

PROGRAMA DE MAESTRÍA Y DOCTORADO
EN INGENIERÍA

EVALUACIÓN DE LA BIODEGRADABILIDAD DE
DIFERENTES AGUAS RESIDUALES PRETRATADAS
CON MÉTODO FENTON

TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE:
MAESTRA EN INGENIERÍA (AMBIENTAL)

PRESENTA

LUZ MARIA LAZCANO ARRIOLA

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

Director de Tesis: Dr. Alfonso Durán Moreno

México, D.F. 2003



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

Gracias a Dios

Por la oportunidad de disfrutar
de las cosas que nos ofrece

Gracias a mi esposo Fede

Por su amor y por compartir
juntos este proyecto

Gracias a mi familia

Papa, mama y hermana
Por su apoyo incondicional

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

AGRADECIMIENTOS

Al Dr. Alfonso Durán Moreno por su dedicación y asesoría para este proyecto de tesis.

A cada uno de los integrantes del jurado asignado por sus comentarios para mejorar este trabajo.

Al PIQAYQA y su personal por permitirme hacer uso de sus instalaciones y poder realizar con éxito la etapa experimental de mi trabajo.

Al CONACyT por otorgarme como estudiante una beca la cual me permitió concluir mis estudios de Maestría.

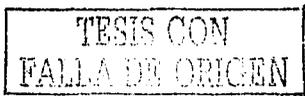
A cada una de las personas que se cruzaron en mi camino y participaron en mi formación.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

ÍNDICE

	Página
ÍNDICE DE TABLAS	iv
ÍNDICE DE FIGURAS Y FOTOS	v
RESUMEN	vii
ABSTRACT	viii
1. INTRODUCCIÓN	1
1.1 Justificación	2
1.2 Objetivo general	3
1.3 Objetivos particulares	3
1.4 Hipótesis	3
1.5 Alcances	3
2. MARCO TEÓRICO	4
2.1 Procesos avanzados de oxidación	5
2.2 Aspectos generales de la reacción de Fenton	5
2.2.1 Definición	5
2.2.2 Factores que influyen en la reacción de Fenton	8
2.2.2.1 Efecto de la concentración de hierro (ferroso o férrico)	8
2.2.2.2 Efecto del estado de oxidación del hierro (ferroso o férrico)	9
2.2.2.3 Efecto de la concentración de peróxido de hidrógeno	9
2.2.2.4 Efecto de la temperatura	11
2.2.2.5 Efecto del pH	12
2.2.2.6 Efecto del tiempo de reacción	12
2.2.3 Avances en la investigación de las aplicaciones del reactivo de Fenton	13
2.3 Generalidades del proceso de coagulación-floculación	16
2.3.1 Definición	16
2.3.2 Factores que afectan la coagulación	18
2.3.2.1 Valencia	18
2.3.2.2 Capacidad de cambio	18
2.3.2.3 Tamaño de las partículas	18
2.3.2.4 pH	18
2.3.2.5 Temperatura	19
2.3.2.6 Relación cantidad-tiempo	19

Autor: _____
 UNAM a través de la Facultad de Ingeniería y Arquitectura
 Contratación de servicios de consultoría y asesoría
 NOMBRE: Luz María Lazcano
 FECHA: 14 Nov. 2003
 FIRMA: [Firma]



2.3.2.7 Alcalinidad	19
2.3.3 Coagulantes	19
2.3.3.1 Coagulantes inorgánicos	20
2.3.3.2 Características de los coagulantes	20
2.4 Aspectos generales sobre la biodegradación	23
2.4.1 Definición	23
2.4.2 Mecanismos de biodegradación	24
2.4.3 Demanda bioquímica de oxígeno (DBO)	26
2.4.4 Pruebas de biodegradabilidad	28
2.4.4.1 Pruebas de biodegradabilidad aerobia rápida	29
2.4.4.2 Pruebas de biodegradabilidad aerobia intrínseca	32
2.4.4.3 Pruebas de simulación	32
2.4.5 Factores fisicoquímicos que influyen en la biodegradabilidad	33
2.5 Características de las aguas residuales en estudio	34
2.5.1 Características generales de la Planta de Tratamiento de Ciudad Universitaria (PTARCU)	36
2.5.2 Características generales del Gran Canal de Desagüe de la Ciudad de México (GCD)	37
2.5.3 Características generales de la Planta de Tratamiento de aguas residuales ECCACIV	39
3. METODOLOGÍA	41
3.1 Aplicación del pretratamiento al agua residual	41
3.1.1 Caracterización del agua residual cruda	41
3.1.2 Pretratamiento a los diferentes efluentes	44
3.2 Aplicación de la prueba de biodegradabilidad aerobia rápida OECD 301-A a las aguas residuales pretratadas con ambos métodos	45
3.2.1 Preparación de las muestras para evaluar la biodegradabilidad	45
3.2.2 Parámetros fisicoquímicos complementarios a evaluar durante la aplicación de la prueba OECD 301-A	48
3.2.3 Montaje de la prueba OECD 301-A	49
4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	50
4.1 Agua residual de tipo doméstico (PTARCU)	51

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

4.2 Agua residual de tipo municipal (Gran Canal de Desagüe)	62
4.3 Agua residual de tipo industrial (ECCACIV)	71
5. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	79
BIBLIOGRAFÍA	82
ANEXO A Tecnologías de oxidación avanzada	A1
ANEXO B Parámetros fisicoquímicos	B1
ANEXO C Análisis Estadístico	C1
ANEXO D Gráficas de los parámetros fisicoquímicos	D1
ANEXO E Pruebas de biodegradabilidad	E1
ANEXO F Reporte fotográfico	F1

TESIS CON
FALLA DE ORDEN

ÍNDICE DE TABLAS

Página

Tabla 2.1	Tecnologías avanzadas de oxidación	5
Tabla 2.2	Poder de oxidación de algunas especies oxidantes	10
Tabla 2.3	Usos más comunes del peróxido de hidrógeno en la industria	11
Tabla 2.4	Reacción química de las sales en el proceso de coagulación	22
Tabla 2.5	Poder relativo de los electrolitos inorgánicos coagulantes	22
Tabla 2.6	Características de los coagulantes y floculantes más comunes	23
Tabla 2.7	DBO medible con diferentes diluciones de la muestra	27
Tabla 2.8	Comparación de características de las pruebas de biodegradabilidad aerobia rápida (OECD, 1992a)	31
Tabla 2.9	Características de tres diferentes tipos de aguas residuales	35
Tabla 2.10	Caracterización del agua residual GCD (valores promedio)	38
Tabla 3.1	Parámetros fisicoquímicos y técnicas analíticas empleadas en la caracterización del agua residual	44
Tabla 3.2	Composición de las soluciones preparadas para el estudio de biodegradabilidad	48
Tabla 4.1	Características fisicoquímicas del agua residual de tipo doméstico	51
Tabla 4.2	Porcentaje de remoción de carbono orgánico disuelto en los controles empleados para la prueba OECD 301-A	53
Tabla 4.3	Porcentaje de remoción de carbono orgánico disuelto (COD) en los controles empleados durante la prueba de biodegradabilidad para a) Fenton, y b) coagulación-floculación	54
Tabla 4.4	Porcentaje de remoción de carbono orgánico disuelto (COD), en el agua residual de tipo doméstico	55
Tabla 4.5	Características fisicoquímicas del agua residual de tipo municipal.	63
Tabla 4.6	Porcentaje de remoción de carbono orgánico disuelto en los controles empleados para la prueba OECD 301-A	64
Tabla 4.7	Porcentaje de remoción de carbono orgánico disuelto (COD) en los controles empleados durante la prueba de biodegradabilidad para a) Fenton, y b) coagulación-floculación	65
Tabla 4.8	Porcentaje de remoción de carbono orgánico disuelto (COD), en el agua residual municipal	66
Tabla 4.9	Determinación óptima de reactivo de Fenton para el agua residual de tipo industrial	71
Tabla 4.10	Características fisicoquímicas del agua residual de tipo industrial	72
Tabla 4.11	Porcentaje de remoción de carbono orgánico disuelto para el agua cruda en los controles empleados para la prueba OECD 301-A	73
Tabla 4.12	Porcentaje de remoción de carbono orgánico disuelto (COD) en los controles empleados durante la prueba de biodegradabilidad para a) Fenton, y para b) coagulación-floculación	73
Tabla 4.13	Porcentaje de remoción de carbono orgánico disuelto (COD), en el agua residual de tipo industrial	75
Tabla 4.14	Producción de lodos y costos para algunos agentes coagulantes y para el método de Fenton	78

ÍNDICE DE FIGURAS Y FOTOS

		Página
Figura 2.1	Efecto del pH en la reacción del método de Fenton	12
Figura 2.2	Perfil típico de la evolución del pH en las reacciones de Fenton	12
Figura 2.3	Proceso de coagulación-floculación de una partícula	17
Figura 2.4	Diagrama de bloques del proceso de ECCACIV	40
Figura 3.1	Diagrama general de las actividades realizadas	42
Figura 3.2	Diagrama de cada corrida para la prueba de biodegradabilidad	46
Figura. 4.1	Porcentajes de remoción de los parámetros fisicoquímicos para la coagulación-floculación y método de Fenton en el agua residual de tipo doméstico	52
Figura 4.2	Concentración residual de carbono orgánico disuelto (COD) en el agua residual de tipo doméstico	55
Figura 4.3	Modelo cinético de primer orden para a) el agua residual cruda, b) agua tratada con método de Fenton y c) agua tratada con el proceso de coagulación-floculación	57
Figura 4.4	Porcentajes de remoción de los parámetros fisicoquímicos evaluados durante la prueba de biodegradabilidad	59
Figura 4.5	Valores residuales de los parámetros fisicoquímicos a) N-Tot, b) DQO, c) N-NH ₃ y d) SSV analizados durante la prueba de biodegradabilidad para el agua cruda y pretratada con método de Fenton y el proceso de coagulación-floculación	61
Figura 4.6	Porcentajes de remoción de los parámetros fisicoquímicos para el proceso de coagulación-floculación y método de Fenton en el agua residual de tipo municipal	63
Figura 4.7	Concentración residual de COD en el agua residual de tipo municipal	65
Figura 4.8	Modelo cinético de primer orden para a) el agua residual cruda, b) agua tratada con método de Fenton, y c) agua tratada con el proceso de coagulación-floculación	67
Figura 4.9	Porcentaje de remoción de los parámetros fisicoquímicos durante la prueba de biodegradabilidad	68
Figura 4.10	Valores residuales de los parámetros fisicoquímicos a) N-Tot, b) DQO, c) SSV, d) N-NH ₃ , analizados durante la prueba de biodegradabilidad para el agua cruda y pretratada con método de Fenton y el proceso de coagulación-floculación	70
Figura 4.11	Porcentajes de remoción de los parámetros fisicoquímicos para el proceso de coagulación-floculación y método de Fenton en el agua residual de tipo industrial	72
Figura 4.12	Concentración residual de carbono orgánico disuelto (COD) en el agua residual de tipo industrial	74
Figura 4.13	Modelo cinético de primer orden para a) el agua residual cruda, b) agua tratada con método de Fenton y c) agua tratada con el proceso de coagulación-floculación	76
Figura 4.14	Porcentajes de remoción de los parámetros fisicoquímicos evaluados durante la prueba de biodegradabilidad	77
Figura 4.15	Valores residuales de los parámetros fisicoquímicos a) N-Tot, b) DQO, c) SSV y d) N-NH ₃ , analizados durante la prueba de biodegradabilidad para el agua cruda y pretratada con método de Fenton y el proceso de coagulación-floculación	

Foto 3.1	Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de Cd. Universitaria	43
Foto 3.2	Planta de Tratamiento de Aguas residuales ECCACIV	43
Foto 3.3	Equipo clásico de prueba de jarras	45
Foto 3.4	Incubadora orbital utilizada para la prueba de biodegradabilidad	50

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

RESUMEN

El objetivo principal de este trabajo es evaluar el efecto del reactivo de Fenton en la biodegradabilidad de contaminantes de tres tipos diferentes de aguas residuales: doméstico, municipal e industrial. El trabajo experimental fue dividido en tres etapas principales: 1) Caracterización del agua residual, evaluación de los parámetros fisicoquímicos: pH, color, turbiedad, DQO, DBO₅, SST, N-tot Kjeldahl, N-NH₃ y carbono orgánico disuelto (COD); 2) Tratamiento con dos procesos diferentes: oxidación avanzada (método de Fenton) y coagulación-floculación convencional con cloruro férrico, comparar el efecto en la biodegradabilidad con los dos el procesos. De acuerdo a la recomendación de trabajos anteriores, la prueba de descontaminación de aguas residuales doméstica y municipal se realizó con las dosis de hierro de 25 mg/L. En el caso del agua residual industrial, la dosis óptima de hierro fue de 500 mg/L; y 3) Evaluación de la biodegradabilidad a través de la prueba de biodegradabilidad aerobia rápida OCDE 301-A. Para los tres tipos de aguas residuales estudiadas en este trabajo, se obtuvieron los mejores resultados de parámetros fisicoquímicos con el reactivo de Fenton comparado con la coagulación-floculación. En el caso de la prueba realizada con el agua residual doméstico, se obtuvieron los siguientes resultados: nitrógeno amoniacal (71%), color (53%), DQO (57%) y sólidos suspendidos totales (79%). Según el criterio de la prueba de biodegradabilidad, el agua cruda y tratada de tipo doméstico fue considerada como rápidamente biodegradable. Se removió un 85% de la materia orgánica, mientras que con el proceso de la coagulación se obtuvieron sólo 64% de remoción de la materia orgánica. Los resultados de la prueba experimental realizados con las muestras del agua residual municipal con el reactivo de Fenton fue posible obtener porcentajes superiores de remoción de turbiedad (94%), color (67%), DQO (47%), DBO₅ (47%) y SST (73%), comparado con los resultados obtenidos con la coagulación-floculación (la turbiedad 90%, colore 4%, DQO 47%, BOD 33% y SST 65%). Con la prueba de biodegradabilidad, el agua cruda y tratada con coagulación-floculación son clasificadas como medianamente biodegradables mientras que el agua tratada con el reactivo de Fenton cambio la clasificación a rápidamente biodegradable. Finalmente, en el caso del agua residual industrial, se obtuvieron resultados similares. El reactivo de Fenton permite obtener una remoción superior de parámetros de fisicoquímicos. Estos resultados podrían explicarse por el efecto sinérgico de coagulación-floculación y la oxidación avanzada obtenidos con el reactivo de Fenton. Los resultados más interesantes eran aquéllos obtenidos con la prueba de biodegradabilidad. Para el agua residual industrial cruda se removió un 68% del COD al fin de 28 días, pero, en el mismo período de tiempo, un 79% y 96% del COD removidos con la coagulación-floculación y reactivo de Fenton, respectivamente. Estos resultados muestran que con el reactivo de Fenton es posible obtener niveles de biodegradabilidad superiores. Según los criterios establecidos de validez para la prueba de biodegradabilidad aerobia rápida OECD 301-A, el desarrollo experimental comprendido es considerado como válido; la evaluación de los controles al final de la etapa experimental es válida.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

ABSTRACT

The main objective of this work is to evaluate the effect of the Fenton's reagent on the biodegradability of pollutants of three different kinds of wastewaters: Domestic, municipal and industrial. The experimental work was divided in three main stages: 1) Characterization of the wastewater, evaluation of the physicochemical parameters: pH, color, turbidity, COD, BOD₅, TSS, N-tot Kjeldahl, N-NH₃ and dissolved organic carbon (DOC); 2) Treatment with two different processes: advanced oxidation (method of Fenton) and conventional coagulation-flocculation with ferric chloride, to compare the effect on biodegradability obtained with both process. According with recommendation of previous works, domestic and municipal wastewaters depollution test were performed with doses of iron of 25 mg/L. In the case of industrial wastewater, the optimal dose of iron was 500 mg/L; and 3) Evaluation of the biodegradability through of the quick aerobic biodegradability OECD 301-A test. For the three wastewaters studied in this work, the best results of removal of physicochemical parameters were obtained with the Fenton's reagent in comparison with coagulation-flocculation. In the case of the test performed with domestic wastewater, the follow results were obtained: ammoniacal nitrogen (71%), color (53%), COD (57%) and total suspended solids (79%). According to the criteria of the biodegradability test, the raw and treated domestic wastewater was considered as quickly biodegradable. The removes up to 85% of the organic matter, while that with the coagulation process only 64% of organic matter remotion was obtained. The results of the experimental test performed with municipal wastewater shows that with the Fenton's reagent is possible to obtain higher percentages removal of turbidity (94%), colour (67%), COD (47%), BOD (47%) and SST (73%), in comparison with the results obtained with coagulation-flocculation (turbidity 90%, color 4%, COD 47%, BOD 33% and TSS 65%). With the biodegradability test, it was determinates that the raw and the treated with coagulation-flocculation municipal wastewater could be classified as middle biodegradable while that the municipal wastewater treated with the Fenton's reagent changed to quickly biodegradable classification. Finally, in the case of industrial wastewater, similar results were obtained. Fenton's reagent allows to obtain higher removal of physicochemical parameter. These results could be explained by the synergic effect of coagulation-flocculation and advanced oxidation obtained with the Fenton's reagent. The most interesting results were those obtained with the biodegradability test. For the raw industrial wastewater 68% of the DOC was removed alt the end of 28 days, but, in the same period of time, 79% and 96% of the DOC were removed of the industrial wastewater treated with coagulation-flocculation and Fenton's reagent, respectively. These results show than with the Fenton's reagent is possible to obtain higher biodegradability levels. According to the established approaches of validity for the test of quick aerobic biodegradability OECD 301-A the realized experimental development is considerate as valid; the evaluation of the controls at the end of the experimental stage fulfils this approaches.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

1. INTRODUCCION

El abastecimiento de agua y de drenaje para la creciente población de la Ciudad de México representa un gran reto. En la Zona Metropolitana de la Ciudad de México, casi el 90% de las aguas residuales municipales son desechadas sin tratamiento alguno y se desvían al exterior de la Cuenca de México a través del sistema general de drenaje (DGCOH, 1998).

Las aguas residuales de la Cuenca de la Ciudad de México son tradicionalmente empleadas para riego. El reúso no planificado ha traído numerosas ventajas en la economía de la zona, a la vez el deterioro de la salud de sus habitantes por la generación de enfermedades gastrointestinales (Jiménez, 1998). Las fuentes de descarga son tan diversas que provoca una composición compleja del agua residual (DGCOH, 1998). Las principales fuentes generadoras son de tipo doméstica, industrial, comercial y de servicio.

Una alternativa para resolver el problema de escasez de agua es el tratamiento de aguas residuales con fines de reúso. Son diversos los procesos, tanto biológicos como fisicoquímicos utilizados para su tratamiento, actualmente se desarrollan nuevas tecnologías avanzadas de oxidación (TAO) para el mejoramiento (mayor eficiencia) de los ya establecidos.

Estas TAO originan especies reactivas potentes, principalmente el radical hidroxilo, a través de la transformación de especies químicas o mediante la utilización de distintas formas de energía. Las TAO tienen actualmente un grado de desarrollo y comercialización variado, en constante cambio a medida que se avanza científica y tecnológicamente en el tema.

Un proceso interesante que permitiría obtener agua tratada para reúso o disposición, es el método de Fenton, considerado como un tratamiento primario avanzado capaz de oxidar compuestos orgánicos y atacar a la materia orgánica.

El avance tecnológico, industrial y agropecuario son causantes de la aparición de nuevos agentes contaminantes, todos los desechos industriales afectan de cierta manera al ambiente. La mayoría de ellos son compuestos naturales que pueden ser fácilmente degradados por microorganismos del suelo y agua, sin embargo, también existen compuestos llamados xenobióticos, que se definen como compuestos que tienen elementos estructurales nuevos o raramente encontrados en la naturaleza, que son degradados lentamente, tienden a persistir y acumularse en el ambiente (Albert *et al.*, 1995).

PAGINACIÓN DISCONTINUA

La degradación y remoción de estos residuos industriales, se ha convertido en un campo de estudio prioritario a nivel mundial. Para la solución de estos retos, se han desarrollado diversas tecnologías para la eliminación de los contaminantes, por lo que la utilización de tecnologías avanzadas permita un adecuado manejo (Martínez y López, 2003).

Este trabajo de investigación tiene como objetivo conocer y probar la eficiencia de un tratamiento fisicoquímico avanzado (método de Fenton) y uno convencional (coagulación-floculación) para mejorar la biodegradabilidad de aguas residuales y poder ser reutilizadas o recicladas.

1.1 JUSTIFICACIÓN

Hoy en día la degradación y remoción de residuos industriales son campos de estudio prioritarios. Para la eliminación de los contaminantes presentes en un recurso como el agua, es necesaria la aplicación de diversas tecnologías que permitan su reutilización. En virtud de la importancia para eliminar y destruir compuestos orgánicos presentes en aguas residuales en este trabajo se sugiere la aplicación de una tecnología como la oxidación avanzada, ya que se ha demostrado ser una excelente herramienta en la destrucción de estos compuestos, debido a la generación de radicales libres que reaccionan rápidamente con una gran variedad de compuestos. De los diversos sistemas generadores de radicales libres (O_3/H_2O_2 , UV/H_2O_2 , TiO_2/UV , etc.) se decide trabajar con el reactivo de Fenton (Fe^{2+}/H_2O_2), ya que se considera una técnica muy eficaz porque generalmente se consigue una cierta degradación del contaminante en comparación con las tecnologías convencionales que no alcanzan a oxidar completamente la materia orgánica. El reactivo de Fenton puede ser utilizado como tratamiento de compuestos no biodegradables, se ha aplicado exitosamente en la reducción de DQO de aguas municipales, subterráneas y en tratamiento de lixiviados, además de mejorar la eficiencia en cuanto a la biodegradabilidad, aspecto que se desea evaluar cuantitativamente en este trabajo.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

1.2 OBJETIVO GENERAL

- Evaluar el efecto del reactivo de Fenton sobre la biodegradabilidad de la matriz de contaminantes en tres diferentes tipos de aguas residuales: Industrial, municipal de tipo mixto y doméstico.

