3,28	0,033
50	0,31	2,39	2,69	3,21	0,033
60	0,32	2,44	2,78	3,39	0,034
70	0,33	2,51	2,81	3,52	0,036

Tabla C.3 Sistema O_3/UV 5ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,30	2,63	2,69	3,53	0,036
20	0,35	2,55	2,78	3,54	0,036
30	0,35	2,56	2,88	3,68	0,037
40	0,31	2,36	2,67	3,15	0,032
50	0,30	2,45	2,74	3,35	0,034
60	0,31	2,48	2,86	3,54	0,036
70	0,31	2,57	2,93	3,76	0,038

Tabla C.4 Sistema O_3/UV 10ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,31	2,50	2,80	3,50	0,035
20	0,35	2,52	2,78	3,50	0,035
30	0,35	2,58	2,82	3,63	0,037
40	0,31	2,37	2,94	3,48	0,035
50	0,30	2,46	2,67	3,28	0,033
60	0,30	2,35	2,89	3,39	0,034
70	0,30	2,54	2,79	3,54	0,036

Tabla C.5 Sistema O_3/Fe 0,25g/ 2ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,33	2,45	2,75	3,36	0,034
20	0,33	2,38	2,64	3,14	0,032
30	0,33	2,64	2,79	3,68	0,037
40	0,31	2,47	2,93	3,61	0,037
50	0,33	2,65	2,85	3,77	0,038
60	0,33	2,45	2,82	3,45	0,035
70	0,31	2,41	2,78	3,34	0,034

Tabla C.6 Sistema O_3/Fe 0,50g/ 2ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,31	2,31	2,74	3,16	0,032
20	0,31	2,45	2,82	3,45	0,035
30	0,31	2,38	2,94	3,49	0,035

40	0,31	2,64	2,65	3,49	0,035
50	0,31	2,57	2,88	3,70	0,038
60	0,33	2,49	2,83	3,52	0,036
70	0,31	2,69	2,91	3,91	0,040

Tabla C.7 Sistema O_3/Fe 0,75g/ 2ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,31	2,63	2,84	3,73	0,038
20	0,33	2,53	2,73	3,45	0,035
30	0,33	2,47	2,75	3,39	0,034
40	0,31	2,49	2,79	3,47	0,035
50	0,35	2,43	2,82	3,42	0,035
60	0,33	2,38	2,75	3,27	0,033
70	0,31	2,58	2,81	3,62	0,037

Tabla C.8 Sistema O_3/Fe 1,00g/ 2ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración l CO_2 (mol/L)
10	0,33	2,47	2,69	3,32	0,034
20	0,33	2,55	2,78	3,54	0,036
30	0,31	2,58	2,93	3,77	0,038
40	0,31	2,67	2,85	3,80	0,039
50	0,33	2,31	2,65	3,06	0,031
60	0,31	2,35	2,79	3,27	0,033
70	0,31	2,34	2,87	3,35	0,034

Tabla C.9 Sistema O_3/Fe 0,25g/ 5ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración l CO_2 (mol/L)
10	0,33	2,43	2,79	3,38	0,034
20	0,31	2,64	2,81	3,70	0,038
30	0,33	2,62	2,93	3,83	0,039
40	0,34	2,64	2,78	3,66	0,037
50	0,31	2,67	2,69	3,59	0,036
60	0,31	2,44	2,65	3,23	0,033
70	0,33	2,56	2,88	3,68	0,037

Tabla C.10 Sistema O_3/Fe 0,50g/ 5ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,33	2,38	2,69	3,20	0,032
20	0,33	2,37	2,78	3,29	0,033
30	0,33	2,34	2,81	3,28	0,033
40	0,31	2,37	2,78	3,29	0,033
50	0,33	2,48	2,79	3,45	0,035
60	0,31	2,35	2,93	3,44	0,035
70	0,31	2,34	2,91	3,40	0,034

Tabla C.11 Sistema O_3/Fe 0,75g/ 5ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,31	2,48	2,76	3,42	0,035
20	0,31	2,67	2,85	3,80	0,039
30	0,31	2,49	2,89	3,59	0,036
40	0,33	2,37	2,78	3,29	0,033
50	0,33	2,48	2,93	3,63	0,037
60	0,33	2,67	2,69	3,59	0,036
70	0,31	2,58	2,75	3,54	0,036

Tabla C.12 Sistema O_3/Fe 1,00g/ 5ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,33	2,6	2,65	3,44	0,035
20	0,31	2,41	2,88	3,47	0,035
30	0,33	2,35	2,74	3,21	0,033
40	0,33	2,43	2,91	3,53	0,036
50	0,33	2,64	2,78	3,66	0,037
60	0,32	2,47	2,85	3,51	0,036
70	0,35	2,43	2,79	3,38	0,034

Tabla C.13 Sistema O_3/Fe 0,25g/ 10ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,31	2,38	2,93	3,48	0,035
20	0,31	2,31	2,75	3,17	0,032
30	0,33	2,42	2,94	3,55	0,036
40	0,33	2,53	2,84	3,59	0,036
50	0,31	2,55	2,73	3,48	0,035
60	0,33	2,62	2,68	3,51	0,036
70	0,33	2,49	2,83	3,52	0,036

Tabla C.14 Sistema O_3/Fe 0,50g/ 10ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,32	2,63	2,68	3,52	0,036
20	0,33	2,38	2,83	3,36	0,034
30	0,33	2,34	2,74	3,20	0,032
40	0,33	2,47	2,78	3,43	0,035
50	0,31	2,57	2,86	3,67	0,037
60	0,31	2,48	2,90	3,59	0,036
70	0,31	2,64	2,74	3,61	0,037

Tabla C.15 Sistema O_3/Fe 0,75g/ 10ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,31	2,33	2,83	3,29	0,033
20	0,31	2,44	2,77	3,37	0,034
30	0,33	2,47	2,83	3,49	0,035
40	0,31	2,43	2,68	3,25	0,033
50	0,33	2,58	2,83	3,65	0,037
60	0,31	2,35	2,73	3,20	0,032
70	0,31	2,56	2,74	3,50	0,036

Tabla C.16 Sistema O_3/Fe 1,00g/ 10ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,33	2,35	2,75	3,23	0,033
20	0,33	2,63	2,88	3,78	0,038
30	0,33	2,47	2,69	3,32	0,034
40	0,33	2,35	2,78	3,26	0,033
50	0,33	2,33	2,81	3,27	0,033
60	0,33	2,63	2,88	3,78	0,038
70	0,31	2,59	2,75	3,56	0,036

Tabla C.17 Sistema O_3/UV/Fe 0,25g/ 2ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,32	2,45	2,86	3,50	0,035
20	0,31	2,34	2,73	3,19	0,032
30	0,31	2,58	2,65	3,41	0,035
40	0,31	2,58	2,88	3,71	0,038
50	0,33	2,45	2,75	3,36	0,034
60	0,33	2,46	2,82	3,46	0,035
70	0,31	2,51	2,94	3,68	0,037

Tabla C.18 Sistema O_3/UV/Fe 0,50g/ 2ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,33	2,31	2,69	3,10	0,031
20	0,31	2,58	2,78	3,58	0,036
30	0,32	2,67	2,81	3,75	0,038
40	0,31	2,33	2,88	3,35	0,034
50	0,33	2,41	2,69	3,24	0,033
60	0,33	2,38	2,68	3,18	0,032
70	0,31	2,43	2,74	3,32	0,034

Tabla C.19 Sistema O_3/UV/Fe 0,75g/ 2ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)

10	0,33	2,43	2,82	3,42	0,035
20	0,33	2,51	2,94	3,68	0,037
30	0,31	2,6	2,75	3,57	0,036
40	0,32	2,35	2,88	3,38	0,034
50	0,33	2,56	2,79	3,57	0,036
60	0,33	2,33	2,88	3,35	0,034
70	0,33	2,63	2,69	3,53	0,036

Tabla C.20 Sistema O_3/UV/Fe 1,00g/ 2ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,31	2,43	2,93	3,55	0,036
20	0,31	2,56	2,65	3,39	0,034
30	0,30	2,33	2,78	3,23	0,033
40	0,31	2,43	2,94	3,57	0,036
50	0,33	2,35	2,68	3,14	0,032
60	0,31	2,34	2,83	3,31	0,034
70	0,31	2,63	2,73	3,58	0,036

Tabla C.21 Sistema O_3/UV/Fe 0,25g/ 5ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,33	2,52	2,88	3,62	0,037
20	0,32	2,53	2,78	3,51	0,036
30	0,33	2,48	2,65	3,28	0,033
40	0,31	2,33	2,69	3,13	0,032
50	0,31	2,31	2,69	3,10	0,031
60	0,33	2,67	2,68	3,57	0,036
70	0,33	2,53	2,69	3,40	0,034

Tabla C.22 Sistema O_3/UV/Fe 0,50g/ 5ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,33	2,34	2,79	3,26	0,033
20	0,33	2,47	2,83	3,49	0,035
30	0,36	2,45	2,69	3,29	0,033
40	0,33	2,34	2,68	3,13	0,032
50	0,33	2,38	2,93	3,48	0,035
60	0,31	2,37	2,78	3,29	0,033
70	0,33	2,34	2,94	3,43	0,035

Tabla C.23 Sistema O_3/UV/Fe 0,75g/ 5ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)