1.3 OBJETIVOS PARTICULARES

- Evaluar los cambios producidos por un tratamiento de oxidación avanzada (método de Fenton) y uno convencional (coagulación-floculación) en la biodegradabilidad de los constituyentes en aguas residuales.
- Comparar el efecto de los dos procesos fisicoquímicos estudiados sobre la biodegradabilidad medida en términos de la relación DBO_5/DQO y de la eliminación de COD con la prueba de biodegradabilidad OECD 301-A.
- Comparar el método de Fenton con respecto a la coagulación-floculación clásica para el tratamiento de aguas residuales.

1.4 HIPOTESIS

Si el reactivo de Fenton oxida una fracción de la materia disuelta en un agua residual y elimina una fracción de la materia en suspensión mediante una coagulación-floculación en el agua residual así tratada permanecerán entonces compuestos más sencillos que podrán ser más fácilmente biodegradables con respecto a las moléculas originales.

1.5 ALCANCES

- Evaluar la biodegradabilidad de tres diferentes aguas residuales crudas y tratadas con la prueba OECD 301-A.
- Comparar la eficiencia de remoción de contaminantes, entre el método de Fenton y el proceso de coagulación-floculación, mediante la reducción de concentración de contaminantes.

2. MARCO TEÓRICO

2.1 Procesos avanzados de oxidación

En las últimas décadas la creciente demanda de la sociedad para la descontaminación de aguas contaminadas de diversos orígenes ha impulsado el desarrollo de nuevas tecnologías de purificación. En general las aguas contaminadas por la actividad humana pueden ser procesadas eficientemente por plantas de tratamiento biológico o por tratamientos químicos convencionales (oxidación térmica, cloración, permanganato de potasio, etc.). Sin embargo, en algunos casos estos procedimientos resultan inadecuados para aguas residuales que contengan compuestos de estructura compleja (Doménech *et al*, 2003).

Las tecnologías de oxidación son especialmente útiles como pretratamiento a un tratamiento biológico o como proceso de postratamiento para efectuar un pulido de las aguas antes de la descarga a los cuerpos receptores. En la Tabla 2.1 se mencionan las tecnologías avanzadas de oxidación.

A continuación se resumen las ventajas de las tecnologías avanzadas sobre los métodos convencionales:

- ✓ No cambian de fase al contaminante (como ocurre en el arrastre con aire o en el tratamiento con carbón activado), sino que lo transforman químicamente.
- ✓ Generalmente se consigue la mineralización completa (destrucción) del contaminante. En cambio, las tecnologías convencionales, que no emplean especies muy fuertemente oxidantes, no alcanzan a oxidar completamente la materia orgánica.
- ✓ Usualmente no generan residuos que a vez requiera de un proceso de tratamiento y/o disposición.
- ✓ Son muy útiles para contaminantes refractarios que resisten otros métodos de tratamiento, principalmente el biológico.
- ✓ Sirven para tratar contaminantes a muy baja concentración (de la magnitud de ppb).
- ✓ No se forman subproductos de reacción, o se forman en baja concentración.
- ✓ Son ideales para disminuir la concentración de compuestos formados por pretratamientos alternativos, como la desinfección.
- ✓ Generalmente, mejoran las propiedades organolépticas del agua tratada.

- ✓ En muchos casos, consumen mucha menos energía que otros métodos (por ejemplo, la incineración).
- ✓ Permiten transformar contaminantes refractarios en productos tratables luego por métodos más económicos como el tratamiento biológico.
- ✓ Eliminan efectos sobre la salud de desinfectantes y oxidantes residuales como el cloro (Doménech *et al.*, 2003).

Tabla 2.1 Tecnologías avanzadas de oxidación

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

Fuente: Doménech *et al.*, 2003.

Básicamente, la elección de una técnica debe hacerse sobre la base de su efectividad y de su costo. La efectividad de las técnicas discutidas depende de la naturaleza de los contaminantes a destruir, y el costo está fuertemente determinado por el equipamiento necesario, la energía requerida, y la posible necesidad de tratamientos posteriores para eliminar las sustancias empleadas en el proceso. Dentro de los reactivos químicos, son diversas las ventajas de usar Fe (II) y H_2O_2 como catalizador y oxidante: son muy fáciles de manejar y no generan sustancias que deban removerse posteriormente. Debido a las ventajas mencionadas se decide trabajar con el reactivo Fenton.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

2.2 Aspectos generales de la reacción de Fenton

2.2.1 Definición

Se le denomina método de Fenton a la combinación de peróxido de hidrógeno (H_2O_2) con un metal de transición en la forma de sal (cloruro o sulfato Férrico). El proceso se basa en la formación de especies altamente reactivas, radicales hidroxilo, que reaccionan con los compuestos orgánicos e inorgánicos. Se ha demostrado que el reactivo de Fenton es considerado como una tecnología de oxidación avanzada (Yun Whan Kang, 2000; Chamarro *et al*, 2001).

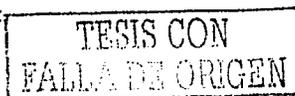
Se ha demostrado que el reactivo de Fenton es muy efectivo en la remoción de contaminantes orgánicos ya que ha sido aplicado en aguas residuales, lodos y suelos contaminados, donde los compuestos orgánicos pueden ser fácilmente oxidados por este método. Sin embargo, hay especies resistentes a la oxidación con el reactivo de Fenton, por ejemplo, los alcanos clorados (tetracloroetano, tricloroetano) y ácidos carboxílicos de cadena corta (maleico, oxálico, acético, malónico) (Chamarro *et al*, 2001).

El reactivo de Fenton ha sido utilizado en el tratamiento de sustancias orgánicas como inorgánicas bajo condiciones de laboratorio y también en efluentes reales de diferentes fuentes como aguas residuales municipales (Durán-Moreno *et al*, 2002), lixiviados de rellenos sanitarios (Ramírez-Zamora *et al*, 2000), de la industria química, refinerías, limpieza de motores y metales (Rivas *et al*, 2001).

Es un método ampliamente usado para reducir los valores de DQO en algunos efluentes, se ha indicado que este tratamiento reduce de un 40-50% de estos valores (Loreto *et al*, 2000). En este proceso, las sustancias orgánicas reaccionan con el peróxido de hidrógeno en la presencia de sulfato ferroso para reducir su toxicidad y la DQO. En estudios recientes se ha demostrado que el mecanismo de oxidación por el reactivo de Fenton se debe a la generación de radicales hidroxilo, en una solución ácida por la descomposición catalítica del peróxido de hidrógeno, este mecanismo se lleva a cabo de la siguiente manera:

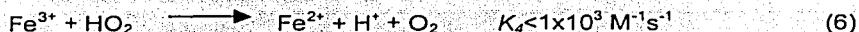
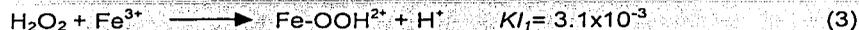


Los radicales hidroxilo pueden reaccionar con más Fe^{2+} .





Fe^{3+} se descompone catalíticamente por el H_2O_2 , de acuerdo al siguiente mecanismo que involucra radicales hidroxilo e hidroperoxil, incluyendo las reacciones 1 y 2 (Gallard y De Laat, 2000):



Generalmente, para que este proceso de oxidación se pueda llevar a cabo se requiere:

- Ajuste de pH del agua residual entre 3 y 5
- Añadir hierro (solución de Fe_2SO_4), y
- Añadir lentamente H_2O_2 si el pH es alto, el hierro precipita como $\text{Fe}(\text{OH})_3$ y catalíticamente se descompone el peróxido de hidrógeno a oxígeno creando situaciones potencialmente peligrosas.

La aplicación de este método en aguas residuales ha sido eficiente y se le pueden atribuir las siguientes características:

- Degradación de contaminantes orgánicos (Kitis *et al.*, 1999)
- Reducción de toxicidad y DQO (Yun Whan Kang, 2000)
- Aumento de la Biodegradabilidad (Chamarro *et al.*, 2001)
- Remoción de material contaminante, medido como DBO y DQO (Sheng, 1997; Loreto *et al.*, 2000)
- Remoción de olor y de color (González-Lorenzo, 2001)

Esta es una técnica que implica dos procesos en un solo reactor: coagulación-floculación y oxidación química. El ión Fe^{2+} empleado en la reacción es comúnmente obtenido a partir de sulfato ferroso (Fe_2SO_4). En estudios realizados con aguas residuales de la Cuenca de México, el reactivo de Fenton presentó dos ventajas muy importantes; 1) Eliminó el 10% del nitrógeno

amoniaco, 2) se produjo 10% menos de lodos y además de presentar un efecto desinfectante del reactivo de Fenton (Aranda, 2001; González-Lorenzo, 2001).

2.2.2 Factores que influyen en la reacción de Fenton

Los principales factores que tienen influencia significativa en las eficiencias que se obtienen cuando se aplica el método de Fenton durante el tratamiento de aguas residuales se presentan a continuación (Walling, 1975):

2.2.2.1 Efecto de la concentración de hierro (ferroso o férrico)

En ausencia de hierro, no existe evidencia de la formación de radicales hidroxilo. Lo anterior fue demostrado en el caso de aguas que contienen fenoles, no hay eliminación de fenol al adicionar H_2O_2 . Sin embargo, cuando se adiciona hierro en proporción con la concentración de éste, la velocidad de remoción del fenol aumenta hasta que se alcanza un punto en el cual la posterior adición de hierro tiene un efecto negativo.

La mejor dosis del reactivo de Fenton es variable para cada tipo de agua residual y está definida básicamente por tres factores:

1. Una concentración mínima de hierro comprendida entre 3 y 15 mg/L permite que se lleve a cabo la reacción de Fenton dentro de un período de tiempo razonable para minimizar la concentración de los contaminantes orgánicos. La mejor dosis se debe de determinar experimentalmente.
2. Una relación constante de Fe: sustrato, arriba del mínimo, típicamente una parte de Fe por 10-50 partes de sustrato, produce productos finales deseados.
3. Una alícuota adicional de Fe satura las propiedades quelantes en las aguas residuales, lo cual es necesario para compensar el efecto del hierro que es secuestrado y que es impedido para provocar la formación de radicales hidroxilo.

La dosis de hierro puede ser también expresada como una relación con respecto a la dosis de H_2O_2 . El intervalo típico es de una parte de Fe por 5-25 partes de peróxido de hidrógeno (en peso).

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

2.2.2.2 Efecto del estado de oxidación del hierro (ferroso o férrico)

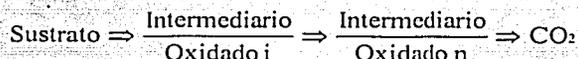
Para la mayoría de las aplicaciones del reactivo de Fenton no es muy importante el tipo de sales de hierro que se utilicen (Fe^{2+} o Fe^{3+}) para catalizar la reacción, el ciclo catalítico se inicia rápidamente en presencia de H_2O_2 y de materia orgánica en abundancia; algunas investigaciones sugieren que debe preferirse el sulfato ferroso (Yun Whan Kang, 2000).

También pueden utilizarse las sales de cloruro o sulfato de hierro, la desventaja que se presenta cuando se utilizan las primeras, es la formación rápida de cloruros a concentraciones importantes.

El hierro del reactivo de Fenton puede ser reciclado después de haberse llevado a cabo la reacción. Para ello puede aumentarse el pH para flocular el hierro y separarlo por sedimentación. Posteriormente, los lodos son reacidificados para solubilizar el hierro.

2.2.2.3 Efecto de la concentración de peróxido de hidrógeno

Los radicales hidroxilo no son selectivos en su reacción con la materia orgánica por lo que es importante conocer los subproductos formados para cada tipo de agua residual que es tratada, por ejemplo, en una aplicación típica ocurre la siguiente serie de reacciones:



Cada transformación en esta serie tiene una velocidad de reacción específica y, como en el caso de los compuestos fenólicos pueden formarse productos intermedios indeseables (quinonas), los cuales requieren de una importante cantidad de peróxido de hidrógeno para que la reacción continúe hasta los productos finales.

El radical hidroxilo es una de las especies oxidantes más utilizadas en el tratamiento de aguas contaminadas (Tabla 2.2), ha sido aplicado desde los 70's en el tratamiento de aguas residuales municipales y en los 80's en aguas residuales industriales. La aplicación ambiental del peróxido de hidrógeno abarca un amplio campo: aire, agua superficial, aguas residuales, suelo y lodos; dependiendo del objetivo a cumplir. Puede utilizarse solo o en combinación.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

Tabla 2.2 Poder de oxidación de algunas especies oxidantes.

Especies reactivas	Poder de oxidación relativo (Cl ₂ =1.0)
Fluor	2.23
Radical hidroxilo	2.06
Oxígeno atómico	1.78
Peróxido de hidrógeno	1.31
Radical perhidroxil	1.25
Permanganato	1.24
Ácido hipobromoso	1.17
Dióxido de cloro	1.15
Ácido hipocloroso	1.10
Cloro	1.00
Bromo	0.80
Iodo	0.54

Fuente: <http://www.h2o2.com/applications/industrialwastewater/fentonsreagent.htm>

Las aplicaciones más conocidas son las siguientes:

- Control de olor: oxida mercaptanos, aminas y aldehídos, puede aplicarse directamente en las aguas residuales que contengan los compuestos mencionados para su remoción.
- Control de la corrosión: destruye el cloro residual y reduce los componentes del azufre (tiosulfato).
- Remoción de DBO y de DQO: oxida tanto compuestos contaminantes orgánicos como inorgánicos.
- Oxidación inorgánica: oxida cianidas, NO_x, SO_x, nitritos y reduce otros componentes del azufre (control de olor y corrosión).
- Oxidación inorgánica: hidroliza el formaldehído, carbohidratos, organofosfatos y compuestos del nitrógeno y varios polímeros solubles en agua y destruye fenoles, plaguicidas, solventes, quelantes.
- Oxidación de metales: oxidación del ion ferroso, manganeso, arsénico y selenio, lo cual aumenta su adsorción filtración o precipitación en los procesos de aguas superficiales y aguas residuales.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

- Reduce la toxicidad y mejora la biodegradabilidad: con catálisis, químicamente convierte compuestos orgánicos complejos a compuestos más sencillos, reduce la toxicidad (<http://www.h2o2.com/applications/industrialwastewater/fentonsreagent.htm>).

En la Tabla 2.3 se observa algunos ejemplos de la aplicación del peróxido de hidrógeno en algunos procesos industriales.

Tabla 2.3 Usos más comunes del peróxido de hidrógeno en la industria.

Usos industriales	
<ul style="list-style-type: none">• Refinería• Minería/metalurgia• Mecánica• Textil• Agua potable• Química y resinas	<ul style="list-style-type: none">• Procesadores de alimentos• Electrónica• Elaboración de papel• Productos de madera• Residuos peligrosos• Sitios de remediación• Aguas residuales

Fuente: <http://www.h2o2.com/applications/industrialwastewater/fentonsreagent.htm>

2.2.2.4 Efecto de la temperatura

La velocidad de reacción con el reactivo de Fenton se incrementa con la temperatura, con un efecto más pronunciado a temperaturas menores de 20°C, sin embargo, cuando la temperatura aumenta por arriba de 40 o 50°C, la eficiencia de la utilización del peróxido decrece. Lo anterior se debe a que se acelera la descomposición de peróxido de hidrógeno en oxígeno y agua. La aplicación comercial del reactivo de Fenton ocurre a temperatura entre 20-40°C. La aplicación del reactivo de Fenton para el pretratamiento de aguas residuales altamente concentradas puede requerir una adición secuencial o controlada del peróxido de hidrógeno para moderar el aumento de la temperatura como resultado de la reacción. Cuando la dosis de peróxido de hidrógeno excede de 10-20 g/L se debe moderar la temperatura no sólo por razones económicas sino también por razones de seguridad.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

2.2.2.5 Efecto del pH

El efecto del pH sobre la eficiencia de reacción se muestra en la Figura 2.1. El pH óptimo se presenta entre 3 y 6. La eficiencia sobre el estado básico es atribuida a la transición de hierro para formar un ion ferroso hidratado hasta una especie férrica coloidal. Esta última forma del hierro descompone catalíticamente el peróxido de hidrógeno en oxígeno y agua, sin formar radicales hidroxilo.

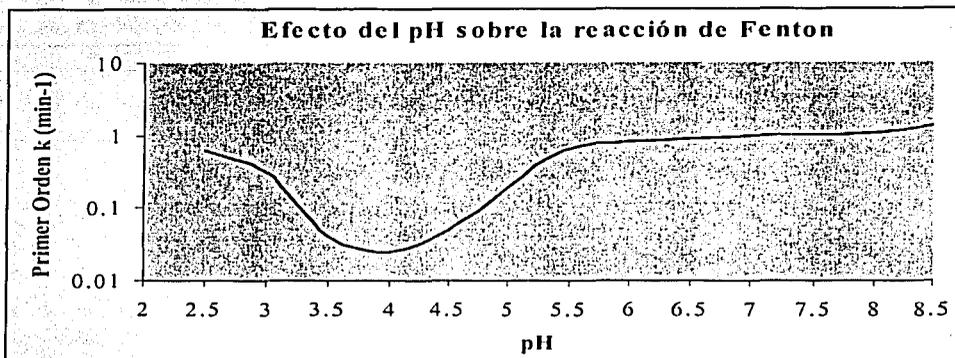


Figura 2.1 Efecto del pH en la reacción del método Fenton.

Un segundo aspecto del efecto del pH en la reacción de Fenton tiene que ver con la evolución de este parámetro durante el transcurso de la reacción. Para un agua residual con un pH inicial de 6.0, el perfil típico de evolución del pH durante la reacción de Fenton se observa en la Figura 2.2.

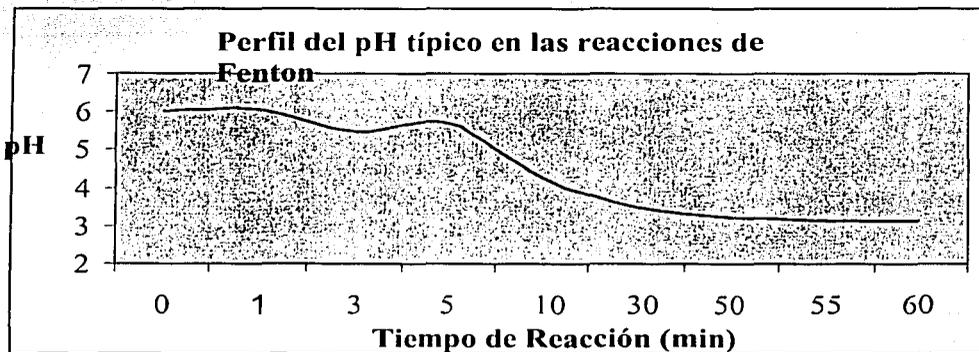


Figura 2.2 Perfil típico de la evolución del pH en las reacciones de Fenton.

La primera inflexión es causada por la adición de FeSO_4 , el cual contiene residuos de H_2SO_4 . Una segunda y más pronunciada inflexión ocurre con el pH cuando el peróxido de hidrógeno es añadido y continúa gradualmente a una velocidad que depende de la concentración del catalizador. Este comportamiento en el pH es atribuido a la fragmentación de la materia orgánica en ácidos orgánicos. El monitoreo de la evolución del pH permite asegurarse que la reacción se desarrolle como se ha planeado. La ausencia de tal disminución de pH puede significar que la reacción se ha inhibido y que la concentración de peróxido está aumentando en la mezcla de reacción lo cual puede significar un peligro potencial.

En aguas residuales altamente cargadas (>10 g/L de DQO) puede ser necesario llevar la oxidación por pasos, reajustando el pH a 4-5 después de cada paso de manera a evitar que el pH descienda demasiado y la reacción se inhiba.

2.2.2.6 Efecto del tiempo de reacción

El tiempo necesario para completar la reacción de Fenton depende de varias variables, la mayoría de ellas relacionadas con las dosis del catalizador y de las características del agua residual. Para una oxidación simple con fenol (menos de 250 mg/L) el tiempo de reacción típico es de 30-60 min. Para aguas más concentradas y complejas la reacción puede tomar varias horas. En tales casos, la reacción en pasos (añadiendo hierro y peróxido de hidrógeno) es más efectiva que añadiendo al inicio todo el hierro y el peróxido (Centi *et al*, 1997).

El peróxido de hidrógeno residual puede ser removido por ajuste del pH por ejemplo entre 7-10 o al neutralizar con bisulfito. Durante la reacción de Fenton pueden verificarse algunos cambios de color del agua. Algunas aguas residuales pueden adquirir un color oscuro cuando se adiciona el peróxido de hidrógeno pero pierden este color cuando se lleva a cabo completamente la reacción.

2.2.3 Avances en la investigación de las aplicaciones del reactivo de Fenton

En aguas residuales industriales (textiles) que contienen diversos tipos de contaminantes como colorantes, detergentes, insecticidas, grasas y aceites, solventes y metales pesados entre otros compuestos inorgánicos, es muy difícil de remover todos los compuestos por tratamientos biológicos, por lo que, Balanosky *et al* (2000) trataron este tipo de aguas residuales de la industria textil del sur de Europa con el método de Fenton, ya que esta mezcla de H_2O_2 e iones hierro es un poderoso oxidante de compuestos orgánicos. En esta investigación se estudió

también el efecto de la intensidad luminosa durante el proceso de degradación, la cinética de degradación en aguas residuales textiles no depende de la intensidad de la luz.

Rivas *et al* (2001), estudiaron el mecanismo de reacción de oxidación del proceso de Fenton en la degradación del ácido *p*-Hidroxibenzoico de aguas residuales generadas por la industria procesadora de alimentos, se observó que hay una inhibición de la reacción cuando el pH se incrementa de ácido (pH= 3.2) a condiciones neutras (pH= 7.0). Los autores concluyen que el método de Fenton parece ser un método eficiente para la remoción de compuestos fenólicos en aguas residuales, como en el caso del ácido *p*-Hidroxibenzoico que fue removido usando Fe^{2+} en la catálisis de descomposición del peróxido de hidrógeno, ya que parece ser que el Fe^{2+} juega un papel catalítico en el proceso. Balanosky *et al* (2000) en un estudio realizado en aguas residuales de la industria textil comprobaron este efecto al tratar esta agua por el método de Fenton, adicionando primero el peróxido de hidrógeno y se observó que no hubo degradación, cuando se adicionó el ion Fe^{3+} (74mg/L o 1.32×10^{-3} M) en presencia de H_2O_2 la degradación se incrementó hasta un 25%. En la reacción fotocatalítica de Fenton se efectúa la reducción fotoquímica del ion Fe^{3+} al ion Fe^{2+} por medio de irradiación. De este modo se logra una mayor efectividad ya que se encuentra una mayor cantidad de Fe^{2+} disponible en solución. El fundamento de la reacción fotoquímica del ion Fe^{3+} al ion Fe^{2+} se encuentra en su espectro de absorción el cual se extiende desde el UV a la zona de la luz visible, para el empleo de la reacción fotocatalítica de Fenton se pueden utilizar longitudes de onda entre 280 y 420 nm.

Yun Whan Kang (2000), en un estudio realizado en aguas residuales de la ciudad metropolitana de Korea mostró los efectos de distintas condiciones de pH y de dosis de peróxido de hidrógeno y sulfato ferroso sobre la eficiencia de remoción de DQO. En los resultados el mayor porcentaje de remoción de DQO se obtuvo a pH de 3.5, ya que al incrementar a un pH cerca de 6 hay un decremento en la eficiencia de remoción de la DQO. La dosis de sulfato ferroso donde se obtuvo los mejores resultados en la remoción de la DQO fue de 500 mg/L, la dosis utilizada de peróxido de hidrógeno fue de 1650 mg/L, la reacción de oxidación se favoreció bajo estas condiciones a temperatura de 25°C. Estas condiciones se utilizaron en aguas residuales con las siguientes características iniciales: DQO (1500 mg/L), DBO_5 (30 mg/L), nitrógeno amoniacal (1300 mg/L) y cloruros (4500 mg/L).

También se ha utilizado los reactivos de Fenton como pretratamiento para conocer la degradación de compuestos químicos orgánicos. Chamarro *et al* (2001), estudiaron cómo la

cantidad de oxidante aplicado afecta la biodegradabilidad de seis diferentes compuestos orgánicos (ácido acético, ácido fórmico, fenol, 4-clorofenol, 2,4-diclorofenol y nitrobenzeno). Los experimentos se realizaron bajo las siguientes condiciones, inicialmente la concentración de los contaminantes orgánicos fue de 300 mg/L, las dosis de Fe^{2+} que se trabajaron fueron de 0.01, 0.1 y 1.0 M, se manejaron diferentes dosis de H_2O_2 (0.1 – 50 M). La biodegradabilidad fue medida por la demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5) y por la DBO_{21} , la DQO también fue un parámetro importante. Los resultados obtenidos de este experimento demostraron que la mineralización de los compuestos se incrementa con la concentración de hierro; el carbono orgánico total decreció con la concentración del peróxido de hidrógeno, los valores de la DQO también decrecieron y los valores de la DBO tendieron a incrementarse, las soluciones tienden a ser más biodegradables cuando se agrega el peróxido de hidrógeno (cuando las concentraciones se incrementan, la relación DBO_5/DQO también se incrementa hasta un valor de 0.4). Las concentraciones del hierro y del peróxido de hidrógeno son dos factores que afectan la reacción de Fenton, la dosis del peróxido es importante ya que se obtuvo una mejor eficiencia en la degradación, mientras que la concentración de hierro es importante para las cinéticas de reacción.

Kitis *et al.* (1999) comprobaron la eficiencia de los reactivos de Fenton como pretratamiento sobre la biodegradabilidad de cinco compuestos surfactantes no iónicos, debido a que estos compuestos son de interés por su capacidad de mantener sus propiedades surfactantes en aguas y su estabilidad sobre un amplio intervalo de pH. Los experimentos se llevaron a cabo bajo las siguientes condiciones: la temperatura de reacción fue de 22°C , el pH de 3 - 5 (en previos estudios se demostró que un pH óptimo para la reacción de Fenton es un pH ácido cerca de 3, la dosis del peróxido fue de 1000 mg/L).

Aranda (2001), en un estudio aplicado a las aguas residuales de la Ciudad de México evacuadas por el Gran Canal y por el Río Churubusco plantea la utilización del reactivo de Fenton como un proceso de depuración y desinfección de aguas residuales. El trabajo se orientó a encontrar las condiciones óptimas del reactivo de Fenton para poder determinar las mejores condiciones en la depuración de las aguas residuales. Las condiciones óptimas de operación del proceso de Fenton fueron las siguientes: una relación en peso 1:1, con una dosis de reactivos de 25 mg/L de FeSO_4 y H_2O_2 , con un pH inicial de 3.5. De los resultados se obtuvieron los siguientes porcentajes de remoción: DQO (89%), turbidez (99%), color (98%), sólidos suspendidos totales (90%), nitrógeno total Kjeldahl (79%). Con los resultados obtenidos

se llegó a la conclusión de que el reactivo de Fenton es muy eficiente en la depuración tratamiento de aguas residuales mixtas. En lo que se refiere a la desinfección, se obtuvo un 100% de eliminación de coliformes totales, coliformes fecales y un 98% de remoción de huevos de helmintos, esto último se debió a una sedimentación de los huevos de helmintos junto con los flóculos formados por la acción del Fe^{3+} . Por lo que se demostró que el reactivo de Fenton es una técnica viable para la depuración y desinfección de aguas residuales mixtas.

Malpica (2002) realizó un estudio para evaluar el método de Fenton y el proceso coagulación-floculación para tratar aguas residuales domésticas con fines de reúso, en ambos métodos se evaluó la eliminación de tres tipos de patógenos: coliformes fecales, *Salmonella sp* y huevos de helmintos (indicadores de contaminación fecal en el agua). De los resultados obtenidos, se concluyó que los valores de los parámetros fisicoquímicos en ambos métodos son similares, con una dilución de contaminantes en una dosis óptima de reactivos de 20 a 25 mg/L, sin embargo, las valores de remoción en los parámetros color, DQO, turbidez y sólidos totales no son muy significativos entre ambos procesos. La comparación de los resultados fisicoquímicos y microbiológicos de los efluentes de coagulación-floculación y método de Fenton permite determinar que este último proceso remueve de manera más eficiente contaminantes presentes en aguas residuales, en particular patógenos como parásitos y bacterias o compuestos orgánicos e inorgánicos.

2.3 Generalidades del proceso de coagulación-floculación

2.3.1 Definición

La coagulación (Figura 2.3) es un proceso bastante complejo que consiste en la desestabilización y agrupación de los sólidos suspendidos, en pequeñas masas con peso específico superior al del agua, llamadas "floc", coágulo o grumos (Arboleda, 1969).

La coagulación y la floculación intervienen generalmente en el tratamiento de aguas destinadas al abastecimiento público y en la preparación de aguas industriales utilizadas para los procesos de fabricación.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

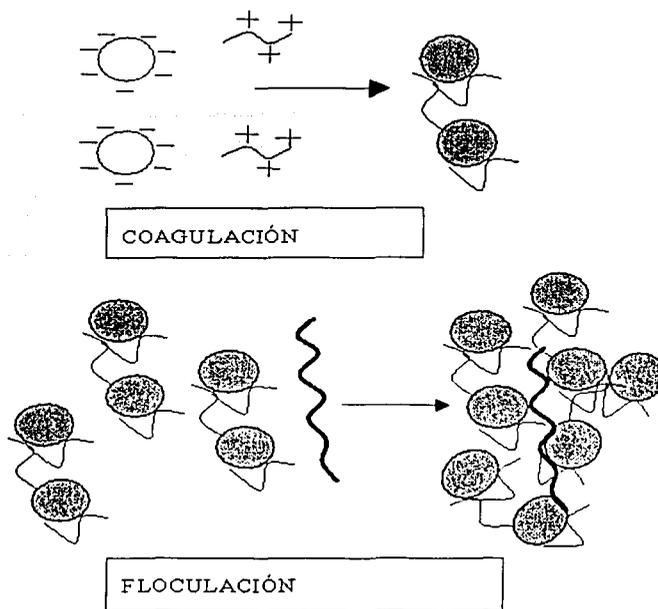


Figura 2.3 Proceso de coagulación-floculación de una partícula.

Fuente: <http://capama.gob.mx/descripcion%20unidades.html>

La coagulación se usa para:

- Remoción de turbiedad orgánica e inorgánica que no puede sedimentar rápidamente
- Remoción de color real y aparente
- Eliminación de bacterias y organismos patógenos susceptibles de ser separados por coagulación
- Remoción de algas y plancton en general
- Eliminación de sustancias productoras de sabor y olor en algunos casos y de precipitados químicos suspendidos en otros.

La coagulación consiste en introducir en el agua un producto capaz de neutralizar la carga de los coloides generalmente electronegativos, presentes en el agua y de formar un precipitado (Degremont, 1979).

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

En el tratamiento de agua es muy efectivo la aplicación de la coagulación y floculación para la remoción de coloides y partículas pequeñas que sedimentan lentamente, también puede ser adicionado para la remoción de nutrientes. Para el tratamiento de agua residuales el proceso coagulación-floculación ayuda a la remoción de la materia suspendida (Droste, 1997).

2.3.2 Factores que afectan la coagulación

2.3.2.1 Valencia

Entre mayor sea la valencia del ión, más efectivo resulta el coagulante. De acuerdo con ello el Al^{3+} y Fe^{3+} son más efectivos como coagulantes que el Fe^{2+} o Al^{+} (Degremont, 1979).

2.3.2.2 Capacidad de Cambio

La capacidad de cambio es una medida de la tendencia a reemplazar cationes de baja valencia por otros de mayor valencia. Langeller y sus colaboradores encontraron que la coagulación depende de la capacidad de cambio de los sólidos presentes en el agua. Si el agua contiene una gran capacidad de cambio la desestabilización y aglomeración de las partículas es rápida. Cualquier electrolítico que produzca cationes polivalentes e incremente la capacidad de cambio por encima de su valor crítico produce este efecto. En condiciones contrarias el agua floclula muy lentamente y es necesario agregarle sustancias que ayuden a la formación del floc.

2.3.2.3 Tamaño de las partículas

Se ha demostrado que la capacidad de cambio en las suspensiones de arcilla está asociada con partículas de tamaño inferior a 1.5 micras de diámetro. Por esta razón se considera que para que la floculación sea rápida y efectiva, además de que debe haber un pH y una alcalinidad adecuada, deben existir partículas de diámetro inferior a una micra. Dichas partículas poseen propiedades coloidales y algunas de estas se necesitan para neutralizar las cargas positivas de los coagulantes.

Las partículas de diámetro entre 1 y 5 micras sirven como núcleos de floc y son por eso de gran importancia. Las partículas con un diámetro superior a 5 micras son demasiado grandes para ser incorporadas en floc y representan por tanto poca importancia en la coagulación. Así pues, para que el agua pueda formar un floc pesado y compacto debe contener partículas de diversos diámetros.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

2.3.2.4 pH

No existe una regla general para determinar cuál es el pH óptimo de coagulación, sin embargo, se pueden mencionar algunas tendencias, por ejemplo, para aguas blandas y coloreadas, la floculación con alumbre debe hacerse del lado ácido, a pH de 5.0. Los coagulantes férricos requieren un pH más ácido (4.0 o menos), las sales de hierro trabajan mejor en un intervalo de pH de 4.5-5.5, mientras que las sales de aluminio son más efectivas en un intervalo de pH 5.5-6.3.

2.3.2.5 Temperatura

La temperatura cambia el tiempo de formación del floc; generalmente entre más fría el agua, la reacción es más lenta y el tiempo de formación del floc es mayor. El tiempo para coagular a 20°C puede ser de 4 a 2 más corto el tiempo para coagular a 1°C.

2.3.2.6 Relación Cantidad-Tiempo

La cantidad de coagulantes es inversamente proporcional al tiempo de formación del floc. Es posible coagular por tanto con un tiempo corto y una cantidad de coagulante grande y viceversa. Todo depende de la consideración económica y del tiempo de retención de que se disponga en el floculador.

2.3.2.7 Alcalinidad

La alcalinidad guarda relación con el pH y por tanto el contenido de alcalinidad del agua será uno de los factores por considerar en coagulación. Dicho factor es de gran importancia cuando se trata de coagular con sales de hierro y alumbre, pues estas reaccionan con la alcalinidad, para formar un precipitado que cumple una función básica en la aglutinación de los coloides existentes en el agua (Arboleda, 1969).

2.3.3 Coagulantes

Un coagulante es una sustancia química (generalmente iones de valencia superior a uno) que desestabiliza los coloides en una solución, haciéndolos fácilmente sedimentables. La actividad coagulante crece con la valencia del ion, un ion trivalente es de 600 a 1000 veces más efectivo.

Los coagulantes principalmente utilizados son sales de aluminio (sulfato de aluminio) o de hierro (sulfato ferroso). En algunos casos, pueden utilizarse igualmente productos de síntesis, tales como los polielectrólitos catiónicos. La sal metálica actúa sobre los coloides del agua por

medio del catión, que neutraliza las cargas negativas antes de precipitar. Al polielectrólito catiónico se le llama así porque lleva cargas positivas que neutralizan directamente los coloides negativos. Los polielectrólitos catiónicos se emplean generalmente junto con una sal metálica, en cuyo caso permiten una importante reducción de la dosis de dicha sal que habría sido preciso utilizar. Puede llegarse incluso a suprimir completamente la sal metálica, con lo que se consigue reducir notablemente el volumen de lodo producido (Degremont, 1979).

Las reacciones típicas de los coagulantes empleados para el tratamiento de aguas se muestran en la Tabla 2.4, las sales de aluminio y las de hierro últimamente hay un desarrollo y empleo cada vez más importante de coagulantes orgánicos derivados de sales cuaternarias de amonio, así como los polímeros.

2.3.3.1 Coagulantes Inorgánicos

Existen diversos productos químicos inorgánicos que pueden utilizarse en el proceso de coagulación-floculación, entre ellos se encuentran la cal, sosa cáustica, carbonato de sodio, las sales de aluminio e iones férricos, siendo estos dos últimos los más utilizados en el tratamiento de agua.

La principal sal de aluminio usada es el sulfato de aluminio líquido o sólido (sobre todo el primero, $Al_2(SO_4)_3$), el pH óptimo se sitúa entre 6 y 7.5 unidades. Elimina color, turbidez, a través de los floculos formados, remueve parcialmente bacterias, virus y en general microorganismos (Marín, 1989).

Las sales de hierro más empleadas son: el cloruro de hierro que puede ser hierro trivalente o divalente, siendo mejor la forma trivalente por su mayor solubilidad. El intervalo de pH es de 4-11. El sulfato ferroso sólido verdoso es la fuente más barata de hierro, se usa hidratado, sin embargo es necesario aplicar alcalinidad adicional para obtener un producto de solubilidad más conveniente, los compuestos de mejor rendimiento, son los de Fe^{3+} , cuyos oxhidróxidos son fácilmente precipitables (Marín, 1989).

2.3.3.2 Características de los coagulantes

De acuerdo con las misiones que deben cumplir los coagulantes deberán tener las siguientes características:

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

- Carga opuesta al colóide con objeto de que, al agregar a la solución coloidal cargas opuestas, las fuerzas electrostáticas puedan ser neutralizadas, punto isoeléctrico o potencial Z nulo. A veces el reactivo coagulante no consigue reducir el potencial Z hasta valores próximos a cero, por lo cual es preciso introducir otros compuestos denominados coadyuvantes.
- Deben ser lo más "fuertes" en carga (valencia), para que la rotura de la estabilidad coloidal sea lo más rápida posible, y han de ser productos no muy costosos en el mercado. En la Tabla 2.5 se enlista el poder de coagulación de las sales más usadas.
- Deben de ser muy pesados, para que los flóculos formados puedan separarse lo más rápidamente posible, por precipitación.

Pueden distinguirse dos grandes grupos de coagulantes: inorgánicos y orgánicos y dentro de los últimos, los de origen natural (considerados algunas veces no como agentes coagulantes propiamente dichos, sino como auxiliares de la coagulación o coadyuvantes), y los sintéticos (Marín, 1989).

En la Tabla 2.6 se resumen las características que presentan los productos químicos que más se emplean como coagulantes y floculantes.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

Tabla 2.4 Reacción química de las sales en el proceso de coagulación.

1 Aluminio	
$Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O + 6H_2O$ con un incremento en H^+	$Al(OH)_3(s) + 6H^+ + 3SO_4^{2-} + 18H_2O$
2 Aluminato de sodio	
$Na_2Al_2O_4 + Ca(HCO_3)_2 + 2H_2O$	$Al(OH)_3(s) + CaCO_3(s) + Na_2CO_3$
3 Sulfato ferroso	
$FeSO_4 \cdot 7H_2O + Ca(OH)_2$ $4Fe(OH)_2 + O_2 + 2H_2O$	$Fe(OH)_2 + CaSO_4 + 7H_2O$ $4Fe(OH)_2(s)$
4. Cloración	
$3FeSO_4 \cdot 7H_2O + 1.5Cl_2$ $2FeCl_3 + 3Ca(HCO_3)_2$ esta reacción se lleva a cabo en un ambiente alcalino, pero si se adiciona cal $2FeCl_3 + 3Ca(OH)_2$	$Fe(SO_4)_3 + FeCl_3 + 21H_2O$ $2Fe(OH)_3(s) + 3CaCl_2 + 7CO_2$ $2Fe(OH)_3(s) + 3CaCl_2$
5 Sulfato Férrico	
$Fe_2(SO_4)_3 + 3Ca(HCO_3)_2$ $Fe_2(SO_4)_3 + 3Ca(OH)_2$	$2Fe(OH)_3(s) + 3CaSO_4 + CO_2$ $2Fe(OH)_3(s) + 3CaSO_4$

Droste (1997).

Tabla 2.5 Poder relativo de los electrolitos inorgánicos coagulantes.

Electrolito	Poder relativo de coagulación	
	Coloides positivos	Coloides negativos
NaCl	1	1
Na ₂ SO ₄	30	1
Na ₃ PO ₄	1000	1
BaCl ₂	1	30
MgSO ₄	30	30
AlCl ₃	1	1000
Al ₂ (SO ₄) ₃	30	>1000
FeCl ₃	1	1000
Fe ₂ (SO ₄) ₃	30	>1000

Droste (1997).

TEMP. LAJ
FALLA DE ORIGEN

Tabla 2.6 Características de los coagulantes y floculantes más comunes.

Producto químico	pH		Fórmula	Dosis ppm	
	Intervalo	Óptimo		potable	residual
Coagulante Sulfato de aluminio	5.5-8	5.5	$(SO_4)_3Al_2 \cdot 14H_2O$	30-150	100-300
Sulfato ferroso	-----	5.5 9.0-9.5	$SO_4Fe \cdot 7H_2O$	20-60	200-400
Sulfato férrico	5-11	8-8.5	$(SO_4)_3Fe_2 \cdot 3H_2O$	20-60	
Cloruro férrico 40%	5-11	5.5	$Cl_3Fe \cdot 6H_2O$	5-150	100-500
Cal Policloruro aluminio Poliaminas sol 1%			$Ca(OH)_2$ $Cl_{3n-m}(OH)_mAl_n$ Peso mol < 100000	15-100	100-800
Floculante Polielectrólitos catiónicos. Copolímeros a base de acrilamida con peso mol > 100000. Sol de 0.1 al 1% Id. no iónicos. Poli(acrilamidas) Id. no aniónicos. Poli(acrilatos) Sílice activa diluida al 0.5-1% como SiO ₂ Polielectrólitos naturales: almidones, taninos, alginatos, etc.					

Rígola (1999).