10	0,33	2,43	2,79	3,38	0,034
20	0,33	2,41	2,73	3,28	0,033
30	0,33	2,53	2,65	3,35	0,034
40	0,33	2,31	2,88	3,32	0,034
50	0,31	2,34	2,78	3,25	0,033
60	0,31	2,47	2,93	3,61	0,037
70	0,33	2,54	2,69	3,41	0,035

Tabla C.24 Sistema O_3/UV/Fe 1,00g/ 5ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,33	2,56	2,65	3,39	0,034
20	0,33	2,45	2,88	3,52	0,036
30	0,31	2,36	2,93	3,45	0,035
40	0,31	2,67	2,78	3,71	0,038
50	0,33	2,38	2,73	3,24	0,033
60	0,33	2,63	2,88	3,78	0,038
70	0,33	2,43	2,68	3,25	0,033

Tabla C.25 Sistema O_3/UV/Fe 0,25g/ 10ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,31	2,35	2,68	3,14	0,032
20	0,31	2,43	2,83	3,43	0,035
30	0,31	2,55	2,78	3,54	0,036
40	0,33	2,58	2,94	3,79	0,038
50	0,33	2,47	2,65	3,27	0,033
60	0,31	2,53	2,78	3,51	0,036
70	0,33	2,54	2,78	3,53	0,036

Tabla C.26 Sistema O_3/UV/Fe 0,50g/ 10ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,33	2,54	2,94	3,73	0,038
20	0,33	2,63	2,78	3,65	0,037
30	0,31	2,35	2,88	3,38	0,034
40	0,30	2,56	2,78	3,55	0,036
50	0,35	2,33	2,69	3,13	0,032
60	0,33	2,67	2,90	3,87	0,039
70	0,33	2,54	2,80	3,55	0,036

Tabla C.27 Sistema O_3/UV/Fe 0,75g/ 10ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,33	2,56	2,68	3,43	0,035
20	0,33	2,41	2,90	3,49	0,035

30	0,33	2,33	2,65	3,08	0,031
40	0,31	2,63	2,88	3,78	0,038
50	0,31	2,55	2,90	3,69	0,037
60	0,33	2,35	2,73	3,20	0,032
70	0,31	2,58	2,85	3,67	0,037

Tabla C.28 Sistema O_3/UV/Fe 1,00g/ 10ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración l CO_2 (mol/L)
10	0,31	2,64	2,73	3,60	0,033
20	0,33	2,56	2,69	3,44	0,035
30	0,33	2,41	2,68	3,22	0,036
40	0,31	2,37	2,83	3,35	0,032
50	3,33	2,31	2,68	3,09	0,035
60	0,33	2,33	2,78	3,23	0,038
70	0,33	2,60	2,93	3,80	0,037

Tabla C.29 Sistema O_3/Magnetita 0,25g/ 2ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,31	2,53	2,81	3,55	0,036
20	0,31	2,45	2,78	3,40	0,034
30	0,31	2,63	2,78	3,65	0,037
40	0,33	2,47	2,94	3,63	0,033
50	0,31	2,34	2,73	3,19	0,034
60	0,31	2,58	2,68	3,45	0,035
70	0,31	2,56	2,83	3,62	0,035

Tabla C.30 Sistema O_3/Magnetita 0,50g/ 2ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,31	2,42	2,88	3,48	0,035
20	0,3	2,56	2,73	3,49	0,035
30	0,31	2,54	2,85	3,61	0,037
40	0,33	2,41	2,78	3,34	0,034
50	0,33	2,54	2,69	3,41	0,035
60	0,33	2,47	2,65	3,27	0,033
70	0,31	2,41	2,78	3,34	0,034

Tabla C.31 Sistema O_3/Magnetita 0,75g/ 2ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)

10	0,31	2,38	2,68	3,18	0,032
20	0,31	2,38	2,83	3,36	0,034
30	0,33	2,59	2,65	3,43	0,035
40	0,31	2,50	2,88	3,60	0,036
50	0,31	2,41	2,82	3,39	0,034
60	0,30	2,56	2,94	3,76	0,038
70	0,31	2,43	2,90	3,52	0,036

Tabla C.32 Sistema O_3/Magnetita 1,00g/ 2ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,33	2,56	2,75	3,52	0,036
20	0,31	2,63	2,82	3,70	0,038
30	0,31	2,38	2,69	3,20	0,032
40	0,33	2,47	2,68	3,30	0,033
50	0,34	2,37	2,83	3,35	0,034
60	0,31	2,67	2,90	3,87	0,039
70	0,31	2,36	2,85	3,36	0,034

Tabla C.33 Sistema O_3/Magnetita 0,25g/ 5ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,31	2,37	2,93	3,47	0,035
20	0,33	2,46	2,69	3,30	0,033
30	0,31	2,35	2,78	3,26	0,033
40	0,31	2,65	2,81	3,72	0,038
50	0,31	2,63	2,88	3,78	0,038
60	0,30	2,44	2,69	3,28	0,033
70	0,30	2,63	2,68	3,52	0,036

Tabla C.34 Sistema O_3/Magnetita 0,50g/ 5ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,31	2,56	2,78	3,55	0,036
20	0,31	2,55	2,79	3,55	0,036
30	0,31	2,54	2,93	3,72	0,038
40	0,31	2,54	2,69	3,41	0,035
50	0,33	2,34	2,68	3,13	0,032
60	0,3	2,6	2,83	3,67	0,037
70	0,33	2,47	2,65	3,27	0,033

Tabla C.35 Sistema O_3/Magnetita 0,75g/ 5ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)

10	0,31	2,48	2,78	3,44	0,035
20	0,30	2,64	2,94	3,88	0,039
30	0,32	2,63	2,68	3,52	0,036
40	0,30	2,38	2,88	3,42	0,035
50	0,32	2,54	2,65	3,36	0,034
60	0,32	2,56	2,83	3,62	0,037
70	0,33	2,44	2,74	3,34	0,034

Tabla C.36 Sistema O_3/Magnetita 1,00g/ 5ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,33	2,53	2,65	3,35	0,037
20	0,33	2,67	2,88	3,84	0,035
30	0,33	2,46	2,79	3,43	0,034
40	0,33	2,31	2,93	3,38	0,036
50	0,30	2,38	2,78	3,30	0,032
60	0,30	2,57	2,93	3,76	0,034
70	0,31	2,69	2,74	3,68	0,037

Tabla C.37 Sistema O_3/Magnetita 0,25g/ 10ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,31	2,35	2,68	3,14	0,034
20	0,31	2,43	2,83	3,43	0,039
30	0,31	2,55	2,78	3,54	0,035
40	0,33	2,58	2,94	3,79	0,034
50	0,33	2,47	2,65	3,27	0,033
60	0,31	2,53	2,78	3,51	0,038
70	0,33	2,54	2,78	3,53	0,037

Tabla C.38 Sistema O_3/Magnetita 0,50g/ 10ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,33	2,54	2,94	3,73	0,038
20	0,33	2,63	2,78	3,65	0,037
30	0,31	2,35	2,88	3,38	0,034
40	0,30	2,56	2,78	3,55	0,036
50	0,35	2,33	2,69	3,13	0,032
60	0,33	2,67	2,90	3,87	0,039
70	0,33	2,54	2,80	3,55	0,036

Tabla C.39 Sistema O_3/Magnetita 0,75g/ 10ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,33	2,56	2,68	3,43	0,035
20	0,33	2,41	2,90	3,49	0,035
30	0,33	2,33	2,65	3,08	0,031
40	0,31	2,63	2,88	3,78	0,038

50	0,31	2,55	2,90	3,69	0,037
60	0,33	2,35	2,73	3,20	0,032
70	0,31	2,58	2,85	3,67	0,037

Tabla C.40 Sistema O_3/Magnetita 1,00g/ 10ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,31	2,47	2,68	3,30	0,033
20	0,30	2,41	2,83	3,41	0,035
30	0,31	2,56	2,74	3,50	0,036
40	0,34	2,41	2,65	3,19	0,032
50	0,31	2,38	2,88	3,42	0,035
60	0,32	2,54	2,93	3,72	0,038
70	0,33	2,60	2,84	3,69	0,037

Tabla C.41 Sistema O_3/UV/Magnetita 0,25g/ 2ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,35	2,54	2,83	3,59	0,036
20	0,33	2,44	2,73	3,33	0,034
30	0,32	2,56	2,85	3,64	0,037
40	0,33	2,35	2,79	3,27	0,033
50	0,33	2,38	2,86	3,40	0,034
60	0,31	2,36	2,90	3,42	0,035
70	0,32	2,54	2,74	3,47	0,035

Tabla C.42 Sistema O_3/UV/Magnetita 0,50g/ 2ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,33	2,41	2,68	3,22	0,033
20	0,33	2,47	2,83	3,49	0,035
30	0,31	2,59	2,93	3,79	0,038
40	0,33	2,61	2,79	3,64	0,037
50	0,33	2,54	2,93	3,72	0,038
60	0,33	2,56	2,80	3,58	0,036
70	0,32	2,57	2,83	3,63	0,037

Tabla C.43 Sistema O_3/UV/Magnetita 0,75g/ 2ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,33	2,43	2,90	3,52	0,036
20	0,31	2,58	2,68	3,45	0,035
30	0,33	2,49	2,83	3,52	0,036
40	0,31	2,41	2,74	3,30	0,033
50	0,32	2,63	2,65	3,48	0,035
60	0,31	2,63	2,80	3,68	0,037
70	0,31	2,41	2,94	3,54	0,036

Tabla C.44 Sistema O_3/UV/Magnetita 1,00g/ 2ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,33	2,54	2,88	3,65	0,037
20	0,33	2,58	2,79	3,59	0,036
30	0,30	2,67	2,93	3,91	0,040
40	0,30	2,63	2,74	3,60	0,037
50	0,31	2,34	2,64	3,08	0,031
60	0,33	2,63	2,84	3,73	0,038
70	0,33	2,56	2,83	3,62	0,037

Tabla C.45 Sistema O_3/UV/Magnetita 0,25g/ 5ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,33	2,41	2,68	3,22	0,033
20	0,31	2,58	2,83	3,65	0,037
30	0,31	2,55	2,79	3,55	0,036
40	0,33	2,41	2,88	3,47	0,035
50	0,33	2,56	2,80	3,58	0,036
60	0,33	2,63	2,73	3,58	0,036
70	0,33	2,54	2,83	3,59	0,036

Tabla C.46 Sistema O_3/UV/Magnetita 0,50g/ 5ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,31	2,62	2,78	3,64	0,037
20	0,33	2,33	2,94	3,42	0,035
30	0,30	2,38	2,79	3,32	0,034
40	0,33	2,62	2,74	3,58	0,036
50	0,33	2,56	2,64	3,37	0,034
60	0,31	2,55	2,84	3,62	0,037
70	0,31	2,41	2,88	3,47	0,035

Tabla C.47 Sistema O_3/UV/Magnetita 0,75g/ 5ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,33	2,43	2,68	3,25	0,033
20	0,31	2,41	2,83	3,41	0,035
30	0,30	2,53	2,79	3,52	0,036
40	0,31	2,60	2,93	3,80	0,039
50	0,31	2,54	2,68	3,40	0,034
60	0,31	2,67	2,83	3,77	0,038
70	0,31	2,46	2,93	3,60	0,037

Tabla C.48 Sistema O_3/UV/Magnetita 1,00g/ 5ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)

10	0,33	2,60	2,78	3,61	0,037
20	0,31	2,37	2,93	3,47	0,035
30	0,31	2,31	2,93	3,38	0,034
40	0,31	2,63	2,69	3,53	0,036
50	0,31	2,31	2,74	3,16	0,032
60	0,31	2,58	2,64	3,40	0,034
70	0,31	2,67	2,73	3,64	0,037

Tabla C.49 Sistema O_3/UV/Magnetita 0,25g/ 10ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,33	2,62	2,86	3,7466	0,038
20	0,35	2,67	2,9	3,8715	0,039
30	0,31	2,54	2,74	3,4798	0,035
40	0,31	2,63	2,82	3,7083	0,038
50	0,31	2,35	2,94	3,4545	0,035
60	0,33	2,48	2,88	3,5712	0,036
70	0,31	2,33	2,83	3,29695	0,033

Tabla C.50 Sistema O_3/UV/Magnetita 0,50g/ 10ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,33	2,51	2,78	3,48	0,035
20	0,33	2,50	2,93	3,66	0,037
30	0,31	2,44	2,93	3,57	0,036
40	0,33	2,60	2,69	3,49	0,035
50	0,35	2,31	2,94	3,39	0,034
60	0,33	2,35	2,73	3,20	0,032
70	0,33	2,42	2,79	3,37	0,034

Tabla C.51 Sistema O_3/UV/Magnetita 0,75g/ 10ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,33	2,59	2,84	3,67	0,037
20	0,32	2,56	2,74	3,50	0,036
30	0,34	2,35	2,79	3,27	0,033
40	0,33	2,47	2,84	3,50	0,036
50	0,31	2,52	2,90	3,65	0,037
60	0,33	2,55	2,81	3,58	0,036
70	0,33	2,49	2,75	3,42	0,035

Tabla C.52 Sistema O_3/UV/Magnetita 1,00g/ 10ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,31	2,42	2,87	3,47	0,035
20	0,31	2,41	2,86	3,44	0,035
30	0,31	2,64	2,65	3,49	0,035
40	0,31	2,33	2,65	3,08	0,031

50	0,31	2,56	2,90	3,71	0,038
60	0,31	2,44	2,93	3,57	0,036
70	0,31	2,43	2,75	3,34	0,034

Tabla C.53 Sistema O_3/Fe-C 0,50g/ 0,25% 2ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,33	2,46	2,93	3,60	0,037
20	0,33	2,35	2,73	3,20	0,032
30	0,31	2,54	2,83	3,59	0,036
40	0,31	2,38	2,93	3,48	0,035
50	0,31	2,41	2,86	3,44	0,035
60	0,31	2,41	2,92	3,51	0,036
70	0,33	2,55	2,86	3,64	0,037

Tabla C.54 Sistema O_3/Fe-C 0,50g/ 0,50% 2ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,31	2,60	2,74	3,56	0,036
20	0,31	2,63	2,64	3,47	0,035
30	0,31	2,54	2,84	3,60	0,037
40	0,33	2,46	2,88	3,54	0,036
50	0,33	2,35	2,84	3,33	0,034
60	0,31	2,56	2,65	3,39	0,034
70	0,30	2,47	2,65	3,27	0,033

Tabla C.55 Sistema O_3/Fe-C 0,50g/ 0,75% 2ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,31	2,57	2,74	3,52	0,036
20	0,31	2,58	2,83	3,65	0,037
30	0,30	2,46	2,68	3,29	0,033
40	0,31	2,44	2,83	3,45	0,035
50	0,33	2,41	2,82	3,39	0,034
60	0,33	2,34	2,94	3,43	0,035
70	0,33	2,63	2,65	3,48	0,035

Tabla C.56 Sistema O_3/Fe-C 0,50g/ 1,00% 2ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,31	2,63	2,80	3,68	0,037
20	0,35	2,44	2,73	3,33	0,034
30	0,31	2,67	2,69	3,59	0,036
40	0,33	2,34	2,74	3,20	0,032
50	0,33	2,54	2,68	3,40	0,034
60	0,33	2,38	2,83	3,36	0,034
70	0,33	2,64	2,65	3,49	0,035

Tabla C.57 Sistema O_3/Fe-C 1,00g/ 0,25% 2ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,30	2,55	2,74	3,49	0,035
20	0,31	2,67	2,74	3,65	0,037
30	0,33	2,41	2,64	3,18	0,032
40	0,31	2,58	2,84	3,66	0,037
50	0,33	2,41	2,80	3,37	0,034
60	0,33	2,35	2,65	3,11	0,031
70	0,31	2,45	2,90	3,55	0,036

Tabla C.58 Sistema O_3/Fe-C 1,00g / 0,50% 2ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,31	2,56	2,78	3,55	0,036
20	0,31	2,52	2,80	3,52	0,036
30	0,31	2,47	2,79	3,44	0,035
40	0,31	2,46	2,93	3,60	0,037
50	0,33	2,57	2,83	3,63	0,037
60	0,33	2,58	2,78	3,58	0,036
70	0,33	2,38	2,93	3,48	0,035

Tabla C.59 Sistema O_3/Fe-C 1,00g / 0,75% 2ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,33	2,33	2,78	3,23	0,033
20	0,33	2,32	2,65	3,07	0,031
30	0,33	2,38	2,80	3,33	0,034
40	0,33	2,54	2,78	3,53	0,036
50	0,33	2,35	2,93	3,44	0,035
60	0,31	2,33	2,88	3,35	0,034
70	0,30	2,48	2,94	3,64	0,037

Tabla C.60 Sistema O_3/Fe-C 1,00g / 1,00% 2ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,33	2,37	2,79	3,30	0,033
20	0,31	2,54	2,82	3,58	0,036
30	0,33	2,54	2,90	3,68	0,037
40	0,33	2,35	2,84	3,33	0,034
50	0,31	2,42	2,94	3,55	0,036
60	0,33	2,30	2,80	3,22	0,033
70	0,33	2,49	2,78	3,46	0,035

Tabla C.61 Sistema O_3/Fe-C 2,00g/ 0,25% 2ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)

10	0,33	2,47	2,78	3,43	0,035
20	0,33	2,37	2,84	3,36	0,034
30	0,31	2,38	2,79	3,32	0,034
40	0,31	2,63	2,93	3,85	0,039
50	0,33	2,55	2,87	3,65	0,037
60	0,31	2,32	2,76	3,20	0,032
70	0,33	2,44	2,78	3,39	0,034

Tabla C.62 Sistema O_3/Fe-C 2,00g / 0,50% 2ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,33	2,35	2,69	3,16	0,032
20	0,33	2,34	2,78	3,25	0,033
30	0,31	2,64	2,94	3,88	0,039
40	0,33	2,38	2,89	3,43	0,035
50	0,33	2,51	2,86	3,58	0,036
60	0,31	2,41	2,93	3,53	0,036
70	0,33	2,69	2,96	3,98	0,040

Tabla C.63 Sistema O_3/Fe-C 2,00g / 0,75% 2ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,31	2,56	2,90	3,71	0,038
20	0,31	2,63	2,79	3,66	0,037
30	0,31	2,63	2,75	3,61	0,037
40	0,33	2,36	2,68	3,16	0,032
50	0,33	2,35	2,83	3,32	0,034
60	0,30	2,67	2,82	3,76	0,038
70	0,31	2,48	2,88	3,57	0,036

Tabla C.64 Sistema O_3/Fe-C 2,00g / 1,00% 2ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,31	2,69	2,74	3,68	0,037
20	0,33	2,37	2,64	3,12	0,032
30	0,33	2,56	2,82	3,60	0,037
40	0,31	2,62	2,65	3,47	0,035
50	0,31	2,39	2,78	3,32	0,034
60	0,33	2,41	2,93	3,53	0,036
70	0,33	2,48	2,78	3,44	0,035