2.4 Aspectos generales sobre la Biodegradación

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

2.4.1 Definición

La biodegradación es un proceso por el cual la estructura de un componente es simplificada por destrucción en uno o más grupos, la eliminación de un componente orgánico de un ecosistema se da principalmente por la actividad metabólica de microorganismos presentes en el sistema, donde los productos finales son: biomasa, dióxido de carbono, agua y en ocasiones componentes inorgánicos (Pitter, 1990). En consecuencia, la biodegradabilidad es la capacidad de una sustancia para transformarse en compuestos más sencillos por la acción de los microorganismos. Dicha biotransformación implica un proceso mediante el cual el organismo modifica un compuesto que ha absorbido previamente, para dar posteriormente productos que puedan ser excretados o reabsorbidos.

Se puede clasificar la biodegradación en tres categorías:

- ❖ Biodegradación primaria, transformación mínima de un compuesto, implica pequeñas alteraciones en la estructura química del compuesto y da como resultado el mínimo cambio de identidad;
- ❖ Biodegradación aceptable, en la cual sólo se remueven algunas propiedades no deseadas del compuesto como toxicidad y espumosis, este tipo de degradación no puede ser considerada bioquímicamente estable por su degradación parcial, ya que puede causar el efecto de acumulación tanto en organismos como en el ambiente y,
- ❖ Biodegradación final, cuando el compuesto orgánico es totalmente utilizado por los microorganismos, dando como resultado dióxido de carbono, agua, sales minerales y compuestos inorgánicos (se pueden presentar también otros elementos como carbono, hidrógeno y oxígeno) (Anon, 1967; Pitter, 1990).

2.4.2 Mecanismos de biodegradación

La gran mayoría de las sustancias xenobióticas y muchas otras sustancias artificiales, no presentan en su estructura átomos de oxígeno, ni grupos hidroxilo, ni carboxilos, por lo que no pueden ser atacados a través de reacciones de deshidrogenación, resultando bioquímicamente inaccesibles a los organismos mayores, pero no para algunos microorganismos, principalmente bacterias (Grady, 1985).

Los microorganismos capaces de actuar metabólicamente sobre las sustancias carentes de átomos de oxígeno en su estructura, lo hacen empleando oxígeno molecular atmosférico para catalizar las reacciones de oxidación necesarias que eventualmente llevan a una trayectoria catabólica conocidas.

Para ello, esos microorganismos poseen, dos tipos de enzimas (entre otras) muy importantes, las monooxigenasas y las dioxigenasas. Las primeras catalizan las reacciones necesarias para unir el oxígeno atmosférico al compuesto orgánico en cuestión para producir un grupo hidroxilo en la molécula, y las segundas fijan de forma directa al compuesto, sin agregar un átomo de hidrógeno a la cadena.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

Por otro lado, las diferentes reacciones que conducen a la biodegradación de una sustancia xenobiótica o producida artificialmente puede ocurrir por dos diferentes mecanismos, dependiendo de la relación compuesto-metabolismo microbiano.

Los factores que pueden afectar la biodegradabilidad se pueden dividir en tres grupos:

- Factores fisicoquímicos: temperatura, solubilidad, grado de dispersión del compuesto en el medio, pH y oxígeno disuelto.
- Factores biológicos: naturaleza del sistema biológico (especies y concentración de los microorganismos presentes, edad y tiempo de adaptación, tolerancia a la toxicidad del compuesto de prueba y efecto de otros sustratos), concentración de nutrientes, la presencia de sustancias inhibitorias del crecimiento, presencia de otros organismos.
- Factores químicos: tamaño de la molécula, largo y tipo de la cadena, estequiometría (Pitter, 1976).

Otros factores importantes que pueden afectar ampliamente a la biodegradación son: la disponibilidad de nutrientes, la ausencia de crecimiento de los microorganismos, esto influenciado por la expresión genética de cada organismo, el pH, que influye en el coeficiente de crecimiento y en la biodisponibilidad de los compuestos (un intervalo óptimo es de 7.0 – 7.7). La aclimatación de las comunidades es otro factor muy importante para que los microorganismos puedan ajustar su metabolismo y así tolerar compuestos tóxicos (p.ej. los iones metálicos). La temperatura interviene en el proceso biológico porque afecta el coeficiente de todas las reacciones, excepto la bioacumulación, este factor es más importante controlarlo en tratamientos de aguas residuales que en aguas residuales domésticas o municipales. Se ha demostrado que a temperaturas bajas el factor de degradación en pentaclorofenoles se reduce y en compuestos fenólicos es inhibida la degradación; la temperatura también puede influir en el metabolismo de los microorganismos y de los productos finales formados (Burgess *et al*, 1999).

La biodegradación puede ser estudiada por diferentes vías:

- Aislamiento e identificación química de los productos de la biodegradación
- Métodos analíticos específicos para los compuestos intermedarios
- Métodos analíticos no específicos como demanda bioquímica de oxígeno

- Métodos analíticos para determinar el metabolismo medido como oxígeno consumido, dióxido de carbono producido o componentes inorgánicos producidos, y métodos de patrón en conjunto con los métodos mencionados anteriormente (Anon, 1967).

Una de las pruebas principales empleadas para conocer si una determinada muestra de agua contaminada contiene compuestos biodegradables, es la conocida como demanda bioquímica de oxígeno (DBO).

2.4.3 Demanda bioquímica de oxígeno (DBO)

El parámetro de contaminación orgánica más ampliamente empleado, aplicable tanto a aguas residuales como a aguas superficiales, es la DBO a 5 días (DBO_5). La determinación del mismo está relacionada con la medición del oxígeno disuelto que consume los microorganismos en el proceso de oxidación bioquímica de la materia orgánica. La DBO se emplea para:

- 1) Determinar la cantidad aproximada de oxígeno que se requerirá para estabilizar biológicamente la materia orgánica presente;
- 2) Dimensionar las instalaciones de tratamiento de aguas residuales;
- 3) Medir la eficacia de algunos procesos de tratamiento, y
- 4) Controlar el cumplimiento de las limitaciones a que están sujetos los vertidos (Metcalf y Eddy, 1996).

En una muestra, es preciso diluir convenientemente con una solución especialmente preparada de modo que se asegure la disponibilidad de nutrientes y oxígeno durante el período de incubación. Normalmente se preparan diversas diluciones para cubrir todo el intervalo de posibles valores de la DBO. En la Tabla 2.7 se indican los intervalos de valores de la DBO que pueden ser medidos con varias diluciones, basadas en el pipeteo directo.

Las condiciones normales aceptadas son: incubación durante 5 días a 20°C , y se suponen dichas condiciones si no se especifican otras, aunque también se pueden adoptar diferentes periodos de tiempo y temperaturas, siempre que se especifiquen claramente junto con los resultados. Se puede considerar que el proceso de oxidación bioquímica es un proceso lento y ocurre en dos etapas: en la primera, la descomposición es fracción carbonosa, cuya descomposición se acerca a su terminación después de cerca de tres semanas a 20°C ; en la segunda etapa, son los materiales nitrogenados los que se oxidan primero, así en la prueba

normal de 5 días, la DBO registrada se debe a la descomposición de la proporción principal de la fracción carbonosa (Winkler, 1986; Metcalf y Eddy, 1996).

Tabla 2.7 DBO medible con diferentes diluciones de la muestra.

Muestral (ml)	Intervalo de valores de la DBO
0.02	30,000-105,000
0.05	12,000-42,000
0.1	6,000-21,000
0.2	3,000-10,500
0.5	1,200-4,200
1	600-2,100
2	300-1,050
5	120-420
10	60-210
20	30-105
50	12-42
100	6-21
300	0-7

Metcalf y Eddy (1996).

La biodegradabilidad de un agua residual se estima por medio de la relación DBO_5/DQO . A partir de este índice se puede inferir a *grosso modo* si la o las sustancias a depurar son fácilmente biodegradables o si presentan características que determinen su recalcitrancia y/o toxicidad para los microorganismos responsables de llevar acabo el proceso de depurar (Durán-Bazua, 1994). Con esta relación es posible tener una idea para la aplicación de métodos de tratamiento de tipo biológico o fisicoquímico.

$DBO_5/DQO > 0.7$

Fácilmente biodegradable, se puede emplear un sistema biológico organismos aerobios como anaerobios.

$DBO_5/DQO = 0.5 - 0.7$

Medianamente biodegradable, se recomienda emplear lechos bacterianos tanto aerobios como anaerobios.

$DBO_5/DQO < 0.5$

Difícilmente biodegradable o no biodegradable, no es adecuado utilizar métodos biológicos, se recomienda emplear métodos fisicoquímicos.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

2.4.4 Pruebas de biodegradabilidad

El proceso de biodegradación que ocurre en la naturaleza puede ser simulado en laboratorio bajo un ambiente controlado, por medio de las pruebas de biodegradabilidad. El método clásico para demostrar la biodegradabilidad de una sustancia consiste en incubar una solución o suspensión de la misma en un medio mineral con un inóculo bacteriano, bajo condiciones ambientales controladas, durante un tiempo determinado, usualmente 28 días. El monitoreo del proceso de biodegradación, puede ser efectuado mediante técnicas analíticas que cuantifican:

- La desaparición del compuesto de prueba, medido como carbono orgánico disuelto (COD).
- La actividad metabólica bacteriana medida como demanda bioquímica de oxígeno (DBO).
- La producción de dióxido de carbono (Grady, 1985).

Todas las pruebas de biodegradabilidad se basan en técnicas de cultivo de enriquecimiento donde se favorece la multiplicación celular de un grupo microbiano con características metabólicas específicas. La elección de un método a seguir, implica la necesidad de conocer algunas características como: la solubilidad, presión de vapor y características de adsorción de la muestra, estructura química o fórmula de la sustancia ensayada, con el fin de contar con una base de cálculo para el porcentaje de biodegradación alcanzado a través del tiempo (Pitter, 1990).

Para evaluar la biodegradabilidad de compuestos químicos industriales, existen métodos estandarizados, que de acuerdo a las propiedades y a la ecotoxicidad de estos compuestos se emplean los diferentes sistemas que propone la OECD, se pueden clasificarse en tres grandes grupos que distingue en tres diferentes niveles (Struijs y Van den Berg, 1995):

- 1) Pruebas de biodegradabilidad aerobia rápida: su objetivo es evaluar la facilidad con que una sustancia puede ser mineralizada bajo condiciones experimentales estrictas. En este tipo de ensayos la sustancia de prueba es la única fuente de carbono y energía disponible. Se utiliza un inóculo de baja concentración celular que no ha tenido contacto previo con la sustancia de prueba. Un resultado positivo en estas pruebas, permite suponer que la sustancia evaluada podrá ser biodegradada rápida y completamente en el ambiente. La

biodegradación es monitoreada a través de la mineralización, con la evaluación de los principales parámetros como la producción de dióxido de carbono o la eliminación de carbono orgánico disuelto.

- 2) Pruebas de biodegradabilidad aerobia intrínseca: demuestra la posibilidad de biodegradación de un compuesto, este tipo de ensayo permite la exposición prolongada de la sustancia de prueba con los microorganismos, por lo tanto hay una mayor posibilidad de que ocurra la adaptación del inóculo. Un resultado positivo indica que la sustancia no permanecerá indefinidamente en el ambiente, mientras que un resultado negativo indica que el compuesto químico es persistente.
- 3) Pruebas de simulación: diseñada para medir la velocidad de biodegradación en un ambiente específico, en este caso las pruebas practicadas proveen de información acerca de la cinética de biodegradación (Struijs y Van den Berg, 1995).

Existen varias técnicas para realizar las pruebas de biodegradabilidad del tipo aerobia rápida. A continuación se mencionan las más conocidas:

2.4.4.1 Pruebas de biodegradabilidad aerobia rápida

- Prueba de botella cerrada (prueba tradicional de DBO): el compuesto se disuelve en una solución nutriente mineral, y la solución es inoculada con un pequeño número de microorganismos de una población mixta y son introducidas en botellas cerradas en la oscuridad a 20°C. La degradación es determinada por análisis de oxígeno por un período de 28 días.
- Prueba OECD 301-E modificada: el compuesto es disuelto en una solución nutriente mineral (fortificada con una solución de elementos traza y vitaminas esenciales). La solución es inoculada con microorganismos de una población mixta y aireada a una temperatura de 20 a 25°C en la oscuridad. La degradación es determinada por el análisis de carbono orgánico disuelto en el filtrado por un periodo de 28 días.
- Prueba modificada AFNOR: este método es similar al método OECD modificado, pero con una diferencia en la solución nutriente mineral, colocando un diferente inóculo (una mezcla

de tres muestras de agua contaminada o un efluente secundario), en esta prueba la glucosa es usada para la prueba de inhibición.

- Prueba ISO 7827:1994: el método ISO (International Organization for Standardization) es una combinación de los métodos anteriormente mencionados. Este procedimiento permite determinar si el compuesto experimenta o no el proceso de degradación causado por mecanismos fisicoquímicos o químicos (degradación abiótica). La degradación es determinada por el análisis de carbono orgánico disuelto en un periodo de 28 días.
- Prueba MITI modificada: la prueba MITI (Ministry of International Trade Industry, Japan) esta basada en la medición de la DBO y del análisis de químicos residuales como carbono orgánico disuelto durante la biodegradación, el compuesto es colocado en una solución nutriente mineral inoculado con lodo activado durante 28 días.
- Prueba Sturm modificada: la solución del compuesto en prueba es un medio inorgánico inoculado con lodos activados del licor mezclado homogeneizado. La cantidad de CO₂ producido por el compuesto prueba durante 28 días es medida (Pitter, 1990; Struijs y Van den Berg, 1995). Se comparan estas técnicas en la Tabla 2.8.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

Tabla 2.8 Comparación de características de las pruebas de biodegradabilidad aerobia rápida (Pitter (1990); OECD (1992a); Ambriz (1998).

Prueba	Tipo de prueba	Método analítico	Concentración inicial de sustrato	Concentración inicial de biomasa	Evaluación	pH	T (°C)
Disminución de COD (301 A)	Matraz agitado	Carbono orgánico disuelto	5-40 mgCOD/L	efluente (0.5 mL) o lodos activados (1.5 mL)	% COD	7.4 +/- 0.2	22 +/- 2
Producción de CO ₂ (301B)	Respirométrica	Producción de CO ₂	10-20 mgCOD/L	lodos activados (10mL)	%CO ₂	7.4 +/- 0.2	22 +/- 2
MITI (I) (310 C)	Respirométrica	Consumo de oxígeno	100 mg/L	sólidos en lodos los activados (30mg)	%DTO	7	25 +/- 1
Botella cerrada (301 D)	Demanda bioquímica de oxígeno	Oxígeno disuelto	2-10 mg/L 5-10mgDTO/L	efluente (1 gota)	%DTO	7.4 +/- 0.2	22 +/- 2
Prueba ISO	Matraz agitado	Carbono orgánico disuelto	10-40 mgCOD/L	agua superficial o efluente (1-10mL) lodos activados (30mg)	% COD	7.4 +/- 0.2	22 +/- 2
Respirométrica manométrica (301 F)	Respirométrica	Consumo de oxígeno	100 mg/L , 50-100mgDTO/L	efluente (5X10 ⁵ bacterias)	%DTO	7.4 +/- 0.2	22 +/- 2

COD: carbono orgánico disuelto

DTO: demanda teórica de oxígeno,

MITI: Ministerio de Comercio Internacional e Industria, Japón.

2.4.4.2 Pruebas de biodegradabilidad aerobia intrínseca

Este tipo de ensayos permite la exposición prolongada de la sustancia de prueba con los microorganismos, por lo tanto hay una mayor posibilidad de que ocurra la adaptación del inóculo, así como una relación biomasa/sustancia de prueba más equilibrada y otras condiciones que promueven la biodegradación. Un resultado positivo indica que la sustancia no permanecerá indefinidamente en el ambiente, pero no puede suponerse que la cinética de biodegradación ocurra de la misma manera en el sitio contaminado, ya que no necesariamente fueron proporcionadas las condiciones favorables para el ensayo. Cuando existe evidencia de que la biodegradación no se llevó a cabo de la manera esperada, es conveniente considerar el posible efecto de los subproductos de la biodegradación, ya que pueden inducir la inhibición por producto (Ambriz, 1998).

- Prueba Zahn-Wellens modificada: el proceso de degradación es controlado con la determinación de DQO o COD, las concentraciones de lodos activados se encuentran en intervalo de 200 a 1000 mgSS/L.
- Prueba de SCAS modificada: es un procedimiento semicontinuo, se determina la biodegradabilidad al evaluar DQO, el inóculo a usar es aclimatado por 23 h (Pitter, 1990).

2.4.4.3 Pruebas de simulación

En este caso las pruebas practicadas proveen de información acerca de la cinética de biodegradación bajo condiciones ambientales específicas. Los resultados obtenidos sientan las bases para el cálculo de concentraciones dentro del ecosistema, por lo que es necesario validar el modelo empleado para la simulación del sitio en estudio. Además, debe conocerse la distribución de la sustancia en el ambiente así como su toxicidad potencial (Ambriz, 1998).

Prueba de Unidades Coupled: esta prueba es recomendada para la determinación de la biodegradabilidad última de compuestos bajo condiciones de simulación de tratamiento de una planta con lodos activados (Pitter, 1990).

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

2.4.5 Factores fisicoquímicos que influyen en la biodegradabilidad

Las condiciones por la cual se llevan a cabo las pruebas OECD (Organisation for Economic Co-operation and Development) para la preparación de biodegradabilidad, se mencionan a continuación:

- **Nutrientes:** En las pruebas la composición de los medios está basada en los requerimientos nutricionales de las bacterias para un crecimiento óptimo. En general deben contener fosfatos, sulfatos y cloruro de sodio, potasio, amonio, calcio, magnesio y hierro. Los niveles de nutrientes como el nitrógeno en concentraciones altas en un ambiente acuático cambian el número y tipo de biota presente en el mismo (OECD, 1995).
- **Oxígeno disuelto:** en las pruebas de botella cerrada, el medio está saturado con aire de 8-9 mgOD/L, sin embargo, en las pruebas químicas es una limitante, por que se puede obtener sólo concentraciones de 2-5 mg/L. Cuando la concentración de OD es menor o igual a 1 mg/L puede ser una limitante para la degradación microbiana de algunos compuestos, por lo tanto se recomienda una concentración mayor de 2 mgOD/L. La cantidad real de oxígeno y otros gases que puede estar presente en la solución puede estar condicionada por diferentes factores: 1) solubilidad del gas, 2) presión parcial del gas en la atmósfera, 3) temperatura y, 4) pureza del agua (salinidad, sólidos en suspensión, etc.). Debido a que la velocidad de las reacciones bioquímicas que consumen oxígeno aumenta con la temperatura, los niveles de oxígeno disuelto tienden a ser más críticos en las épocas estivales. Durante la degradación de los compuestos orgánicos, una parte es catabolizada y la otra es anabolizada, en el catabolismo se consume una mayor parte del oxígeno presente. El oxígeno consumido para la oxidación de un compuesto es proporcional a la concentración de ese compuesto (Pitter, 1990; Manahan, 1993; Metcalf y Eddy, 1996).
- **pH:** generalmente los valores de pH neutros (6-8) en el medio, es recomendable para el crecimiento de las bacterias.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

2.5 Características de las aguas residuales en estudio

El conocimiento de la naturaleza del agua residual es fundamental para una buena explotación de las infraestructuras para su captación, tratamiento y evacuación de las aguas residuales, así como para la gestión de la calidad del ambiente. Las aguas residuales se caracterizan por su composición física, química y biológica (Metcalf y Eddy, 1996).

Las aguas residuales municipales, también llamadas aguas negras, son una mezcla de agua y contaminantes orgánicos e inorgánicos, tanto en suspensión como disueltos. La concentración de estos contaminantes normalmente es muy pequeña, y se expresa en mg/L, esto es, miligramos de contaminante por litro de la mezcla.

En la Tabla 2.9 se muestran los valores representativos de contaminantes en los tres tipos de aguas residuales con los cuales un municipio debe tratar. Cualquiera de ellos puede ser una importante causa de preocupación, la mayor parte del tiempo o sólo ser un problema ocasional, de acuerdo con los volúmenes relativos y las características de cada tipo de agua residual (Henry y Heinke, 1999).

Para la caracterización del agua residual se emplean tanto métodos de análisis cuantitativos, para la determinación precisa de la composición química del agua residual, como análisis cualitativos para el conocimiento de las características físicas y biológicas. Los métodos cuantitativos pueden ser gravimétricos, volumétricos o fisicoquímicos (Metcalf y Eddy, 1996).

A continuación se describen los tres diferentes sitios de muestreo donde se obtuvieron los tres tipos de agua residual: agua residual de tipo doméstico, municipal e industrial. Se mencionan las características para cada uno con el fin de conocer la composición natural de cada una de las aguas en estudio y así comprender su comportamiento durante la aplicación de los dos diferentes procesos fisicoquímicos (método de Fenton y coagulación-floculación).

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

Tabla 2.9 Características de tres diferentes tipos de aguas residuales.