Tabla C.65 Sistema O_3/Fe-C 0,50g/ 0,25% 5ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,33	2,46	2,78	3,41	0,035
20	0,33	2,60	2,74	3,56	0,036
30	0,31	2,38	2,64	3,14	0,032
40	0,35	2,57	2,84	3,64	0,037

50	0,31	2,38	2,82	3,35	0,034
60	0,31	2,57	2,94	3,77	0,038
70	0,30	2,63	2,82	3,70	0,038

Tabla C.66 Sistema O_3/Fe-C 0,50g/ 0,50% 5ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,31	2,43	2,79	3,38	0,034
20	0,33	2,56	2,79	3,57	0,036
30	0,33	2,55	2,93	3,73	0,038
40	0,31	2,38	2,73	3,24	0,033
50	0,33	2,44	2,78	3,39	0,034
60	0,31	2,37	2,74	3,24	0,033
70	0,33	2,51	2,81	3,52	0,036

Tabla C.67 Sistema O_3/Fe-C 0,50g/ 0,75% 5ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,33	2,63	2,87	3,77	0,038
20	0,33	2,67	2,76	3,68	0,037
30	0,31	2,51	2,82	3,53	0,036
40	0,31	2,49	2,94	3,66	0,037
50	0,33	2,58	2,73	3,52	0,036
60	0,33	2,35	2,78	3,26	0,033
70	0,33	2,47	2,93	3,61	0,031

Tabla C.68 Sistema O_3/Fe-C 0,50g/ 1,00% 5ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,33	2,44	2,84	3,46	0,035
20	0,31	2,56	2,79	3,57	0,036
30	0,33	2,51	2,93	3,67	0,037
40	0,31	2,58	2,90	3,74	0,038
50	0,31	2,41	2,83	3,41	0,035
60	0,31	2,32	2,69	3,12	0,032
70	0,33	2,53	2,89	3,65	0,037

Tabla C.69 Sistema O_3/Fe-C 1,00g/ 0,25% 5ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,31	2,51	2,78	3,48	0,035
20	0,31	2,42	2,94	3,55	0,036
30	0,33	2,52	2,78	3,50	0,035
40	0,33	2,44	2,74	3,34	0,034
50	0,31	2,45	2,64	3,23	0,033
60	0,33	2,56	2,84	3,63	0,037
70	0,33	2,48	2,63	3,26	0,033

Tabla C.70 Sistema O_3/Fe-C 1,00g / 0,50% 5ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,31	2,33	2,80	3,26	0,033
20	0,31	2,63	2,74	3,60	0,037
30	0,33	2,67	2,64	3,52	0,036
40	0,30	2,55	2,78	3,54	0,036
50	0,33	2,58	2,83	3,65	0,037
60	0,31	2,41	2,81	3,38	0,034
70	0,33	2,35	2,74	3,21	0,033

Tabla C.71 Sistema O_3/Fe-C 1,00g / 0,75% 5ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,33	2,48	2,86	3,54	0,036
20	0,33	2,37	2,90	3,43	0,035
30	0,31	2,60	2,74	3,56	0,036
40	0,33	2,34	2,65	3,10	0,031
50	0,31	2,65	2,64	3,49	0,035
60	0,33	2,64	2,80	3,69	0,037
70	0,33	2,51	2,74	3,43	0,035

Tabla C.72 Sistema O_3/Fe-C 1,00g / 1,00% 5ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,33	2,42	2,79	3,37	0,034
20	0,31	2,41	2,93	3,53	0,036
30	0,33	2,38	2,74	3,26	0,033
40	0,33	2,33	2,64	3,07	0,031
50	0,31	2,42	2,84	3,43	0,035
60	0,31	2,51	2,90	3,63	0,037
70	0,33	2,59	2,88	3,72	0,038

Tabla C.73 Sistema O_3/Fe-C 2,00g/ 0,25% 5ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración l CO_2 (mol/L)
10	0,35	2,42	2,79	3,37	0,034
20	0,31	2,63	2,93	3,85	0,039
30	0,33	2,32	2,74	3,17	0,032
40	0,33	2,55	2,65	3,37	0,034
50	0,33	2,44	2,65	3,23	0,033
60	0,33	2,47	2,83	3,49	0,035
70	0,33	2,37	2,69	3,18	0,032

Tabla C.74 Sistema O_3/Fe-C 2,00g / 0,50% 5ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,33	2,63	2,78	3,65	0,037

20	0,33	2,53	2,94	3,71	0,038
30	0,31	2,60	2,68	3,48	0,035
40	0,30	2,63	2,83	3,72	0,038
50	0,33	2,35	2,69	3,16	0,032
60	0,33	2,41	2,83	3,41	0,035
70	0,30	2,49	2,91	3,62	0,037

Tabla C.75 Sistema O_3/Fe-C 2,00g / 0,75% 5ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,33	2,67	2,88	3,84	0,039
20	0,33	2,63	2,75	3,61	0,037
30	0,31	2,35	2,74	3,21	0,033
40	0,33	2,56	2,64	3,37	0,034
50	0,33	2,33	2,79	3,25	0,033
60	0,33	2,38	2,79	3,32	0,034
70	0,33	2,56	2,93	3,75	0,038

Tabla C.76 Sistema O_3/Fe-C 2,00g / 1,00% 5ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,32	2,41	2,69	3,24	0,033
20	0,33	2,37	2,82	3,34	0,034
30	0,33	2,46	2,90	3,56	0,036
40	0,33	2,41	2,78	3,34	0,034
50	0,35	2,53	2,93	3,70	0,038
60	0,31	2,35	2,83	3,32	0,034
70	0,30	2,63	2,79	3,66	0,037

Tabla C.77 Sistema O_3/Fe-C 0,50g/ 0,25% 10ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,30	2,32	2,74	3,17	0,032
20	0,33	2,45	2,64	3,23	0,033
30	0,30	2,34	2,65	3,10	0,031
40	0,33	2,45	2,78	3,40	0,034
50	0,33	2,44	2,94	3,58	0,036
60	0,33	2,54	2,69	3,41	0,035
70	0,31	2,35	2,9	3,40	0,034

Tabla C.78 Sistema O_3/Fe-C 0,50g/ 0,50% 10ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,33	2,46	2,78	3,41	0,035
20	0,31	2,44	2,74	3,34	0,034
30	0,31	2,58	2,64	3,40	0,034
40	0,31	2,38	2,84	3,37	0,034
50	0,33	2,37	2,74	3,24	0,033

60	0,33	2,60	2,64	3,43	0,035
70	0,33	2,32	2,69	3,12	0,032

Tabla C.79 Sistema O_3/Fe-C 0,50g/ 0,75% 10ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,31	2,64	2,79	3,68	0,037
20	0,32	2,45	2,93	3,58	0,036
30	0,31	2,61	2,68	3,49	0,035
40	0,33	2,67	2,83	3,77	0,038
50	0,31	2,63	2,69	3,53	0,036
60	0,33	2,47	2,78	3,43	0,035
70	0,30	2,45	2,81	3,44	0,035

Tabla C.80 Sistema O_3/Fe-C 0,50g/ 1,00% 10ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,30	2,56	2,65	3,39	0,034
20	0,31	2,47	2,79	3,44	0,035
30	0,32	2,35	2,93	3,44	0,035
40	0,33	2,37	2,74	3,24	0,033
50	0,31	2,32	2,64	3,06	0,031
60	0,33	2,55	2,84	3,62	0,037
70	0,31	2,63	2,94	3,86	0,039

Tabla C.81 Sistema O_3/Fe-C 1,00g/ 0,25% 10ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,33	2,45	2,79	3,41	0,035
20	0,33	2,64	2,65	3,49	0,035
30	0,31	2,35	2,74	3,21	0,033
40	0,31	2,63	2,64	3,47	0,035
50	0,31	2,58	2,90	3,74	0,038
60	0,31	2,37	2,81	3,32	0,034
70	0,31	2,38	2,69	3,20	0,032

Tabla C.82 Sistema O_3/Fe-C 1,00g / 0,50% 10ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,30	2,65	2,74	3,63	0,037
20	0,31	2,48	2,93	3,63	0,037
30	0,33	2,38	2,88	3,42	0,035
40	0,31	2,35	2,69	3,16	0,032
50	0,31	2,63	2,80	3,68	0,037
60	0,33	2,56	2,73	3,49	0,035
70	0,31	2,60	2,81	3,65	0,037

Tabla C. 83 Sistema O_3/Fe-C 1,00g / 0,75% 10ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,33	2,46	2,65	3,25	0,033
20	0,33	2,45	2,82	3,45	0,035
30	0,31	2,33	2,94	3,42	0,035
40	0,31	2,45	2,74	3,35	0,034
50	0,33	2,65	2,64	3,49	0,035
60	0,31	2,33	2,78	3,23	0,033
70	0,33	2,42	2,93	3,54	0,036

Tabla C.84 Sistema O_3/Fe-C 1,00g / 1,00% 10ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,33	2,54	2,79	3,54	0,036
20	0,31	2,63	2,93	3,85	0,039
30	0,33	2,32	2,64	3,06	0,031
40	0,31	2,43	2,88	3,49	0,035
50	0,33	2,31	2,68	3,09	0,031
60	0,31	2,38	2,83	3,36	0,034
70	0,33	2,43	2,94	3,57	0,036

Tabla C.85 Sistema O_3/Fe-C 2,00g/ 0,25% 10ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,30	2,34	2,75	3,21	0,033
20	0,31	2,54	2,69	3,41	0,035
30	0,31	2,67	2,78	3,71	0,038
40	0,31	2,34	2,81	3,28	0,033
50	0,33	2,42	2,64	3,19	0,032
60	0,33	2,41	2,84	3,42	0,035
70	0,33	2,37	2,88	3,41	0,035

Tabla C.86 Sistema O_3/Fe-C 2,00g / 0,50% 10ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,33	2,45	2,65	3,24	0,033
20	0,33	2,57	2,79	3,58	0,036
30	0,31	2,56	2,93	3,75	0,038
40	0,33	2,37	2,65	3,14	0,032
50	0,33	2,58	2,83	3,65	0,037
60	0,31	2,43	2,65	3,21	0,033
70	0,33	2,38	2,69	3,20	0,032

Tabla C.87 Sistema O_3/Fe-C 2,00g / 0,75% 10ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,33	2,46	2,74	3,37	0,034

20	0,31	2,33	2,64	3,07	0,031
30	0,30	2,47	2,78	3,43	0,035
40	0,31	2,38	2,93	3,48	0,035
50	0,33	2,33	2,75	3,20	0,032
60	0,31	2,35	2,79	3,27	0,033
70	0,33	2,34	2,93	3,42	0,035

Tabla C.88 Sistema O_3/Fe-C 2,00g / 1,00% 10ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,31	2,42	2,90	3,50	0,036
20	0,33	2,55	2,68	3,41	0,035
30	0,33	2,44	2,83	3,45	0,035
40	0,31	2,34	2,82	3,29	0,033
50	0,33	2,60	2,94	3,82	0,039
60	0,33	2,34	2,75	3,21	0,033
70	0,33	2,33	2,75	3,20	0,032

Tabla C.89 Sistema O_3/UV/Fe-C 0,50g/ 0,25% 2ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,33	2,44	2,69	3,28	0,033
20	0,31	2,35	2,78	3,26	0,033
30	0,30	2,47	2,81	3,47	0,035
40	0,33	2,63	2,79	3,66	0,037
50	0,31	2,38	2,93	3,48	0,035
60	0,36	2,37	2,83	3,35	0,034
70	0,33	2,60	2,65	3,44	0,035

Tabla C.90 Sistema O_3/UV/Fe-C 0,50g/ 0,50% 2ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,33	2,43	2,74	3,32	0,034
20	0,30	2,38	2,64	3,14	0,032
30	0,31	2,64	2,74	3,61	0,037
40	0,31	2,53	2,64	3,33	0,034
50	0,33	2,35	2,84	3,33	0,034
60	0,33	2,67	2,75	3,67	0,037
70	0,33	2,46	2,65	3,25	0,033

Tabla C.91 Sistema O_3/UV/Fe-C 0,50g/ 0,75% 2ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,31	2,45	2,69	3,29	0,033
20	0,31	2,56	2,78	3,55	0,036
30	0,31	2,32	2,64	3,06	0,031
40	0,33	2,35	2,75	3,23	0,033

50	0,31	2,63	2,83	3,72	0,038
60	0,31	2,33	2,65	3,08	0,031
70	0,31	2,63	2,69	3,53	0,036

Tabla C.92 Sistema O_3/UV/Fe-C 0,50g/ 1,00% 2ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,33	2,63	2,78	3,65	0,037
20	0,35	2,44	2,79	3,40	0,034
30	0,30	2,47	2,93	3,61	0,037
40	0,31	2,35	2,68	3,14	0,032
50	0,33	2,53	2,83	3,57	0,036
60	0,33	2,58	2,69	3,4701	0,035
70	0,33	2,63	2,78	3,65	0,037

Tabla C.93 Sistema O_3/UV/Fe-C 1,00g/ 0,25% 2ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,33	2,37	2,74	3,24	0,033
20	0,31	2,34	2,9	3,39	0,034
30	0,31	2,41	2,69	3,24	0,033
40	0,31	2,54	2,83	3,59	0,036
50	0,33	2,63	2,74	3,60	0,037
60	0,33	2,34	2,64	3,08	0,031
70	0,33	2,54	2,84	3,60	0,037

Tabla C.94 Sistema O_3/UV/Fe-C 1,00g / 0,50% 2ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,33	2,37	2,78	3,29	0,033
20	0,33	2,6	2,65	3,44	0,035
30	0,31	2,52	2,69	3,38	0,034
40	0,31	2,63	2,78	3,65	0,037
50	0,31	2,32	2,81	3,25	0,033
60	0,33	2,36	2,78	3,28	0,033
70	0,33	2,56	2,93	3,75	0,038

Tabla C.95 Sistema O_3/UV/Fe-C 1,00g / 0,75% 2ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,33	2,35	2,65	3,11	0,031
20	0,31	2,64	2,82	3,72	0,038
30	0,31	2,43	2,94	3,57	0,036
40	0,33	2,33	2,74	3,19	0,032
50	0,31	2,51	2,64	3,31	0,034
60	0,31	2,37	2,68	3,17	0,032
70	0,31	2,56	2,75	3,52	0,036

Tabla C.96 Sistema O_3/UV/Fe-C 1,00g / 1,00% 2ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,33	2,63	2,68	3,52	0,036
20	0,33	2,58	2,83	3,65	0,037
30	0,33	2,47	2,76	3,40	0,035
40	0,33	2,41	2,75	3,31	0,034
50	0,31	2,55	2,80	3,57	0,036
60	0,31	2,44	2,74	3,34	0,034
70	0,31	2,56	2,75	3,52	0,036

Tabla C.97 Sistema O_3/UV/Fe-C 2,00g/ 0,25% 2ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,33	2,43	2,74	3,32	0,034
20	0,33	2,35	2,64	3,10	0,031
30	0,30	2,53	2,84	3,59	0,036
40	0,33	2,63	2,65	3,48	0,035
50	0,31	2,64	2,90	3,82	0,039
60	0,31	2,67	2,69	3,59	0,036
70	0,31	2,54	2,78	3,53	0,036

Tabla C.98 Sistema O_3/UV/Fe-C 2,00g / 0,50% 2ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,31	2,34	2,79	3,26	0,033
20	0,31	2,67	2,93	3,91	0,040
30	0,31	2,54	2,79	3,54	0,036
40	0,33	2,32	2,93	3,39	0,034
50	0,33	2,55	2,68	3,41	0,035
60	0,31	2,63	2,78	3,65	0,037
70	0,31	2,51	2,93	3,67	0,037

Tabla C.99 Sistema O_3/UV/Fe-C 2,00g / 0,75% 2ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,31	2,63	2,68	3,52	0,036
20	0,33	2,33	2,83	3,29	0,033
30	0,33	2,63	2,68	3,52	0,036
40	0,33	2,47	2,64	3,26	0,033
50	0,33	2,38	2,93	3,48	0,035
60	0,31	2,35	2,90	3,40	0,034
70	0,31	2,37	2,79	3,30	0,033

Tabla C.100 Sistema O_3/UV/Fe-C 2,00g / 1,00% 2ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)

10	0,30	2,43	2,69	3,26	0,033
20	0,31	2,52	2,78	3,50	0,035
30	0,31	2,60	2,80	3,64	0,037
40	0,31	2,35	2,68	3,14	0,032
50	0,30	2,53	2,78	3,51	0,036
60	0,33	2,63	2,75	3,61	0,037
70	0,33	2,53	2,93	3,70	0,038

Tabla C.101 Sistema O_3/UV/Fe-C 0,50g/ 0,25% 5ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,30	2,37	2,79	3,30	0,033
20	0,30	2,56	2,75	3,52	0,036
30	0,33	2,37	2,79	3,30	0,033
40	0,33	2,45	2,93	3,58	0,036
50	0,31	2,33	2,74	3,19	0,032
60	0,31	2,64	2,64	3,48	0,035
70	0,31	2,38	2,84	3,37	0,034

Tabla C.102 Sistema O_3/UV/Fe-C 0,50g/ 0,50% 5ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,31	2,46	2,93	3,60	0,037
20	0,33	2,32	2,74	3,17	0,032
30	0,33	2,44	2,64	3,22	0,033
40	0,31	2,41	2,90	3,49	0,035
50	0,31	2,58	2,68	3,45	0,035
60	0,31	2,63	2,83	3,72	0,038
70	0,33	2,37	2,75	3,25	0,033

Tabla C.103 Sistema O_3/UV/Fe-C 0,50g/ 0,75% 5ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,33	2,53	2,68	3,39	0,034
20	0,31	2,63	2,78	3,65	0,037
30	0,31	2,63	2,83	3,72	0,038
40	0,31	2,35	2,75	3,23	0,033
50	0,33	2,33	2,65	3,08	0,031
60	0,33	2,47	2,64	3,26	0,033
70	0,33	2,63	2,78	3,65	0,037

Tabla C.104 Sistema O_3/UV/Fe-C 0,50g/ 1,00% 5ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,33	2,43	2,84	3,45	0,035
20	0,31	2,32	2,82	3,27	0,033
30	0,31	2,55	2,94	3,74	0,038
40	0,31	2,55	2,78	3,54	0,036

50	0,31	2,33	2,94	3,42	0,035
60	0,33	2,44	2,78	3,39	0,034
70	0,33	2,56	2,93	3,75	0,038