TIPO DE AGUAS RESIDUALES	MUNICIPAL (R+C+I)			INDUSTRIAL (de proceso)				AGUA PLUVIAL (desagüe anual)
	Pequeña	Mediana	Grande	Alimentos	Carnes	Recubrimientos con metales	Textiles	Pequeña/mediana /grande
Volumen (L)/cápita/día	400	500	600	----	----	----	----	----
/tonelada/producto	----	----	----	10,000	12,000	----	100,000	----
% de desagüe	----	----	----	----	----	----	----	30/35/45
MPN (10 ⁶ /100 mL)	100	80	70	0	----	0	0	0.008
DBO ₅	190	240	300	1,200	640	0	400	14
DQO	320	400	500	----	----	----	----	100
COT	135	170	215	----	----	----	----	----
Sólidos en susp.	225	300	350	700	300	0	100	170
Sólidos disueltos	450	600	700	----	200	----	1,900	170
N total	40	30	25	0	3	0	0	3.5
P total	10	8	7	0	----	0	0	0.35
pH	7.0	7.0	7.0	----	7.0	4 o 10	10	----
Cobre	0.14	0.17	0.27	0.29	0.09	6	0.31	0.46
Cadmio	0.003	0.010	0.016	0.006	0.011	1	0.03	0.025
Cromo	0.04	0.08	0.16	0.15	0.15	11	0.82	0.16
Níquel	0.01	0.06	0.11	0.11	0.07	12	0.25	0.15
Plomo	0.05	0.1	0.2	----	----	----	----	----
Zinc	0.19	0.29	0.38	1.08	0.43	9	0.47	1.6

Fuente: Henry y Heinke, 1999.

Las concentraciones de los componentes están en mg/L.

Pequeña: comunidad residencial (R) pequeña.

Mediana: municipalidad diversificada de tamaño medio, áreas residenciales (R), comerciales (C) e industriales (I) con alcantarillas separadas.

Grande: ciudad grande industrializada (R+C+I) con alcantarillas combinadas.

Residuos de alimentos: fábrica enlatadora: encurtidos, betabeles, tomates, peras.

Procesamiento de carnes: planta de aves de corral sin recuperación de estiércol ni sangre.

Talleres de recubrimiento con metales: los residuos son ácidos (baños crómicos), alcalinos (baños de cianuro), y <2000 m³/día.

Fábrica textil: fibra de algodón hilada procesada en artículos de algodón, almidonados.

TEMAS CON FALLA DE ORIGEN

2.5.1 Características generales de la Planta de Tratamiento de Ciudad Universitaria (PTARCU)

La planta de tratamiento de Ciudad Universitaria fue construida con el objetivo de tratar las aguas residuales generadas en la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM) y la colonia Copilco el Alto, para su reutilización como agua de riego para las áreas verdes de la propia universidad. Por otro lado la PTARCU ha participado y apoyado a la realización de diferentes estudios de investigación en el área de Ingeniería Ambiental.

La PTARCU fue diseñada para tratar un gasto de agua residual de 40 L/s, en esta planta de tratamiento de aguas residuales municipales no cuenta con un sistema para el tratamiento de lodos residuales, siendo descargados al drenaje municipal sin medir los daños que causan a los cuerpos receptores y sobre todo a la salud humana.

La planta cuenta con tres sistemas de tratamiento biológico en paralelo: lodos activados, biodiscos y filtro rociador, los cuales tratan el 50, 25 y 25% respectivamente, del caudal total. Son diferentes los sistemas con los que cuenta la planta:

- Obra de toma, se constituye por tres colectores de 0.91, 0.91 y 0.61 m de diámetro que conducen el agua residual de tres diferentes zonas, zona antigua de la UNAM, zona de institutos y zona Copilco el Alto
- Rejillas
- Carcamo de captación con una capacidad de 60 m³
- Desarenador
- Canales Parshall a cielo abierto
- Sistema de lodos activados (línea 1)
- Sistema de biodiscos (línea 2)
- Sistema filtro rociador (línea 3)
- Sedimentador (para cada una de las líneas)
- Filtración por gravedad
- Cárcamo de aguas tratadas
- Sistema de cloración

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

El funcionamiento de la planta se reduce considerablemente durante la temporada de lluvia, parando totalmente durante los meses de agosto y septiembre, la planta arranca en forma gradual para su estabilización, en un tiempo aproximadamente de 15 días (López, 1997).

2.5.2 Características generales del Gran Canal de Desagüe de la Ciudad de México

El Gran Canal de Desagüe (GCD), que desaloja aguas residuales municipales e industriales, tiene una longitud de 47.5 km. A este canal llegan descargas de los ríos de los Remedios, Tlanepantla y San Javier, durante la época de estiaje desaloja gran parte de las aguas residuales de la zona centro y norte.

El Gran Canal de Desagüe tiene capacidad para conducir 60 m³/s, aunque en ocasiones ha desalojado caudales mayores de 100 m³/s, los cuales se descargan al túnel de Tequisquiac y de ahí al Río Salado de la cuenca del Río Tula en donde se aprovecha para la irrigación agrícola (DDF, 1982).

El Gran Canal de Desagüe (GCD) ocupa un lugar importante en el desalojo de aguas residuales de la Ciudad de México; además se considera que una porción importante de las sustancias contaminantes se depositan sobre estos sistemas de drenaje a los cuales subyacen sedimentos lacustres arcillosos, representando estos sedimentos la única barrera entre los contaminantes y el acuífero.

Se han realizado algunos estudios para el tratamiento de las aguas residuales que el GCD desaloja. Jiménez (1998), realizó un estudio de caracterización fisicoquímica y bacteriológica de este tipo de aguas residuales (Tabla 2.10), y en el cual plantea la utilización de un proceso fisicoquímico con la ayuda de agentes coagulantes como Al₂(SO₄)₃ (dosis de 25 a 40 mg/L) y el FeCl₃ (dosis de 20 a 40 mg/L) en combinación con un proceso de filtración para la remoción de huevos de helmintos. En este trabajo se concluyó que con ambos coagulantes (Al₂(SO₄)₃ y FeCl₃ se obtienen altas eficiencias de remoción en el caso de huevos de helmintos, sin embargo, con el FeCl₃ se obtiene hasta un 87% de remoción en los parámetros fisicoquímicos, en comparación con el Al₂(SO₄)₃ con el cual solo se obtiene hasta un 84% de remoción (p.ej. DQO 45%, SST 73%, huevos de helmintos 99%, coliformes fecales 99.99%, metales pesados 7 a 87%).

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

Tabla 2.10 Caracterización del agua residual GCD (valores promedio).

Parámetro	Unidad	Gran Canal	
		km 0	km 27
Sólidos suspendidos totales	mg/L	101	95
Sólidos suspendidos volátiles	mg/L	75	50
Sólidos suspendidos fijos	mg/L	26	45
Turbidez	NTU	145	218
Color	Pt-Co	509	601
pH		7.5	7.84
Conductividad	µmhos/cm	1.91	2.11
Sólidos disueltos totales	mg/L	0.95	1.05
DQO t	mg/L	358	273
Transmitancia	%	8	7
Huevos de helmintos	org/L	4.8	9.06
Coliformes fecales	CFU/100ml	1.47X10 ⁸	1.99X10 ⁸
Sulfitos	mg/L	-----	19.4
Sulfatos	mg/L	-----	0.842
Nitrógeno total Kjeldahl	mg/L	39.6	38.2
Nitrógeno amoniacal	mg/L	18.2	28.7
Fósforo total	mg/L	11.13	12
Fosfatos	mg/L	1.53	1.86
Boro	mg/L	1.81	2.60
Selenio	mg/L	0.002	0.002
Cromo	mg/L	0.0056	0.0056
Aluminio	mg/L	0.152	2.406
Cadmio	mg/L	0.0035	0.0035
Cobre	mg/L	0.048	0.0059
Hierro	mg/L	0.0033	1.207
Manganeso	mg/L	0.083	0.083
Níquel	mg/L	0.143	0.119
Plomo	mg/L	0.023	0.023
Zinc	mg/L	0.137	0.061
Arsénico	mg/L	0.0025	0.0059

Jiménez (1998). Caracterización fisicoquímica de aguas residuales de la Cd. de México.

Otro estudio realizado para este tipo de aguas residuales, en el cual se propone un pretratamiento fisicoquímico con fines de recarga a acuíferos. González-Lorenzo (2001) propone un tratamiento fisicoquímico avanzado (método de Fenton) con la finalidad de obtener la mejor calidad de agua tratada. Con el reactivo de Fenton ($\text{Fe}^{2+}:\text{H}_2\text{O}_2$) en una relación 1:1 y una concentración de 24 mg/L, se obtuvo un mayor porcentaje de remoción para los siguientes parámetros fisicoquímicos: DQO (57%), color (75%), turbiedad (96%) y SST (89%), valores superiores obtenidos a un tratamiento fisicoquímico clásico de coagulación-floculación.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

2.5.3 Características generales de la Planta de Tratamiento de aguas residuales ECCACIV

Con más de 35 años desde su creación en 1966, la Ciudad Industrial del Valle de Cuernavaca, CIVAC, es el polo de desarrollo industrial más importante del Estado de Morelos; ubicado en el municipio de Jiutepec, con 230 hectáreas colindantes con Cuernavaca, CIVAC es sin duda uno de los parques industriales mejor planeados y organizados del país. La actividad industrial de la zona genera aguas residuales; éstas son tratadas por la planta de tratamiento de aguas denominada ECCACIV (Empresa para el Control de la Contaminación de Agua en la zona de CIVAC), la cual fue constituida en 1979, marcando un hecho histórico por ser el primer distrito para el control de la contaminación del agua. Con una red de 12 kilómetros de conductores y en un área de 3.5 hectáreas ECCACIV, además de tratar las aguas industriales, también recibe aguas residuales de origen doméstico del municipio.

A fin de satisfacer las nuevas necesidades en el tratamiento de las aguas residuales que maneja ECCACIV, S. A de C. V, cambia y se inició en diciembre de 1993 la construcción del proyecto denominado "Torres Biológicas" que integra una cantidad mínima de unidades de operación y equipos, optimizando así el uso de la superficie donde se localiza la planta de tratamiento (Torres, 2003).

La planta está diseñada para recibir y tratar hasta 210 L/s de agua de origen doméstico e industrial provenientes del CIVAC. El influente llega en primer lugar a una estructura de cribado que tiene como función remover del agua sólidos gruesos. En la Figura 2.4, se muestra el diagrama de bloques del proceso de ECCACIV (Torres, 2003).

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

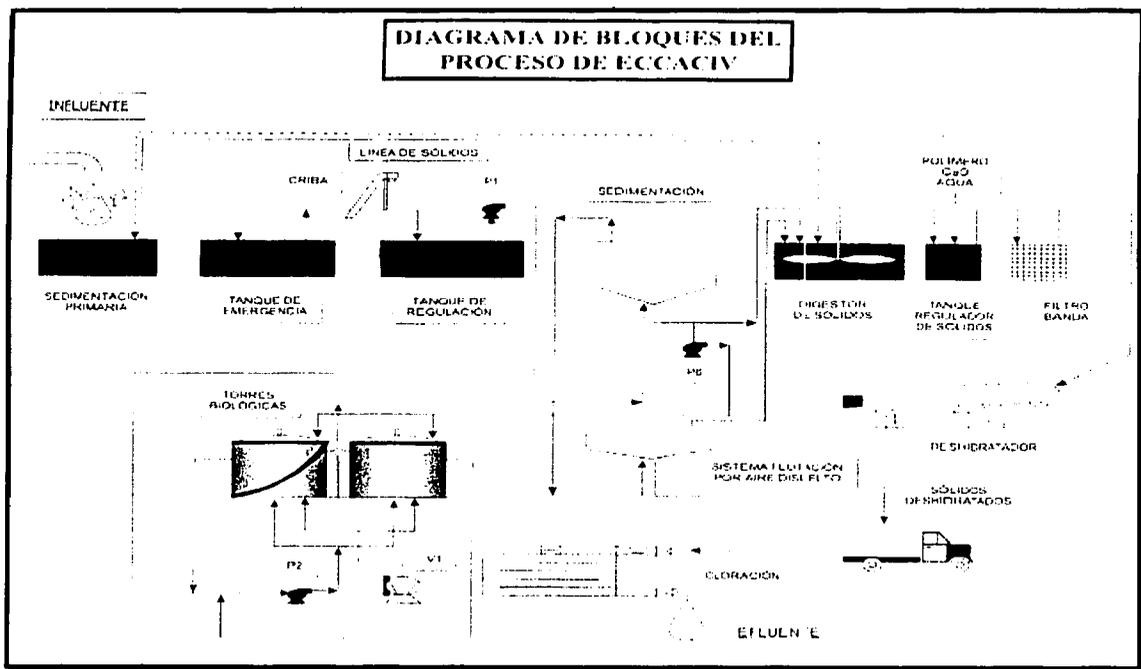


Figura 2.4 Diagrama de bloques del proceso de ECCACIV. Torres (2003).

TESIS CON FALLA DE ORIGEN

3. METODOLOGÍA

En la Figura 3.1 se presentan las principales actividades que se realizaron en el trabajo experimental. En este estudio se utilizaron tres tipos de aguas residuales: doméstico, municipal e industrial. Después del muestreo de cada tipo de agua, éstas fueron sometidas a pruebas de depuración en paralelo con el reactivo de Fenton y con FeCl_3 . Con el FeCl_3 se esperaba una depuración por coagulación-floculación, con el reactivo de Fenton se esperaba que se presentara una oxidación.

Las muestras tratadas con ambos métodos fueron posteriormente caracterizadas fisicoquímicamente, a través de los siguientes parámetros: pH, color, turbiedad, DQO, SST, NTK, N-NH_3 y COD. Posteriormente, con las muestras de agua con las que se obtuvieron los mejores resultados de disminución de los valores de los parámetros fisicoquímicos, se procedió a realizar pruebas de biodegradabilidad con el método OECD 301-A. Las pruebas se llevaron a cabo en botellas Winkler. El número de botellas que se incubaron para cada muestra fueron los recomendados por la prueba OECD 301-A (OECD 301-A, 1992).

Cada una de las etapas experimentales antes mencionadas se detalla a continuación:

3.1 Aplicación del pretratamiento al agua residual

3.1.1 Caracterización del agua residual cruda

Las muestras utilizadas para este estudio se obtuvieron de diferentes descargas: 1) agua residual de tipo doméstico, 2) agua residual municipal de la Cd. de México y 3) agua residual de un complejo industrial. Para obtener un agua residual de tipo doméstico se muestreó en la planta de tratamiento de aguas residuales de Cd. Universitaria (PTARCU), en el colector del agua residual proveniente de la colonia Copilco el Alto, mientras que el agua residual de tipo industrial se obtuvo del influente de la planta de tratamiento de aguas residuales ECCACIV (Empresa para el Control de la Contaminación del Agua de la Ciudad Industrial del Valle de Cuernavaca), Jiutepec, Morelos. El agua residual de tipo municipal se colectó de una toma de obra del Gran Canal de Desagüe de la Ciudad de México (aguas residuales evacuadas por el Gran Canal de Desagüe). En las Fotos 3.1, 3.2 se presentan los sitios de muestreo de agua residual.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

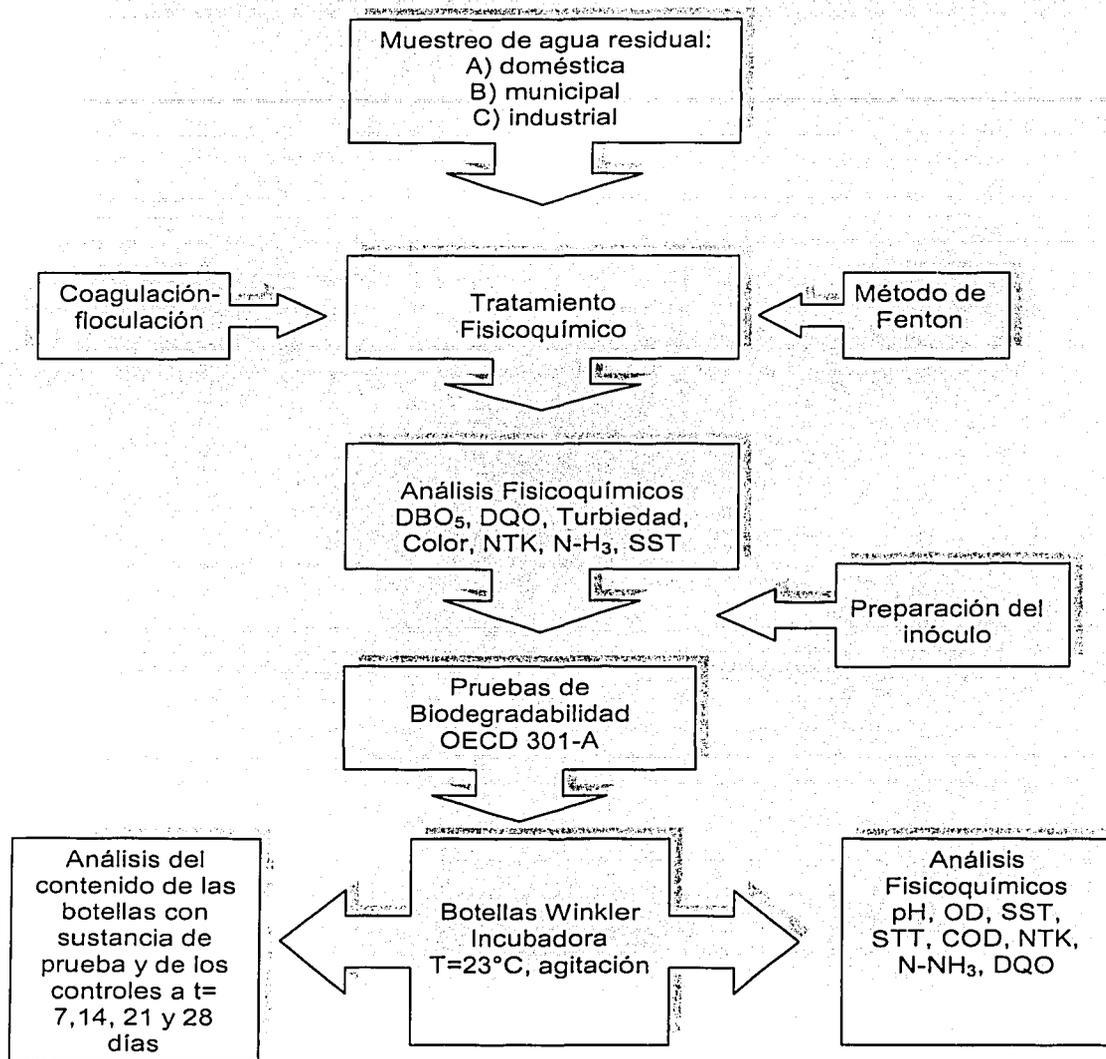


Figura 3.1 Diagrama general de las actividades realizadas.

TESIS CON FALLA DE ORIGEN



Foto 3.1 Planta de tratamiento de aguas residuales de Cd. Universitaria (PTARCU).



Foto 3.2 Planta de tratamiento de aguas residuales ECCACIV.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

Los parámetros fisicoquímicos y las técnicas realizadas para caracterizar los diferentes efluentes se muestran en la Tabla 3.1 (DQO, DBO₅, nitrógeno total Kjeldahl, nitrógeno-NH₃, color, turbiedad, sólidos suspendidos totales). También se determinó la concentración de carbono orgánico disuelto en un analizador elemental Carlo Erba EA 1110 CHNS-O CE Instruments, el cual proporciona los resultados en porcentajes relativos.

3.1.2 Pretratamiento a los diferentes efluentes

Las tres diferentes aguas residuales fueron tratadas con dos diferentes métodos: método de Fenton donde se emplean dos reactivos (sulfato ferroso heptahidratado y peróxido de hidrógeno al 30% en peso, FeSO₄·H₂O₂) y el proceso de coagulación-floculación donde se empleó sólo el reactivo de cloruro férrico (FeCl₃).

El método de Fenton y el proceso de coagulación floculación, se realizaron con la metodología clásica de la técnica de prueba de jarras (Foto 3.3) (Eckenfelder, 1989). Para el caso del método de Fenton, se ajusta el pH a 3.5 y se añaden la dosis de los reactivos, se agregó primero el sulfato ferroso e inmediatamente después, el peróxido de hidrógeno en relación 1:1 y con una dosis de 25 mg/L; dosis óptima que se determinó en un estudio realizado por González-Lorenzo (2001), para el agua residual de tipo doméstico y municipal; la dosis óptima empleada para el agua residual de tipo industrial fue de 550 mg/L de Fe en relación 1:1, para esto fue necesario realizar pruebas de jarras con diferentes dosis para determinar las mejores condiciones experimentales con base en la eliminación de color y turbiedad.

Tabla 3.1 Parámetros fisicoquímicos y técnicas analíticas empleadas en la caracterización del agua residual.

Técnica	Método	Equipo
pH	Potenciométrico	Potenciómetro Corning
Color		Espectrofotómetro HANNA
Turbiedad	Nefelométrico, Standard Methods	Turbidímetro Orbeco-Hellige
DQO (Demanda Química de Oxígeno)	Oxidación ácido cromo-sulfúrico	Termoreactor Merck
SST (Sólidos Suspendidos Totales)	Diferencia de pesos, secado a 105°C	Spectroquant NOVA 600
NTK, N-NH ₃ (Nitrógeno Total Kjeldahl)	Método titulométrico micro-Kjeldahl,	Estufa Balanza analítica OHAUS Digester Labconco
COD (Carbono orgánico disuelto)	Oxidación	Analizador elemental EA 1110 CHNS-O CE Instruments
OD (Oxígeno disuelto)	Electrodo de membrana	Oxímetro Oxi 197

Finalmente, al término de la prueba de jarras se separa el sobrenadante de los flóculos para determinar los valores residuales de los parámetros fisicoquímicos: DQO, nitrógeno-NH₃, nitrógeno total Kjeldahl, color, turbiedad, sólidos suspendidos totales. Se evaluó la eficiencia de remoción de ambos procesos.

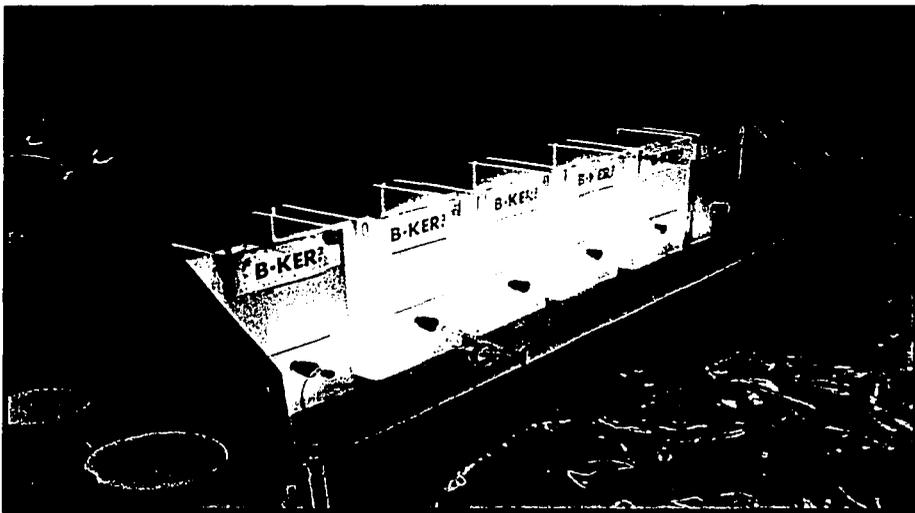


Foto 3.3 Equipo clásico de prueba de jarras.

3.2 Aplicación de la prueba de biodegradabilidad aerobia rápida OECD 301-A a las aguas residuales pretratadas con ambos métodos

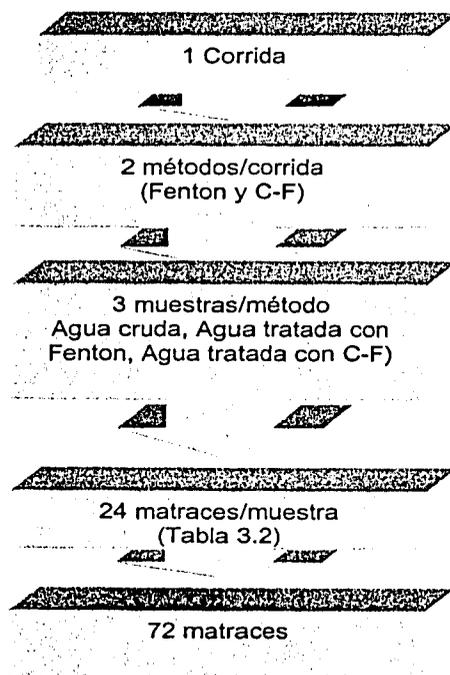
3.2.1 Preparación de las muestras para evaluar la biodegradabilidad

Se evaluó la biodegradabilidad con la prueba OECD 301-A "Disminución de Carbono Orgánico Disuelto" a las diferentes aguas residuales pretratadas con el método de Fenton y con coagulación-floculación.

De acuerdo con la prueba OECD 301-A (Anexo E), se prepararon 20 litros de medio mineral. Dicho medio se mantuvo en aireación por un período de 6 horas con el fin de saturarlo con oxígeno disuelto. Las soluciones de prueba se colocaron en botellas Winkler y posteriormente se pusieron en una incubadora a 23°C. Para minimizar posibles errores y variaciones debidas a

manejo experimental, las soluciones fueron preparadas al mismo tiempo y bajo las mismas condiciones. Las soluciones fueron preparadas de acuerdo a lo establecido en la OECD 301-A; la composición para cada solución se describe más adelante. El pH de la soluciones se ajustó aproximadamente a 7.0 unidades, empleando una solución de H_2SO_4 1N.

Cabe mencionar que se prepararon las soluciones para cada pretratamiento aplicado a las tres diferentes aguas residuales con las que se trabajó (Figura 3.2). Se decidió meter cuatro repeticiones por cada solución preparada, esto para poder analizar un matraz en los tiempos preestablecidos y poder obtener más datos para tener mayor información sobre el proceso de biodegradación.



TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

Figura 3.2 Diagrama de cada corrida para la prueba de biodegradabilidad.

La solución de acetato de sodio se utilizó como sustancia de referencia para el control de procedimiento y el cloruro de mercurio se utilizó para inhibir la actividad microbiana en el matraz

de degradación abiótica (OECD 301-A, 1992; ISO 7827:1994).

El inóculo fue preparado a partir de una muestra de lodos activados provenientes del tanque de aireación de la planta de tratamiento de agua residual de Ciudad Universitaria (PTARCU). El inóculo se preparó bajo las mismas condiciones para cada una de las diferentes aguas residuales en estudio con el fin de poder comparar los resultados de las pruebas de biodegradabilidad. Se eliminó del inóculo las partículas en suspensión gruesas y después se colocó en un matraz con solución isotónica de NaCl al 0.9%, con el objeto de asegurar que estuviera libre de sustratos que pudieran elevar la concentración inicial de carbono orgánico disuelto, el matraz fue sellado y se mantuvo con aireación y agitación constante hasta su uso, esto para contar con la mayor concentración de oxígeno disuelto que permitiera a los microorganismos realizar la biodegradación del sustrato bajo condiciones aerobias (más de 2 mgOD/L); se utilizó el inóculo el mismo día que fue colectado. De acuerdo con la normas ISO 7827:1994 y OECD 301-A, se sugiere que la preparación del inóculo sea 10 mL de lodos activados/1000 mL de solución isotónica. Al inóculo microbiano se le determinó el siguiente parámetro: sólidos suspendidos totales. La OECD (1995), recomienda que el inóculo presente una concentración no mayor a 30 mg/L de SST.

Para la aplicación de la prueba OECD 301-A, de acuerdo con el procedimiento marcado, se utilizaron botellas Winkler. En la Tabla 3.2 se presenta la descripción de las botellas utilizadas en la prueba de biodegradabilidad, la composición se realizó bajo el criterio establecidos por la prueba OECD, 1992; y Ambriz, 1998.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

Tabla 3.2 Composición de las soluciones preparadas para el estudio de biodegradabilidad.

Número de botellas	Solución	Composición
4	Control de procedimiento	6 mL de acetato de sodio 160 mL de inóculo 1440 mL de medio mineral
4	Control de inóculo	153.12 mL de inóculo 1378.12 mL de medio mineral
4	Sustancia de prueba	122.5 mL de inóculo 395 mL de la sustancia de prueba 1062.5 mL de medio mineral
4	Control de toxicidad	6 mL de acetato de sodio 160 mL de inóculo 51.6 mL de sustancia de prueba 1384 mL de medio mineral
4	Control de adsorción	120 mL de inóculo 51.6 mL de sustancia de prueba 1386.8 mL de medio mineral 1.6 mL de HgCl ₂
4	Control de degradación abiótica	51.6 mL de sustancia de prueba 1546.8 mL de medio mineral 1.6 mL de HgCl ₂

Debido a que en este experimento se incluyeron determinaciones de parámetros fisicoquímicos no considerados como parte de la prueba OECD 301-A; fue necesario separar y destinar para análisis una botella de cada una de las soluciones preparadas por tratamiento.

3.2.2 Parámetros fisicoquímicos complementarios a evaluar durante la aplicación de la prueba OECD 301-A

En este trabajo se incluyeron determinaciones de parámetros fisicoquímicos complementarios, con el fin de obtener información adicional para comparar los métodos de coagulación-floculación y de Fenton, así como reconocer su influencia en la velocidad de oxidación de sustratos y el porcentaje de biodegradación alcanzado con respecto del tiempo. Los parámetros fisicoquímicos considerados en esta etapa experimental fueron:

- pH
- Oxígeno disuelto
- DQO
- Sólidos totales (STT), totales volátiles (STV) y totales fijos (STF)

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

- Sólidos totales (STT), totales volátiles (STV) y totales fijos (STF)
- Sólidos suspendidos totales (SST), suspendidos fijos (SSF) y suspendidos volátiles (SSV)
- Nitrógeno total Kjeldahl

3.2.3 Montaje de la prueba OECD 301-A

El estudio de biodegradación fue realizado empleando botellas Winkler y una incubadora orbital, la cual proporciona condiciones de temperatura y agitación controlada en ausencia de luz (Foto 3.4). En este caso, no existió un aporte de oxígeno continuo a lo largo del experimento. A cada una de las botellas Winkler empleadas se le adicionaron 300 mL de la dilución preinoculada. El montaje de la prueba se realizó siguiendo el procedimiento propuesto por la prueba OECD 301-A, 1992 y Ambriz, 1998. Después de que las botellas fueron cerradas y colocadas en la incubadora, se realizó el análisis de los parámetros a tiempos preestablecidos (7, 14, 21 y 28 días) a cada una de las botellas de los controles (procedimiento, inóculo, degradación, toxicidad y adsorción) y de las botellas de sustancia de prueba (agua cruda, agua Fenton y agua FeCl_3) con objeto de determinar la concentración de carbono orgánico disuelto y calcular el porcentaje de remoción de materia orgánica disuelta alcanzado en cada punto de control. El montaje de la prueba OECD 301-A se realizó para el agua cruda, el agua tratada con método de Fenton y el agua tratada con el proceso de coagulación-floculación para los tres tipos de aguas residuales en estudio.

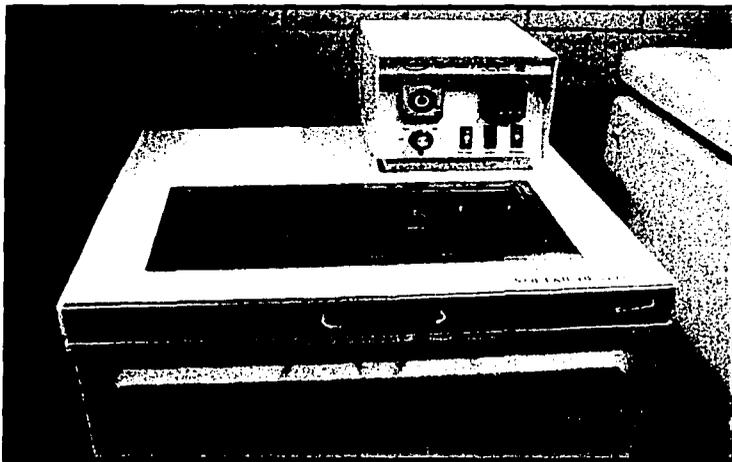


Foto 3.4 Incubadora orbital utilizada para la prueba de biodegradabilidad.

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la presentación de los resultados, se decidió analizar y discutir por separado los resultados obtenidos para el agua residual de tipo doméstico (PTARCU), el agua residual de tipo municipal (GCD) y el agua de tipo industrial (ECCACIV), a las cuales se realizó una caracterización, un pretratamiento y la aplicación de la prueba de biodegradabilidad aerobia rápida OECD 301-A.

4.1 Agua residual de tipo doméstico (PTARCU)

4.1.1 Caracterización y pretratamiento

En la Tabla 4.1 se presentan los resultados de la caracterización fisicoquímica del agua residual y de los efluentes correspondientes del proceso de coagulación-floculación y del método de Fenton.

Tabla 4.1 Características fisicoquímicas del agua residual de tipo doméstico.

Parámetro/Muestra	Cruda	Fenton	FeCl ₃
pH	7.6	7.2	7.6
Turbiedad (UTN)	44	7	4
Color Aparente (Pt-Co)	550	260	280
Color Real (Pt-Co)	340	250	240
N-NH ₃ (mg/L)	36	11	14
N-Tot Kjeldahl (mg/L)	45	21	21
DQO (mg/L)	340	148	156
DBO ₅ (mg/L)	240	112	100
SST (mg/L)	71	15	41
COD (mg/L)	225	124	141

Los porcentajes de remoción de los parámetros fisicoquímicos con los métodos de coagulación-floculación y de Fenton se presentan de manera comparativa en la Figura 4.1. Se puede observar que el método de Fenton la eficiencia es ligeramente mayor en remoción de nitrógeno amoniacal (71%), color (53%), DQO (57%) y sólidos suspendidos totales (79%) en comparación con el proceso de coagulación-floculación con FeCl₃. El método de Fenton puede ser considerado como una técnica factible para tratar aguas residuales con fines de reúso, ya que se ha demostrado que es un proceso que mejora la calidad de un efluente secundario de aguas residuales logrando reducir considerablemente concentraciones de DQO, turbidez y sólidos en comparación a un proceso de coagulación-floculación con FeCl₃. Este proceso es muy útil para

destruir contaminantes disueltos debido a la presencia de OH^\bullet que son generados durante la reacción de $\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2$ (Sheng *et al*, 1997; Yun Whan Kang *et al*, 2000).

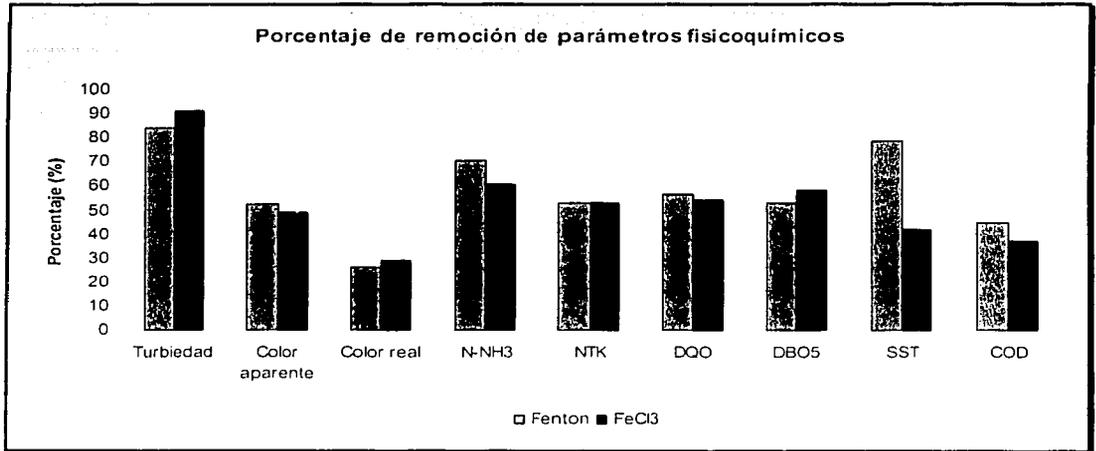


Figura 4.1 Porcentajes de remoción de los parámetros fisicoquímicos para la coagulación-floculación y el método de Fenton en el agua residual de tipo doméstico.

La biodegradabilidad de un agua residual puede ser estimada por medio de la relación DBO_5/DQO . A partir de este índice se puede inferir a *grosso modo* si la o las sustancias a depurar son fácilmente biodegradables o si presentan características que determinen su recalcitrancia y/o toxicidad para los microorganismos responsables de llevar a cabo el proceso de depuración (Durán-Bazua, 1994). La relación DBO_5/DQO es importante en la selección del tipo de tratamiento a utilizar para un agua residual en particular.

Al comparar la relación DBO_5/DQO del agua residual cruda, agua tratada con método de Fenton y el proceso de coagulación-floculación, el agua cruda se puede considerar como fácilmente biodegradable y al ser tratada con el método de Fenton, se puede observar en esta relación un ligero aumento de 0.05, debido al efecto oxidante de los radicales OH^\bullet producidos en la reacción de los reactivos $\text{FeSO}_4:\text{H}_2\text{O}_2$.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

Muestra	Relación DBO ₅ /DQO
Cruda	0.705
Fenton	0.756
FeCl ₃	0.641

4.1.2 Prueba de biodegradabilidad

4.1.2.1 Validez de la prueba OECD 301-A

Antes de analizar los resultados obtenidos, se demuestra la validez de la prueba de biodegradabilidad aerobia rápida OECD 301-A. Para llevar a cabo una prueba de biodegradabilidad aerobia rápida se requiere una serie de matraces (control de procedimiento, toxicidad, degradación abiótica, blanco o inóculo) que permitan evaluar el desarrollo de la etapa experimental durante los 28 días con los controles evaluados de la etapa experimental para el agua cruda, se puede comprobar que se cumple con los criterios de validez establecidos por la prueba de biodegradabilidad aerobia rápida OECD 301-A.

Los criterios de validez establecidos en la prueba OECD 301-A, para la aceptación de la misma es que en el control de procedimiento se debe alcanzar al menos un 50% de remoción de carbono orgánico disuelto para que la prueba sea válida y que en el control de toxicidad se alcance por lo menos un 35% de remoción de carbono orgánico disuelto en 15 días o al menos igual al obtenido en el control de procedimiento (50% de remoción de COD). En la Tabla 4.2, se presentan los porcentajes de remoción de carbono orgánico disuelto en los controles para el agua residual cruda, estos valores cumplen con los criterios de la prueba OECD 301-A, por lo que se puede decir que la sustancia de prueba no fue tóxica para los microorganismos, al menos a las concentraciones que se manejaron en laboratorio. Por lo que se puede afirmar que el desarrollo de la etapa experimental y la viabilidad del inóculo microbiano empleado para la realización de la prueba fueron válidos.

Tabla 4.2 Porcentaje de remoción de carbono orgánico en los controles empleados para la prueba OECD 301-A.

Matraz/Tiempo	7 días	14 días	21 días	28 días
Control de procedimiento	41%	57%	69%	81%
Control de Inóculo	34%	53%	64%	75%
Control de toxicidad	38%	54%	67%	78%
Control de adsorción	31%	54%	67%	76%
Control de degradación	03%	05%	07%	07%

Los controles utilizados para validar la etapa experimental del tratamiento realizado, tanto para el método de Fenton como para el proceso de coagulación-floculación, también cumplieron con los criterios de validez, ya que al observar en la Tabla 4.3, tanto el control de procedimiento como el de toxicidad utilizados para el método Fenton cumple con lo establecido por la prueba OECD 301-A. Para el proceso de coagulación-floculación se obtuvieron resultados bajos en el matraz de toxicidad, pero se cumple con los criterios establecidos, ya que por lo menos se alcanzó una remoción del 50% al final de la etapa experimental.

Tabla 4.3 Porcentaje de remoción de carbono orgánico disuelto (COD) en los controles empleados durante la prueba de biodegradabilidad para a) Fenton, y b) coagulación-floculación.

Muestra/Tiempo	7 días		14 días		21 días		28 días	
	a)	b)	a)	b)	a)	b)	a)	b)
Control de toxicidad	27%	19%	65%	29%	74%	41%	86%	53%
Control de adsorción	25%	10%	61%	27%	77%	43%	84%	58%
Control de degradación	03%	02%	06%	04%	07%	05%	08%	06%

4.1.2.2 Resultados de la prueba de biodegradabilidad

En la Figura 4.2 se presentan los valores residuales de carbono orgánico disuelto (COD) obtenidos durante la parte experimental, tanto para el agua cruda como para el agua tratada. De acuerdo con los resultados obtenidos, y bajo los criterios de la prueba de biodegradabilidad aerobia rápida OECD 301-A, el agua residual de tipo doméstico se considera como rápidamente biodegradable ya que las normas consultadas (OECD-301-A, 1992; ISO 7827:1994) establecen que se debe alcanzar un 70% de remoción de carbono orgánico disuelto en un periodo de 28 días para considerar a un agua residual como biodegradable. El agua cruda cumple con este criterio debido a que se alcanzó hasta un 86% de remoción de materia orgánica medida como carbono orgánico disuelto al final de los 28 días (Tabla 4.4); el agua tratada con método de Fenton también alcanzó un porcentaje de remoción similar al del agua cruda, mientras que con el proceso de coagulación sólo se logró remover un 64% de la materia orgánica presente en el agua cruda (Tabla 4.4).

Se realizó una comparación entre los dos métodos de tratamiento. Para el agua tratada con reactivo de Fenton se puede considerar como rápidamente biodegradable ya que se alcanzó un 85% de remoción de la materia orgánica presente en comparación del agua tratada con el proceso de coagulación-floculación que sólo alcanzó un 64% de remoción de materia orgánica,

por lo que a este tipo de agua tratada sólo se considera como un agua medianamente biodegradable (Tabla 4.4).

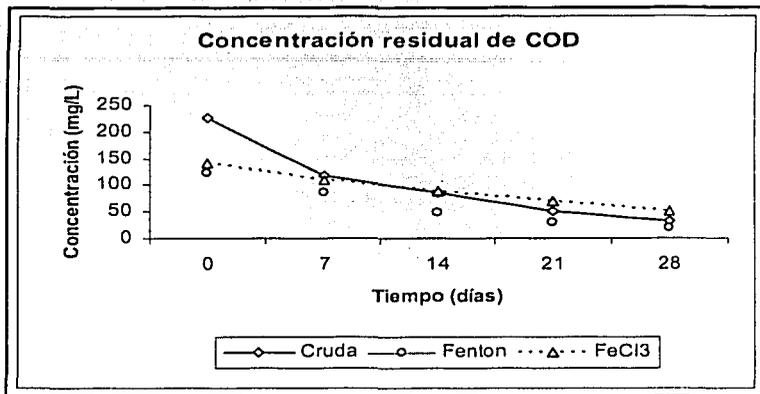


Figura 4.2 Concentración residual de carbono orgánico disuelto (COD) en el agua residual de tipo doméstico.

Tabla 4.4. Porcentaje de remoción de carbono orgánico disuelto (COD), en el agua residual de tipo doméstico.