Tabla C.105 Sistema O_3/UV/Fe-C 1,00g/ 0,25% 5ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,33	2,60	2,79	3,62	0,037
20	0,33	2,67	2,93	3,91	0,040
30	0,33	2,55	2,65	3,37	0,034
40	0,33	2,41	2,90	3,49	0,035
50	0,33	2,33	2,78	3,23	0,033
60	0,33	2,47	2,94	3,63	0,037
70	0,33	2,63	2,78	3,65	0,037

Tabla C.106 Sistema O_3/UV/Fe-C 1,00g / 0,50% 5ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,33	2,56	2,75	3,52	0,036
20	0,33	2,46	2,68	3,29	0,033
30	0,33	2,63	2,78	3,65	0,037
40	0,33	2,53	2,79	3,52	0,036
50	0,33	2,35	2,93	3,44	0,035
60	0,33	2,35	2,69	3,16	0,032
70	0,33	2,47	2,78	3,43	0,035

Tabla C.107 Sistema O_3/UV/Fe-C 1,00g / 0,75% 5ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,33	2,45	2,65	3,24	0,033
20	0,33	2,54	2,74	3,47	0,035
30	0,31	2,63	2,78	3,65	0,037
40	0,31	2,35	2,93	3,44	0,035
50	0,31	2,44	2,75	3,35	0,034
60	0,33	2,43	2,68	3,25	0,033
70	0,33	2,47	2,73	3,37	0,034

Tabla C.108 Sistema O_3/UV/Fe-C 1,00g / 1,00% 5ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,33	2,45	2,75	3,36	0,034
20	0,33	2,64	2,68	3,53	0,036
30	0,31	2,63	2,83	3,72	0,038
40	0,31	2,33	2,90	3,37	0,034
50	0,31	2,32	2,69	3,12	0,032
60	0,33	2,45	2,78	3,40	0,034
70	0,33	2,38	2,81	3,34	0,034

Tabla C.109 Sistema O_3/UV/Fe-C 2,00g/ 0,25% 5ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,33	2,56	2,79	3,57	0,036
20	0,33	2,56	2,93	3,75	0,038
30	0,33	2,63	2,65	3,48	0,035
40	0,33	2,67	2,74	3,65	0,037
50	0,31	2,37	2,64	3,12	0,032
60	0,31	2,55	2,84	3,61	0,037
70	0,31	2,38	2,79	3,32	0,034

Tabla C.110 Sistema O_3/UV/Fe-C 2,00g / 0,50% 5ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,33	2,45	2,74	3,35	0,034
20	0,33	2,35	2,64	3,10	0,031
30	0,31	2,35	2,78	3,26	0,033
40	0,31	2,38	2,93	3,48	0,035
50	0,31	2,67	2,82	3,76	0,038
60	0,33	2,56	2,94	3,76	0,038
70	0,33	2,37	2,91	3,44	0,035

Tabla C.111 Sistema O_3/UV/Fe-C 2,00g / 0,75% 5ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,33	2,68	2,79	3,73	0,038
20	0,31	2,55	2,93	3,73	0,038
30	0,31	2,32	2,83	3,28	0,033
40	0,31	2,44	2,78	3,39	0,034
50	0,33	2,33	2,94	3,42	0,035
60	0,33	2,43	2,77	3,36	0,034
70	0,33	2,56	2,69	3,44	0,035

Tabla C.112 Sistema O_3/UV/Fe-C 2,00g / 1,00% 5ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,33	2,67	2,68	3,57	0,036
20	0,33	2,54	2,75	3,49	0,035
30	0,33	2,32	2,79	3,23	0,033
40	0,33	2,38	2,93	3,48	0,035
50	0,33	2,67	2,90	3,87	0,039
60	0,33	2,44	2,69	3,28	0,033
70	0,33	2,63	2,78	3,65	0,037

Tabla C.113 Sistema O_3/UV/Fe-C 0,50g/ 0,25% 10ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)

10	0,33	2,58	2,68	3,45	0,035
20	0,33	2,35	2,74	3,21	0,033
30	0,33	2,47	2,64	3,26	0,033
40	0,31	2,36	2,84	3,35	0,034
50	0,31	2,44	2,79	3,40	0,034
60	0,31	2,38	2,93	3,48	0,035
70	0,33	2,45	2,75	3,36	0,034

Tabla C.114 Sistema O_3/UV/Fe-C 0,50g/ 0,50% 10ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,33	2,56	2,68	3,43	0,035
20	0,31	2,34	2,83	3,31	0,034
30	0,33	2,60	2,69	3,49	0,035
40	0,31	2,63	2,78	3,65	0,037
50	0,33	2,54	2,81	3,56	0,036
60	0,33	2,56	2,74	3,50	0,036
70	0,33	2,35	2,64	3,10	0,031

Tabla C.115 Sistema O_3/UV/Fe-C 0,50g/ 0,75% 10ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,30	2,34	2,79	3,26	0,033
20	0,33	2,48	2,93	3,63	0,037
30	0,33	2,56	2,65	3,39	0,034
40	0,31	2,60	2,74	3,56	0,036
50	0,31	2,63	2,64	3,47	0,035
60	0,31	2,47	2,84	3,50	0,036
70	0,33	2,33	2,83	3,29	0,033

Tabla C.116 Sistema O_3/UV/Fe-C 0,50g/ 1,00% 10ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,33	2,66	2,78	3,69	0,037
20	0,33	2,56	2,93	3,75	0,038
30	0,33	2,35	2,82	3,31	0,034
40	0,33	2,32	2,94	3,41	0,035
50	0,33	2,55	2,65	3,37	0,034
60	0,33	2,41	2,79	3,36	0,034
70	0,33	2,60	2,93	3,80	0,039

Tabla C.117 Sistema O_3/UV/Fe-C 1,00g/ 0,25% 10ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,33	2,45	2,79	3,41	0,035
20	0,33	2,56	2,93	3,75	0,038
30	0,33	2,44	2,90	3,53	0,036
40	0,33	2,47	2,69	3,32	0,034

50	0,33	2,38	2,78	3,30	0,033
60	0,33	2,45	2,68	3,28	0,033
70	0,30	2,32	2,93	3,39	0,034

Tabla C.118 Sistema O_3/UV/Fe-C 1,00g / 0,50% 10ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,33	2,43	2,84	3,45	0,035
20	0,31	2,35	2,72	3,19	0,032
30	0,31	2,67	2,74	3,65	0,037
40	0,31	2,64	2,64	3,48	0,035
50	0,30	2,61	2,84	3,70	0,038
60	0,31	2,64	2,82	3,72	0,038
70	0,31	2,60	2,94	3,82	0,039

Tabla C.119 Sistema O_3/UV/Fe-C 1,00g / 0,75% 10ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,30	2,33	2,93	3,41	0,035
20	0,33	2,32	2,79	3,23	0,033
30	0,33	2,35	2,93	3,44	0,035
40	0,33	2,58	2,78	3,58	0,036
50	0,32	2,44	2,93	3,57	0,036
60	0,34	2,41	2,84	3,42	0,035
70	0,31	2,35	2,75	3,23	0,033

Tabla C.120 Sistema O_3/UV/Fe-C 1,00g / 1,00% 10ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,33	2,56	2,75	3,52	0,036
20	0,33	2,55	2,90	3,69	0,037
30	0,33	2,41	2,86	3,44	0,035
40	0,33	2,47	2,90	3,58	0,036
50	0,30	2,33	2,74	3,19	0,032
60	0,33	2,35	2,68	3,14	0,032
70	0,33	2,58	2,83	3,65	0,037

Tabla C.121 Sistema O_3/UV/Fe-C 2,00g/ 0,25% 10ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,33	2,34	2,75	3,21	0,033
20	0,33	2,42	2,82	3,41	0,035
30	0,31	2,48	2,94	3,64	0,037
40	0,31	2,41	2,68	3,22	0,033
50	0,31	2,38	2,65	3,15	0,032
60	0,33	2,42	2,79	3,37	0,034
70	0,33	2,42	2,93	3,54	0,036

Tabla C.122 Sistema O_3/UV/Fe-C 2,00g / 0,50% 10ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,33	2,47	2,78	3,43	0,035
20	0,31	2,55	2,94	3,74	0,038
30	0,30	2,69	2,86	3,84	0,039
40	0,33	2,63	2,90	3,81	0,039
50	0,33	2,39	2,74	3,27	0,033
60	0,33	2,63	2,80	3,68	0,037
70	0,30	2,67	2,81	3,75	0,038

Tabla C.123 Sistema O_3/UV/Fe-C 2,00g / 0,75% 10ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,33	2,44	2,75	3,35	0,034
20	0,33	2,56	2,69	3,44	0,035
30	0,33	2,64	2,68	3,53	0,036
40	0,33	2,64	2,78	3,66	0,037
50	0,31	2,32	2,81	3,25	0,033
60	0,31	2,46	2,83	3,48	0,035
70	0,31	2,49	2,79	3,47	0,035

Tabla C.124 Sistema O_3/UV/Fe-C 2,00g / 1,00% 10ppm

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,33	2,47	2,93	3,61	0,037
20	0,33	2,57	2,87	3,68	0,037
30	0,31	2,62	2,90	3,79	0,039
40	0,31	2,58	2,74	3,53	0,036
50	0,31	2,63	2,64	3,47	0,035
60	0,33	2,47	2,68	3,30	0,033
70	0,33	2,71	2,83	3,83	0,039

Tabla C. 125 Sistema O_3/Lampara/Fe 1,00g 10ppm para fenol

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,33	2,37	2,69	3,18	0,032
20	0,33	2,48	2,78	3,44	0,035
30	0,30	2,43	2,83	3,43	0,035
40	0,33	2,35	2,79	3,27	0,033
50	0,33	2,46	2,93	3,60	0,037
60	0,30	2,54	2,84	3,60	0,037
70	0,33	2,67	2,85	3,80	0,039