Tiempo (días)	Cruda	Fenton	FeCl ₃
7	48%	31%	23%
14	62%	61%	37%
21	77%	76%	51%
28	86%	85%	64%

La prueba de biodegradabilidad OECD 301-A se basa en el análisis de los porcentajes de remoción del carbono orgánico disuelto en un período de 28 días. Con el fin de cuantificar la rapidez con la que se elimina el COD en las distintas muestras utilizadas, se realizó una modelación sencilla con una expresión cinética de primer orden, matemáticamente, este tipo de reacción puede representarse de la siguiente forma:

$$\frac{dC}{dt} = -kC$$

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

Donde C representa la concentración de COD que permanece en el sistema, y t el tiempo en que la materia orgánica es metabolizada. Esto significa que a cualquier tiempo, la rapidez o velocidad de remoción de la materia orgánica medida como carbono orgánico disuelto es proporcional al COD presente en el sistema en ese momento. Integrando, se obtiene:

$$\ln\left(\frac{C}{C_0}\right) = -kt \quad \text{Ec. 4.1}$$

La representación con la Ec. 4.1 de los resultados obtenidos para el agua residual de tipo doméstico se encuentra en la Figura 4.3 (Avery, 1985). Los coeficientes de correlación 0.992, 0.996, 0.996 tan altos se puede atribuir a la composición natural del agua residual cruda. En la siguiente tabla se presentan las constantes cinéticas de reacción para cada tratamiento, en el cual se puede observar que la velocidad total de mineralización es mayor en el agua tratada con método de Fenton en comparación con el proceso de coagulación-floculación con FeCl_3 ; para el caso del agua cruda es muy similar a la obtenida con Fenton, esto se puede deber como ya se mencionó a la composición natural del agua residual. Es conveniente mencionar que el estado de oxidación inicial del Fe puede influir en la eficiencia y en la velocidad inicial de mineralización. Cuando se parte de Fe (II) los valores son mayores, en comparación si se trabaja con sales de Fe (III) (Doménech *et al*, 2003).

Muestra	Constante cinética
Cruda	0.068
Fenton	0.070
FeCl_3	0.035

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

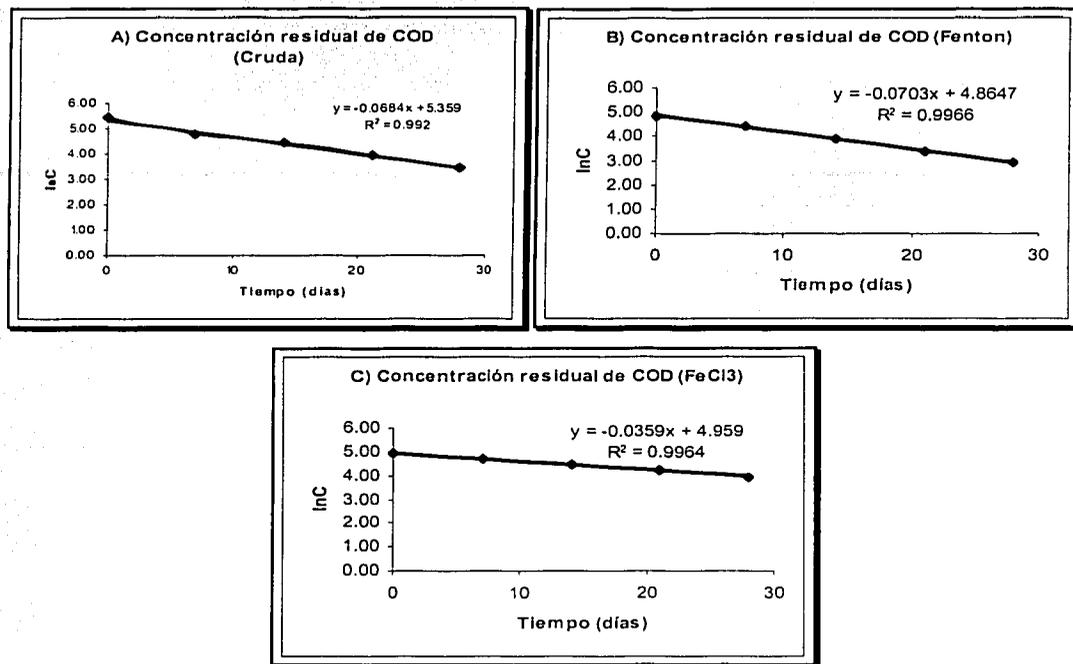


Figura 4.3 Modelo cinético de primer orden para a) el agua residual cruda, b) agua tratada con el método de Fenton y c) agua tratada con el proceso de coagulación-floculación.

El desarrollo experimental se realizó bajo condiciones aerobias, con una concentración promedio inicial de 3.98, 3.85 y 4.10 mgO_2/L , para el agua cruda, proceso de coagulación-floculación y método de Fenton respectivamente. La concentración de oxígeno disuelto presente en las muestras con sustancia de prueba y los controles a lo largo del experimento fue disminuyendo paulatinamente hasta llegar a concentraciones inferiores de 2 mgO_2/L , se registraron concentraciones de 1.23 mgO_2/L en el día 28 de prueba.

En cuanto al pH de las muestras, al inicio de la prueba se ajustó a valores cercanos a 7.0, esto para proporcionar un medio adecuado para los microorganismos y favorecer su crecimiento. Durante el desarrollo experimental se presentaron cambios, los valores de pH oscilaron entre 6.38 y 7.76 unidades (Metcalf y Eddy, 1996).

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

La temperatura se mantuvo en un valor promedio de 23 °C, como lo indica la prueba OECD 301-A (1992). En el agua no debe variar su temperatura más de un par de grados para poder mantener el tipo de vida que existe en ella en esas condiciones, por esta razón la mayor parte de las normatividades no aceptan más de 3 grados de diferencia. Cabe mencionar que los aumentos de temperatura tienden a facilitar la disolución de sustancias químicas (como minerales y sustancias orgánicas) en el agua y la disminución en la disolución de gases (como el oxígeno) (Durán-Bazua, 1994).

Se realizó un análisis estadístico para comprobar si existen diferencias significativas en la remoción de carbono orgánico disuelto para cada tratamiento. Se seleccionó la prueba de Bartlett por ser un procedimiento muy utilizado para evaluar la igualdad o desigualdad entre varianzas, que fue realizado a partir de las siguientes hipótesis.

H_0 : Cruda = Fenton = $FeCl_3$ = 0 es decir, no existen diferencias entre los tratamientos
 H_1 : Cruda Fenton $FeCl_3$ 0 es decir, al menos uno de los tratamientos es diferente

Se asignó un 95% de confianza, $\alpha=0.05$. El valor obtenido para $\chi^2_0 = 18.95$ que comparado con $\chi^2_{0.05,2} = 5.99$, entonces $18.95 > 5.99$ por lo que se rechaza la hipótesis nula y se acepta la hipótesis alternativa en donde al menos un tratamiento es diferente. Para determinar que tratamiento tiene diferencias significativas, un procedimiento usado ampliamente para comparar los pares de medias es la prueba de intervalos múltiples de Duncan, de esta manera se puede estimar intervalos significativos con los que se realizan comparaciones entre las medias de cada tratamiento y se determina las parejas de tratamientos que tienen diferencias significativas (Montgomery, 2003). En el Anexo C se describe la metodología utilizada.

A partir de la prueba de intervalos múltiples de Duncan se determinó que hay diferencias significativas entre todas las medias de los tratamientos, se encontró una diferencia significativa entre el método de Fenton y el proceso de coagulación-floculación (Anexo C).

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

4.1.2.3 Evaluación de parámetros fisicoquímicos al final la prueba de biodegradabilidad

En la Figura 4.4 se muestra el porcentaje de remoción de algunos parámetros fisicoquímicos, para cada uno de los tratamientos empleados.

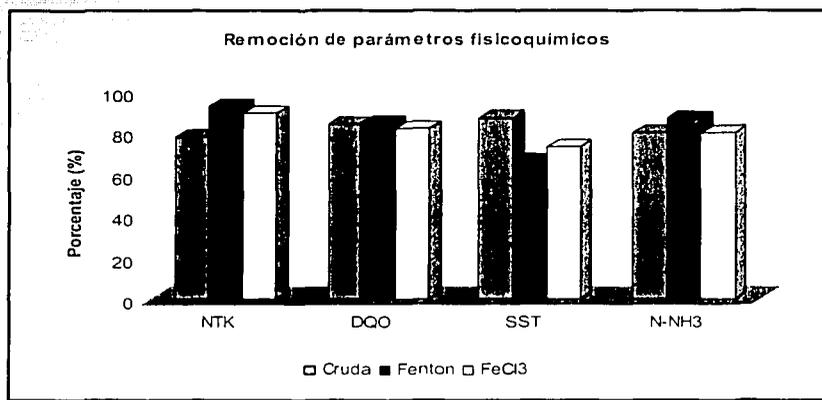


Figura 4.4 Porcentajes de remoción de los parámetros fisicoquímicos evaluados durante la prueba de biodegradabilidad.

La concentración de nitrógeno total Kjeldahl disminuyó en el agua tratada con respecto al agua cruda, para ambos tratamientos; los valores de remoción son 93%, 78% y 90% para Fenton, agua cruda y coagulación respectivamente. El decremento en la concentración de este elemento se puede deber a que el nitrógeno como nutriente es incorporado a la biomasa de los microorganismos responsables del proceso de biodegradación (Burgess *et al.*, 1999). El nitrógeno amoniacal presente también sufrió una disminución en su concentración al final de la etapa experimental, debido a que los microorganismos lo asimilan e incorporan a su masa celular, el método de Fenton removió hasta un 87% del nitrógeno presente en el sistema.

Los resultados obtenidos al final de la prueba de biodegradabilidad demuestran que el agua tratada con método de Fenton permitió remover hasta un 85% de la materia orgánica presente. El reactivo de Fenton se ha utilizado como una herramienta eficiente en la destrucción de compuestos orgánicos tóxicos presentes en el agua residual, son diversos los estudios relacionados con la remoción de la DQO por método de Fenton, logrando más de un 50% de remoción, estos valores obtenidos se debe a la reacción de oxidación que ocurre cuando los

radicales libres $\text{OH}\cdot$ generados por la reacción clásica de Fenton actúan sobre los compuestos orgánicos presentes, formando productos intermediarios que puedan ser degradados (Loreto *et al*, 2000).

Con respecto a los tres tipos de sólidos suspendidos (totales, volátiles y fijos) se pudo observar también un decremento en su concentración. En cuanto a los sólidos suspendidos volátiles se observa que la concentración es ligeramente mayor al ser evaluada a los 7 días, pero a partir del día 14 y hasta el final del período de experimentación se observó una disminución, esto permitió detectar la conversión de la materia orgánica a biomasa, la concentración de sólidos totales presentó una disminución. En cuanto a los matraces de los controles se puede observar un decremento en las concentraciones de éstos en sus tres modalidades. El tratamiento de coagulación fue el proceso más eficiente para remover hasta un 73% de los sólidos suspendidos totales en sus tres modalidades.

En la Figura 4.5 se puede observar el comportamiento de la concentración de los parámetros físicoquímicos analizados a lo largo de la prueba de biodegradabilidad.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

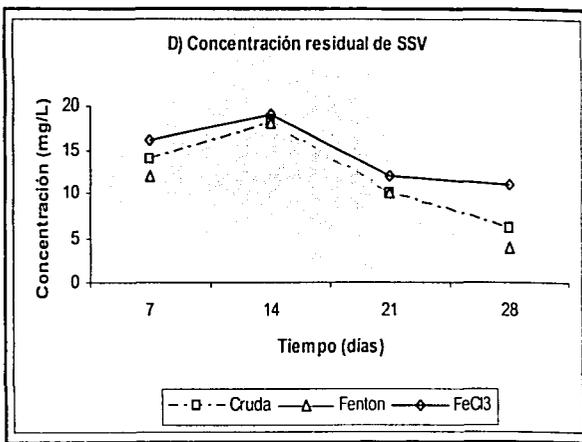
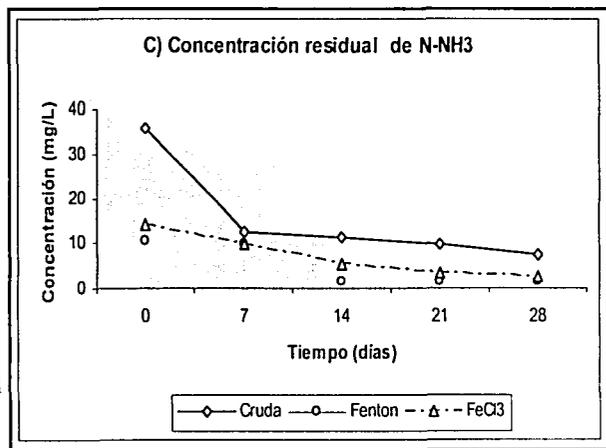
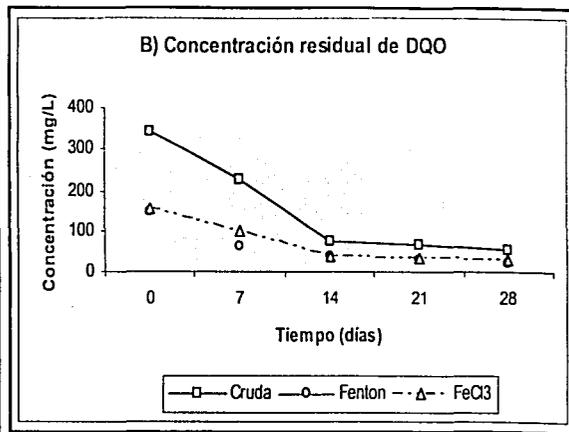
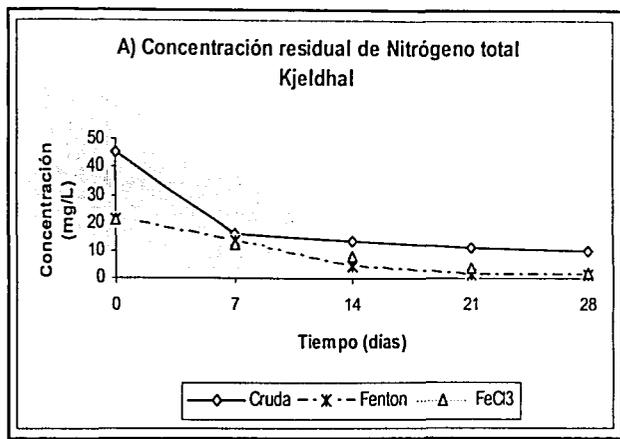


Figura 4.5 Valores residuales de los parámetros fisicoquímicos a) NTK, b) DQO, c) N-NH₃ y d) SSV analizados durante la prueba de biodegradabilidad para el agua cruda y pretratada con el método de Fenton y el proceso de coagulación-floculación.

TESIS CON
 FALTA DE OXIGEN
 NO BIEN

4.2 Agua residual de tipo municipal (Gran Canal de Desagüe)

4.2.1 Caracterización y pretratamiento

Los resultados obtenidos de las características fisicoquímicas para el agua residual cruda de tipo municipal se presentan en la Tabla 4.5, así como para los efluentes del proceso de coagulación-floculación y del método de Fenton. La comparación de los valores de remoción de los parámetros evaluados, permiten constatar que con el método de Fenton se obtiene un efluente de mejor calidad en comparación con el efluente del proceso de coagulación-floculación. El método de Fenton presentó un mayor porcentaje de remoción para los siguientes parámetros fisicoquímicos: color aparente (64%), color real (46%), DQO (14%), y SST (8%) en comparación con el proceso de coagulación-floculación (Figura 4.6).

Con respecto al valor de remoción de la DQO se puede observar que éste es ligeramente más alto al obtenido con el proceso de coagulación-floculación (33%), esto se debe a que el radical hidroxilo OH^\bullet ataca a los compuestos orgánicos presentes y causa la descomposición química de estos compuestos, por consiguiente la concentración de H_2O_2 juega un papel importante en el proceso de la oxidación por método Fenton (Eckenfelder, 1989, Sheng y Chen, 1997). El reactivo de Fenton es utilizado no sólo para el tratamiento de aguas residuales de tipo municipal o industrial, este reactivo también es utilizado para tratar lixiviados de rellenos sanitarios, resultado similares se obtuvieron en estudios realizados por Gau y Chang (1996); Yoon *et al* (1998); Ramírez-Zamora *et al* (2000) donde se evaluó la efectividad del método de Fenton y del proceso de coagulación-floculación, en estos trabajos también se demostró que el método de Fenton ofrece buenos resultados para la depuración de aguas residuales muy contaminadas como lo son los lixiviados de rellenos sanitarios en donde, se logró remociones de la DQO, COT, color y turbiedad hasta un 60%, 81%, 89% y 96% respectivamente, los valores altos de remoción se efectuó en los compuestos orgánicos con peso molecular mayor de 1000; mientras que con un proceso de coagulación-floculación con FeCl_3 sólo se remueve un 57% de la DQO.

El alto porcentaje que se obtuvo en la remoción de turbiedad se debe a la eliminación del material en suspensión y coloidal, debido a la formación de flóculos con los iones férricos que se producen durante el tratamiento con el reactivo de Fenton (Sheng y Chen, 1997).

Tabla 4.5 Características fisicoquímicas del agua residual de tipo municipal.

Parámetro/Muestra	Cruda	Fenton	FeCl ₃
pH	7.75	7.2	7.75
Turbiedad (UTN)	141	9	13
Color Aparente (Pt-Co)	>550	180	530
Color Real (Pt-Co)	500	180	410
N-NH ₄ (mg/L)	36	32	32
N-Tot Kjeldahl (mg/L)	42	39	41
DQO (mg/L)	398	211	265
DBO ₅ (mg/L)	243	150	160
SST (mg/L)	84	23	29
COD (mg/L)	380	163	186

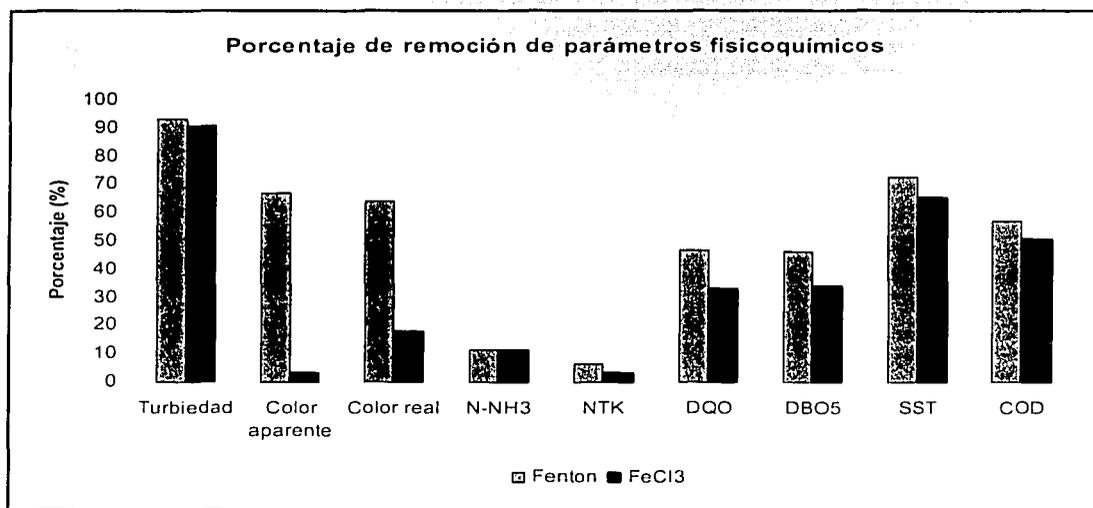


Figura 4.6 Porcentajes de remoción de los parámetros fisicoquímicos para el proceso de coagulación-floculación y el método de Fenton en el agua residual de tipo municipal.

A continuación se presentan los valores de la relación DBO₅/DQO para el agua cruda del Gran Canal y de ésta tratada con el reactivo de Fenton y con cloruro férrico.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

Muestra	Relación DBO ₅ /DQO
Cruda	0.610
Fenton	0.710
FeCl ₃	0.603

Comparando las relaciones DBO₅/DQO del agua residual cruda, agua tratada con método de Fenton y el proceso de coagulación-floculación, se puede observar que el método de Fenton mejora esta relación. El agua cruda se puede considerar como medianamente biodegradable y después del tratamiento puede considerarse como fácilmente biodegradable. Lo anterior se atribuye a que el reactivo de Fenton oxida a los componentes orgánicos presentes, elimina las sustancias tóxicas e incrementa la biodegradabilidad del agua tratada (Chamarro *et al* 2001).

4.2.2 Prueba de biodegradabilidad

4.2.2.1 Validez de la prueba OECD 301-A

La evaluación de los controles para este tipo de agua residual, demostraron que se cumple con los criterios de validez establecidos por la prueba OECD 301-A, es decir, el control de procedimiento y toxicidad removieron más del 50% de carbono orgánico disuelto (Tabla 4.6).

Tabla 4.6 Porcentaje de remoción de carbono orgánico disuelto en los controles empleados para la prueba OECD 301-A.

Muestra/Tiempo	7 días	14 días	21 días	28 días
Control de procedimiento	24%	50%	58%	69%
Control de inóculo	36%	44%	51%	55%
Control de toxicidad	47%	60%	63%	70%
Control de adsorción	23%	32%	41%	52%
Control de degradación	04%	05%	05%	06%

Con los resultados de la Tabla 4.6, se puede afirmar que la sustancia de prueba no fue tóxica para los microorganismos.