Tabla C. 126 Sistema O_3/Lampara/Fe 5,00g 10ppm para fenol

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)

10	0,33	2,39	2,86	3,41	0,035
20	0,33	2,46	2,90	3,56	0,036
30	0,33	2,32	2,74	3,17	0,032
40	0,30	2,38	2,68	3,18	0,032
50	0,33	2,41	2,83	3,41	0,035
60	0,33	2,34	2,74	3,20	0,032
70	0,33	2,57	2,83	3,63	0,037

Tabla C. 127 Sistema O_3/Lampara/Fe 1,00g 50ppm para dodecilbencenosulfonato de sodio

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,33	2,39	2,82	3,36	0,034
20	0,31	2,44	2,94	3,58	0,036
30	0,31	2,63	2,79	3,66	0,037
40	0,31	2,58	2,93	3,77	0,038
50	0,35	2,53	2,84	3,59	0,036
60	0,33	2,63	2,65	3,48	0,035
70	0,33	2,58	2,92	3,76	0,038

Tabla C. 128 Sistema O_3/Lampara/Fe 5,00g 50ppm para dodecilbencenosulfonato de sodio

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,31	2,47	2,74	3,38	0,034
20	0,33	2,44	2,83	3,45	0,035
30	0,33	2,37	2,93	3,47	0,035
40	0,33	2,51	2,95	3,70	0,038
50	0,33	2,32	2,86	3,31	0,034
60	0,33	2,34	2,90	3,39	0,034
70	0,33	2,64	2,74	3,61	0,037

Tabla C.129 Sistema O_3/Lampara/Fe 1,00g 100ppm para dodecilbencenosulfonato de sodio

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,33	2,39	2,69	3,21	0,033
20	0,30	2,46	2,78	3,41	0,035
30	0,33	2,47	2,81	3,47	0,035
40	0,31	2,58	2,8	3,61	0,037
50	0,31	2,59	2,65	3,43	0,035
60	0,31	2,36	2,68	3,16	0,032
70	0,33	2,41	2,83	3,41	0,035

Tabla C. 130 Sistema O_3/Lampara/Fe 5,00g 100ppm para dodecilbencenosulfonato de sodio

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)

10	0,33	2,29	2,86	3,27	0,033
20	0,30	2,35	2,68	3,14	0,032
30	0,33	2,58	2,83	3,65	0,037
40	0,31	2,32	2,79	3,23	0,033
50	0,31	2,38	2,93	3,48	0,035
60	0,31	2,56	2,67	3,41	0,035
70	0,33	2,53	2,88	3,64	0,037

Tabla C. 131 Sistema O_3/Lampara/Fe 1,00g 200ppm para dodecilbencenosulfonato de sodio

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,31	2,41	2,83	3,41	0,035
20	0,33	2,64	2,75	3,63	0,037
30	0,33	2,53	2,78	3,51	0,036
40	0,33	2,58	2,94	3,79	0,038
50	0,33	2,45	2,84	3,47	0,035
60	0,33	2,39	2,74	3,27	0,033
70	0,33	2,51	2,68	3,36	0,034

Tabla C. 132 Sistema O_3/Lampara/Fe 5,00g 200ppm para dodecilbencenosulfonato de sodio

t reacción (min)	t retención (min)	Base (cm)	Altura (cm)	Area (cm^2)	Concentración CO_2 (mol/L)
10	0,33	2,56	2,90	3,71	0,038
20	0,33	2,67	2,74	3,65	0,037
30	0,33	2,53	2,64	3,33	0,034
40	0,33	2,58	2,84	3,66	0,037
50	0,30	2,61	2,82	3,68	0,037
60	0,33	2,49	2,94	3,66	0,037
70	0,33	2,53	2,65	3,35	0,034

ANEXO D

APENDICE A
MODELO DE CÁLCULO PARA EL ANÁLISIS E INTERPRETACIÓN DE DATOS

1. Preparación de la solución madre de contaminante

$$\text{Concentración (ppm)} = \frac{\text{Masa (mgr)}}{\text{Volumen Solución (L)}}$$

2. Preparación de los patrones para la curva de calibración de DQO a partir de la solución madre de contaminante

$$Cc^{*}Vc = Cd^{*}\,Vd \Rightarrow Cd = (Cc^{*}Vc)/\,Vd$$

Donde:

Cc; es la concentración de la solución madre

Cd; es la concentración de la solución de contaminante diluida

Vc; es el volumen de alícuota de la solución madre

Vd; es el volumen de la solución de concentración diluida

3. Determinación de la DQO en las soluciones para la curva de calibración

DQO_X ; es el valor de la DQO a un tiempo de reacción determinado.

Es importante señalar que los porcentajes (%) de conversión son aditivos a medio que va transcurriendo la reacción. EXPLICAR ADITIVO

Para realizar la curva de calibración se prepararón un conjunto de soluciones de cada uno de los contaminantes en rangos de: 1 a 17 ppm para el fenol y 25 a 600 ppm para el dodecilbencenosulfonato de sodio. Dichas soluciones fueron sometidas a DQO según el procedimiento indicado con anterioridad, luego se medió su absorbancia en un espectrofotómetro UV a 420 nm y se graficó la absorbancia en función de la DQO. Las muestras obtenidas durantes las diferentes reacciones fueron ubicadas en la curva de calibración que corresponda y por extrapolación se obtuvo su DQO experimental.

6. Determinación de la concentración de ozono (O_3), por medio de titulación yodométrica con tiosulfato de sodio ($Na_2S_2O_3$)

En el punto de equivalencia (eq.) de la titulación se cumple que:

$$\#\ eq.\ O_3 = \#\ eq.\ Na_2S_2O_3$$

Donde:

eq. = (masa / peso eq.) = Normalidad (N) * Volumen de solución (Vsol)

Y el peso eq. = peso molecular / # electrones transferidos

Nos queda la ecuación original:

De acuerdo con el estandar para la determinación del Carbón Orgánico, 1 ml de solución de Dicromato 1N contiene 49.03 mg de K2Cr2O7 y oxida 3 mg de Carbón equivalentes a una DQO de 8 mg de Oxígeno. De allí que la ecuación para la determinación de la DQO sea de la siguiente forma:

$$DQO = 8/3. \frac{\left(\text{Concentración de la Muestra (ppm)}\right)\left(\text{Peso Molecular del dicromato de Potasio}\right)}{\left(\text{Peso Molecular de contaminante}\right)}$$

4. Determinación de la DQO de las muestras líquidas empleando la curva de calibración

Sabiendo que la ecuación de la recta que rige la curva de calibración de la DQO es:

$ABS = -a \times DQO + b \Rightarrow DQO = (ABS - b) / -a$

Donde: ABS; es el valor de Absorbancia de la muestra líquida.

5. Determinación del porcentaje (%) de conversión de contaminante por DQO

$\%\ \text{Conversión} = ((DQO_0 - DQO_X)/ DQO_0) * 100$

Donde: DQO_0 ; es el valor de la DQO del tiempo anterior

$$(\text{Masa de } O_3 / \text{ peso eq.}) = N_{Na2S2O3} * V_{Na2S2O3}$$

$$\text{Masa de } O_3 = N_{Na2S2O3} * V_{Na2S2O3} * (\text{peso molecular } O_3 / \#\ \text{electrones})$$

Debido a que la reacción de redox para el ozono es la siguiente:

$$2e^- + O_3 + 2H^+ \rightarrow O_2 + H_2O$$

La ecuación queda:

$$\text{Masa de } O_3 = N_{Na2S2O3} * V_{Na2S2O3} * (\text{peso molecular } O_3 / 2\ \text{eq/mol})$$

Siendo

Concentración de O_3 = Masa de O_3 (mgr) / Volumen de Alícuota (L)

7. Determinación de la fracción de ozono consumido

$$X_F^{ozono} = ([O_3]_o - [O_3]_{final}) / [O_3]_o$$

Gráfico. Curva de Calibración para fenoles

APENDICE B
CURVAS DE CALIBRACION

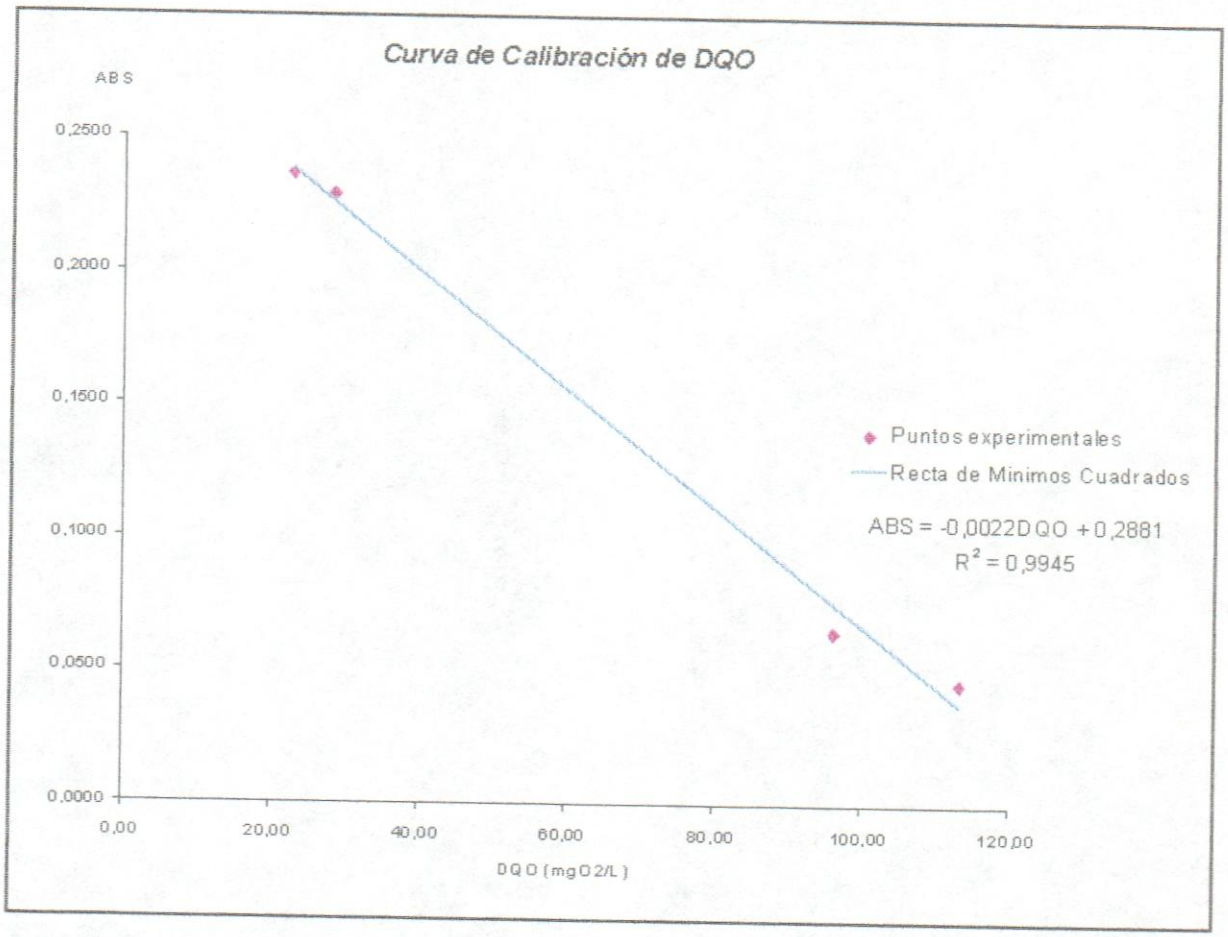

Gráfico DB1. Curva de Calibración para la DQO de fenol

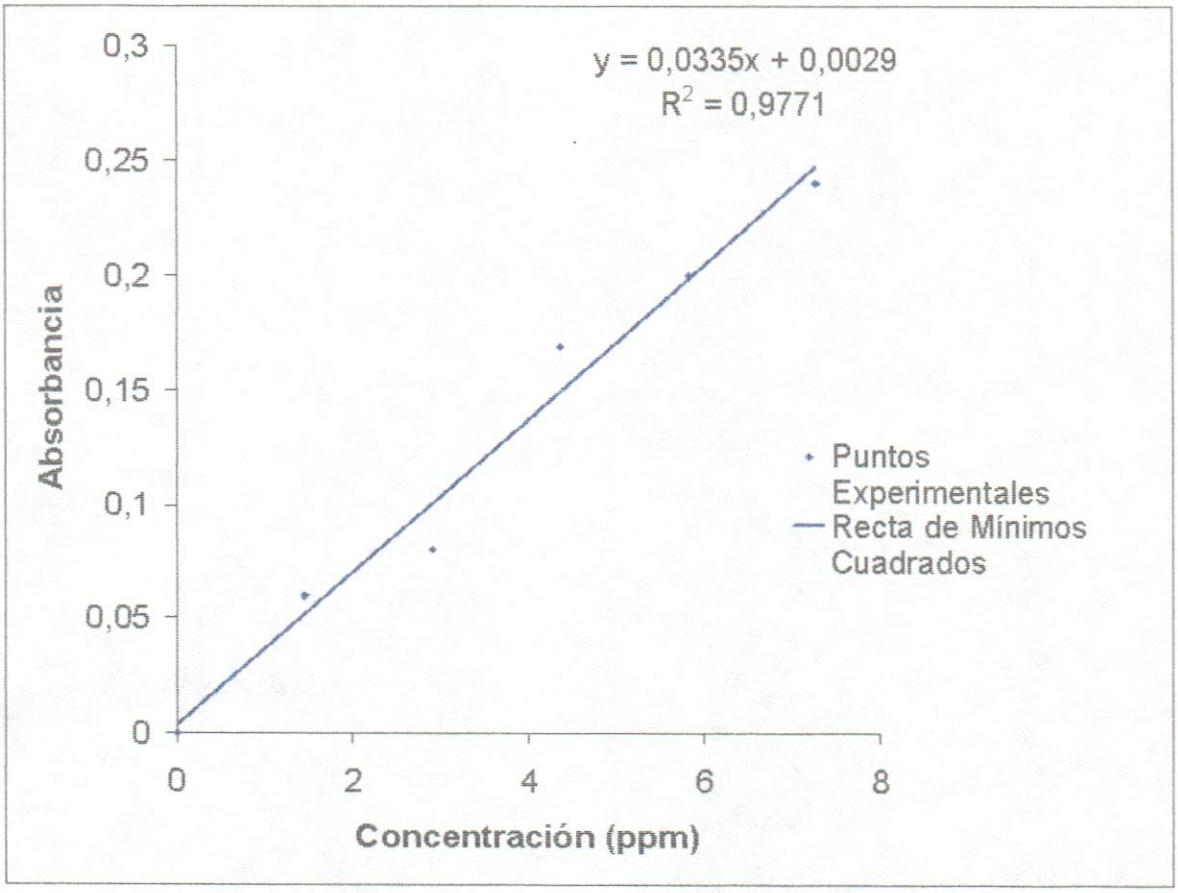

Gráfico DB2. Curva de Calibración para la DQO de dodecilbencenosulfonato de sodio

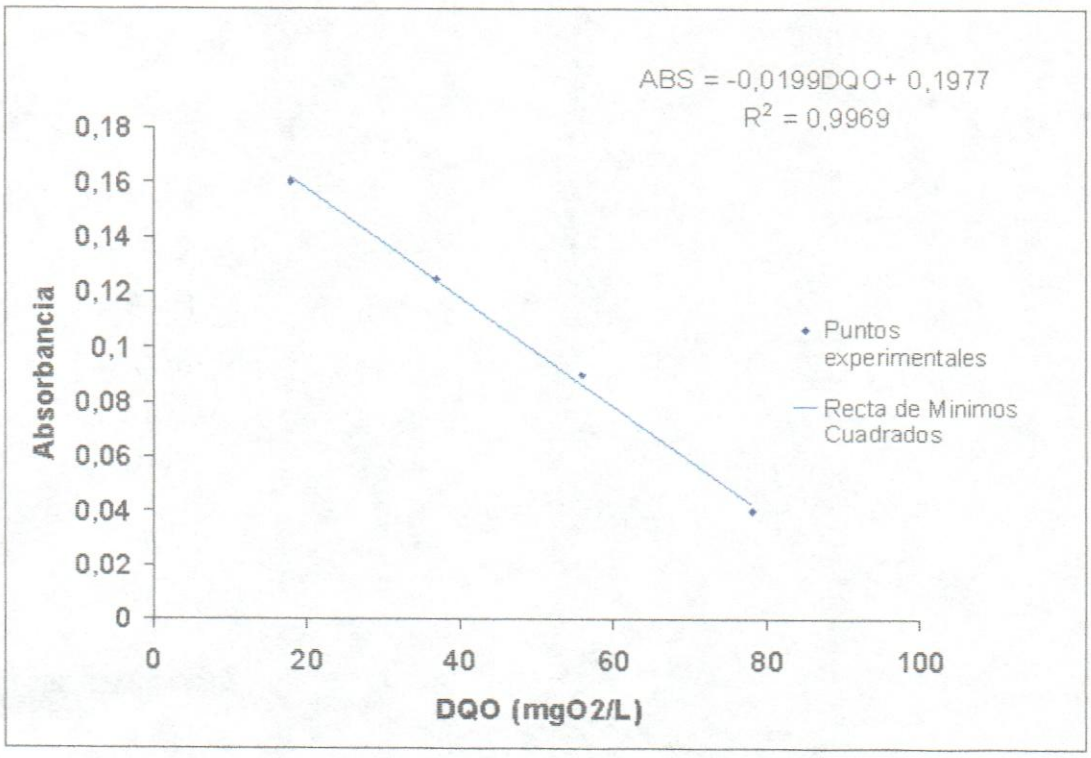

Gráfico DB3. Curva de Calibración para hierro soluble

GLOSARIO

Símbolos

O_3	Ozono
$OH^{\bullet}$	Radicales hidroxilos
λ	Longitud de onda
k	Constante cinética de reacción
Co	Concentración inicial
C	Concentración a un tiempo determinado
t	Tiempo
T	Temperatura

Abreviaturas

POA	Proceso de oxidación avanzada
TOA	Tecnología de oxidación avanzada
DRX	Difracción de rayos X
DQO	Demanda Química de Oxígeno
UV	Ultravioleta
NB	Nitrobenceno
DBS	Dodecilbencenosulfonato de sodio
BTEX	Compuestos monoaromáticos
VOCs	Compuestos orgánicos volátiles
BPCs	Bifenilos policlorados