Se ha demostrado también que los controles utilizados para evaluar la etapa experimental del tratamiento, también son válidos (Tabla 4.7).

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

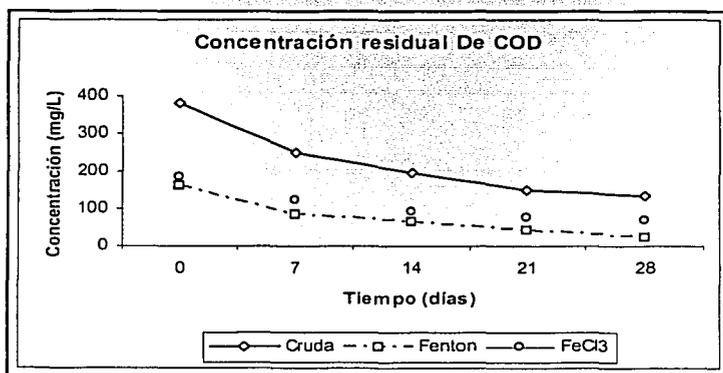
Tabla 4.7 Porcentaje de remoción de carbono orgánico disuelto (COD) en los controles empleados durante la prueba de biodegradabilidad para a) Fenton, y b) coagulación-floculación.

Muestra/Tiempo	7 días		14 días		21 días		28 días	
	a)	b)	a)	b)	a)	b)	a)	b)
Control de toxicidad	36%	33%	44%	49%	64%	58%	72%	65%
Control de adsorción	38%	23%	53%	42%	67%	57%	82%	68%
Control de degradación	05%	03%	07%	05%	07%	07%	08%	08%

4.2.2.2 Resultados de la prueba de biodegradabilidad

En la Figura 4.7 se presentan los valores residuales de carbono orgánico disuelto (COD) para el agua residual cruda y tratada. Con base a los criterios de la prueba de biodegradabilidad aerobia rápida OECD 301-A, y en los resultados obtenidos para el agua residual cruda de tipo municipal es posible concluir que ésta es medianamente biodegradable, debido a que sólo se alcanzó un 65% de remoción de materia orgánica medida como carbono orgánico disuelto al final de los 28 días. Lo anterior puede atribuirse a la presencia de desechos provenientes de actividades comerciales e industriales los cuales son difíciles de biodegradar.

Como se observa en la Tabla 4.8, con el método de Fenton se logra aumentar el grado de biodegradabilidad de la matriz de contaminantes remanentes en el agua tratada. En dicha agua tratada se alcanzó un 85% de remoción de carbono orgánico disuelto.



TESIS CON FALLA DE ORIGEN

Figura 4.7 Concentración residual de COD en el agua residual de tipo municipal.

Tabla 4.8 Porcentaje de remoción de carbono orgánico disuelto (COD), en el agua residual municipal.

Tiempo (días)	Cruda	Fenton	FeCl ₃
7	35%	49%	34%
14	48%	59%	50%
21	60%	75%	59%
28	65%	86%	64%

Estos resultados siguen la misma tendencia que los reportados por Kitis (1999) y Chamarro *et al* (2001), quienes demostraron que al aplicar el reactivo de Fenton en aguas residuales como pretratamiento a un tratamiento biológico se obtienen excelentes resultados en la biodegradabilidad del agua residual, pues la oxidación por reactivo de Fenton incrementa la velocidad de biodegradación de compuestos orgánicos.

La velocidad de remoción de la materia orgánica medida como COD, presenta una cinética 1^{er} orden, tanto para el agua cruda como para el agua tratada con método de Fenton y con el proceso de coagulación-floculación (Figura 4.8). Las constantes cinéticas permiten observar que para el agua tratada con el método de Fenton se presenta una mejor degradación de los compuestos orgánicos en comparación del agua tratada con el proceso de coagulación-floculación.

Muestra	Constante cinética
Cruda	0.037
Fenton	0.067
FeCl ₃	0.036

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

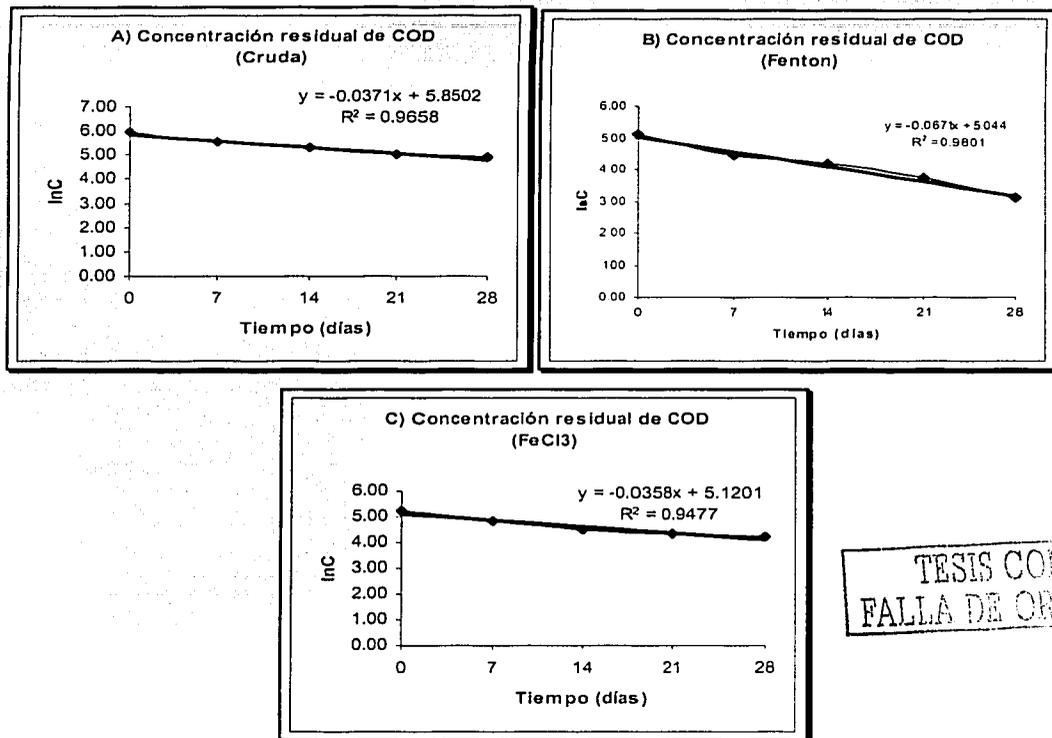
Se realizaron las mismas pruebas estadísticas para comprobar si existen diferencias entre los tratamientos, que fue realizado a partir de las siguientes hipótesis.

H₀: Cruda = Fenton = FeCl₃ = 0 es decir, no existen diferencias entre los tratamientos

H₁: Cruda ≠ Fenton ≠ FeCl₃ ≠ 0 es decir, al menos uno de los tratamientos es diferente

Se asignó un 95% de confianza, $\alpha=0.05$. El valor obtenido para $\chi^2_0 = 17.17$ que comparado con $\chi^2_{0.05,2} = 5.99$, entonces $17.17 > 5.99$ por lo que se rechaza la hipótesis nula y se acepta la hipótesis alternativa en donde al menos un tratamiento es diferente. Con la prueba de intervalos múltiples de Duncan se determinó que hay diferencias significativas entre las medias de los

tratamientos de Fenton y coagulación-floculación, es decir que la remoción de carbono orgánico disuelto se lleva a cabo de manera eficiente cuando el agua cruda es tratada con un proceso fisicoquímico avanzado.



TESIS CON FALLA DE ORIGEN

Figura 4.8 Modelo cinético de primer orden para a) el agua residual cruda, b) agua tratada con el método de Fenton, y c) agua tratada con el proceso de coagulación-floculación.

4.2.2.3 Evaluación de parámetros fisicoquímicos al final la prueba de biodegradabilidad

El desarrollo experimental se realizó bajo condiciones aerobias, con concentraciones iniciales promedio de 5.14, 5.13 y 5.23 mgO₂/L, para el agua cruda, método de Fenton y proceso de coagulación-floculación, respectivamente. Durante la etapa experimental se observó una disminución en la concentración de oxígeno disuelto presente en las muestras tanto para las sustancias de prueba como para los controles, paulatinamente disminuyó hasta llegar a concentraciones inferiores a 2 mgO₂/L; registrándose concentraciones de hasta 1.13 mgO₂/L.

En la Figura 4.9 se observan los porcentajes de remoción de parámetros fisicoquímicos para el agua cruda y para el agua tratada con ambos métodos. Los parámetros fisicoquímicos evaluados durante el proceso de biodegradación presentaron una disminución en su concentración.

Al inicio de la prueba de biodegradabilidad, el pH de las muestras fue ajustado a 7. Durante los 28 días que duró la prueba de biodegradabilidad se registraron variaciones ligeras del pH dentro del intervalo de 6.17 y 7.87 unidades de pH.

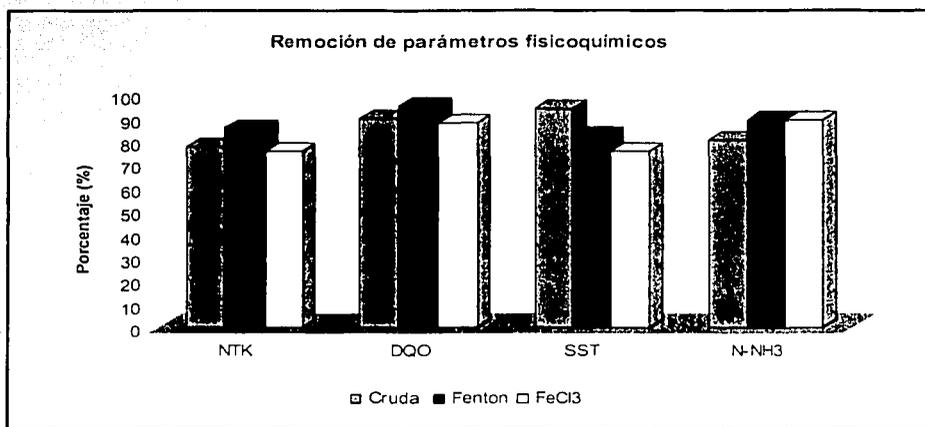


Figura 4.9 Porcentaje de remoción de los parámetros fisicoquímicos durante la prueba de biodegradabilidad.

En cuanto a la determinación de nitrógeno total Kjeldahl, se observó un decremento a lo largo de la prueba experimental. Para el agua tratada con método de Fenton se obtuvo una mayor remoción (86%) de este elemento en comparación con el agua tratada con el proceso de coagulación-floculación en donde se obtuvo sólo un 76% de remoción. Para el nitrógeno amoniacal, evaluado se obtuvo el mismo porcentaje de remoción tanto para el método de Fenton como para el proceso de coagulación-floculación (89%).

Con los resultados obtenidos de remoción de DQO, se comprueba que el método de Fenton es una técnica efectiva para la remoción de compuestos orgánicos ya que en el agua tratada se removió hasta un 95% de los compuestos orgánicos, mientras que con el proceso de coagulación-floculación sólo se pudo remover un 88%.

Se pudo observar también un decremento en la concentración de los sólidos suspendidos en sus tres modalidades. Se detectó la conversión de la materia orgánica a biomasa relacionado con un pequeño aumento de los sólidos totales volátiles evaluados a los 7 días del experimento, pero a partir del día 14 y hasta el final del período de experimentación, la concentración de los sólidos presentó una disminución. En cuanto a los matraces de los controles se puede observar un mismo comportamiento en las concentraciones de éstos.

En la Figura 4.10 se puede observar el comportamiento de la concentración de los parámetros fisicoquímicos analizados a lo largo de la prueba de biodegradabilidad.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

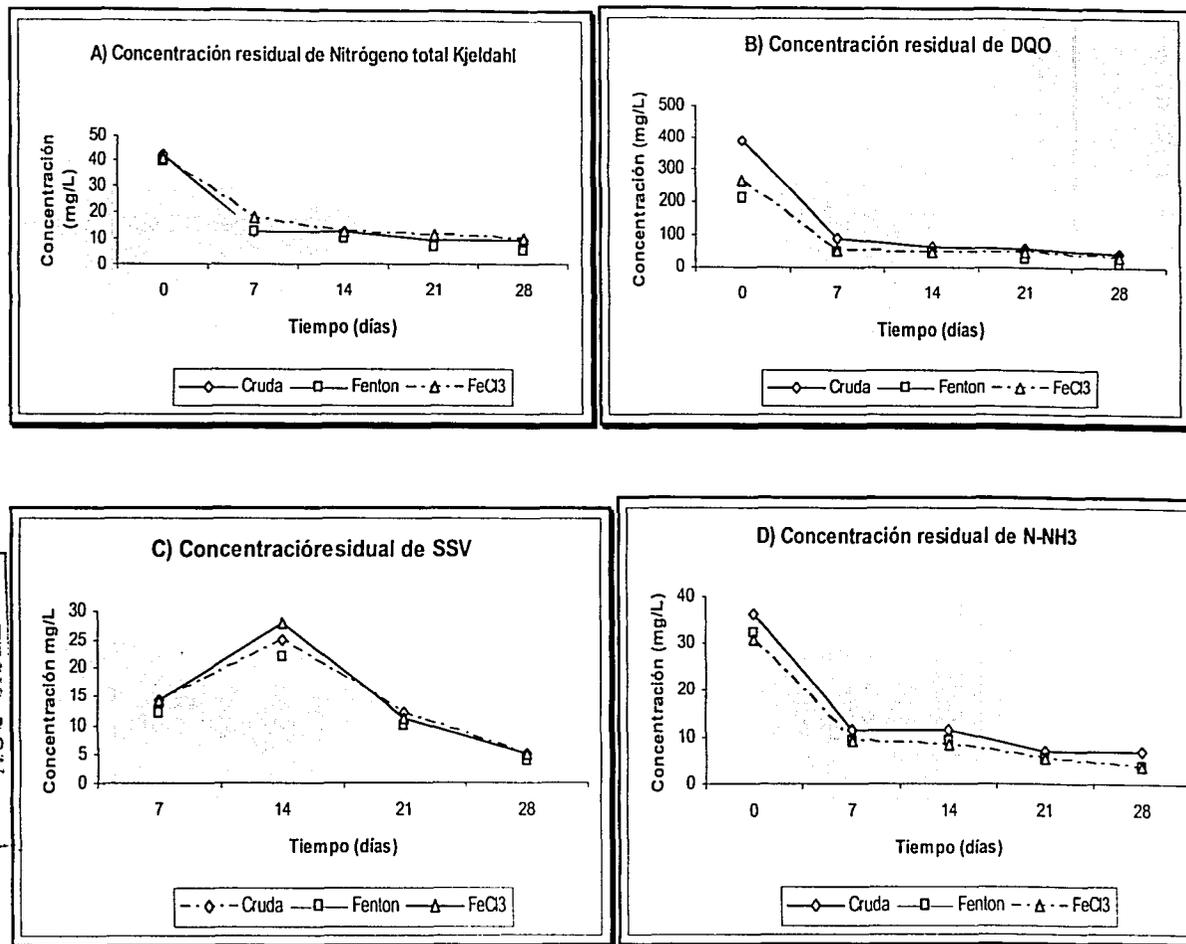


Figura 4.10 Valores residuales de los parámetros fisicoquímicos a) NTK, b) DQO, c) SSV, d) N-NH₃, analizados durante la prueba de biodegradabilidad para el agua cruda y pretratada con el método de Fenton y el proceso de coagulación-floculación.

TESIS CON FALLA DE ORIGEN

4.3 Agua residual de tipo industrial (ECCACIV)

4.3.1 Caracterización y tratamiento

Para determinar la dosis óptima a utilizar para este tipo de agua residual, se realizaron pruebas de Jarras. En la Tabla 4.9 se observan los resultados obtenidos, con base en los cuales se decidió trabajar con una dosis de 550 mgFe/L tanto para el reactivo de Fenton como para el proceso de coagulación-floculación.

Tabla 4.9. Determinación óptima de reactivo de Fenton para el agua residual de tipo industrial.

Concentración (mg/L) FeSO ₄ :H ₂ O ₂	Turbiedad (UTN)	Color (PtCo)
100	54.5	>550
150	94.3	>550
200	64	>550
250	42.6	>550
300	36	>550
350	25.2	>550
400	91.3	>550
450	41.7	>550
500	88.1	>550
550	10.4	305
600	19.3	515
650	16.8	485

En la Tabla 4.10 se presentan los resultados obtenidos de caracterización fisicoquímica del agua residual y de los efluentes correspondientes al método de Fenton y al proceso de coagulación-floculación, con una dosis de hierro de 550 mg/L.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

Tabla 4.10 Características fisicoquímicas del agua residual de tipo industrial.

Parámetro/Muestra	Cruda	Fenton	FeCl ₃
pH	5.78	7.20*	7.35
Turbiedad (UTN)	157	11	7
Color Aparente (u. Pt-Co)	>550	350	390
Color Real (u. Pt-Co)	>550	300	280
N-NH ₄ (mg/L)	64	57	62
N-Tot Kjeldahl (mg/L)	107	74	74
DQO (mg/L)	2556	1584	1833
DBO ₅ (mg/L)	1442	1120	1100
SST (mg/L)	174	25	30
COD (mg/L)	2428	1292	1479

* El pH se ajustó después de la prueba de Fenton

Los porcentajes de remoción de los parámetros fisicoquímicos analizados, se comparan en la Figura 4.11, en la cual se puede observar que el método de Fenton removió con mayor eficiencia los siguientes parámetros: turbiedad (93%), DQO (38%), SST (86%), COD (47%).

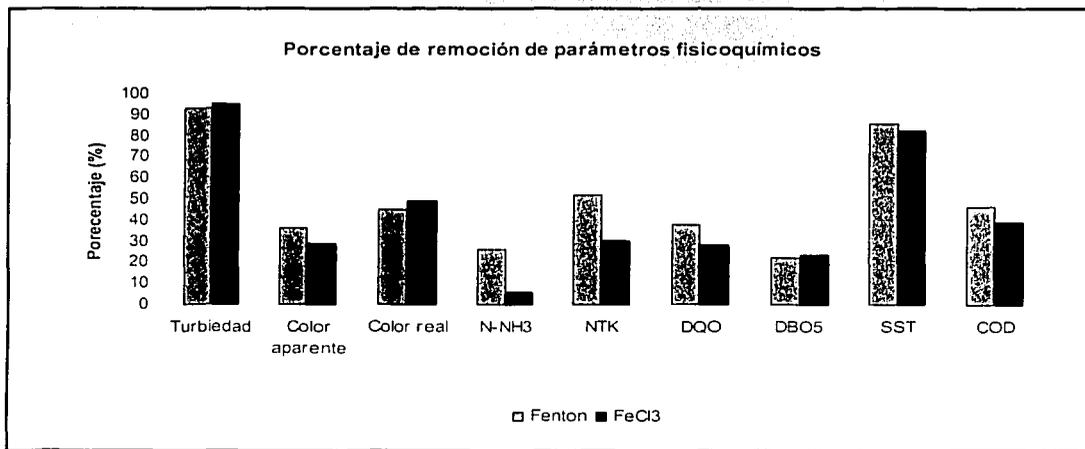


Figura 4.11 Porcentajes de remoción de los parámetros fisicoquímicos para el proceso de coagulación-floculación y el método de Fenton en el agua de tipo industrial.

El agua residual cruda de tipo industrial de acuerdo a la relación DBO₅/DQO, es un agua medianamente biodegradable, cuando el agua es tratada con el método Fenton, esta relación mejora, considerándose entonces el agua como fácilmente biodegradable.

Muestra	Relación DBO ₅ /DQO
Cruda	0.564
Fenton	0.707
FeCl ₃	0.600

4.3.2 Prueba de biodegradabilidad

4.3.2.1 Validez de la prueba OECD 301-A

Para verificar la validación de la prueba de biodegradabilidad OECD 301-A en este tipo de agua residual, se comprueba con la validación de los controles evaluados durante la parte experimental. En la Tabla 4.11, se muestran los porcentajes de remoción de carbono orgánico disuelto para los controles, los cuales cumplen con los criterios de validez establecidos por la prueba de biodegradabilidad.

Tabla 4.11 Porcentaje de remoción de carbono orgánico disuelto para el agua cruda en los controles empleados para la prueba OECD 301-A.

Muestra/Tiempo	7 días	14 días	21 días	28 días
Control de procedimiento	74%	95%	99%	-----
Control de inóculo	64%	91%	94%	99%
Control de toxicidad	31%	72%	81%	96%
Control de adsorción	15%	75%	92%	96%
Control de degradación	05%	08%	09%	10%

----- No se determinó

En la Tabla 4.12, se observa los porcentajes de remoción de carbono orgánico disuelto para ambos tratamientos realizados. Los controles utilizados para validar la etapa experimental, cumplen con los criterios establecidos por la OECD 301-A.

Tabla 4.12 Porcentaje de remoción de carbono orgánico disuelto (COD) en los controles empleados durante la prueba de biodegradabilidad para a) Fenton, y para b) coagulación-floculación.

Muestra/Tiempo	7 días		14 días		21 días		28 días	
	a)	b)	a)	b)	a)	b)	a)	b)
Control de toxicidad	36%	34%	72%	50%	82%	67%	82%	90%
Control de adsorción	20%	24%	77%	56%	77%	65%	87%	92%
Control de degradación	04%	04%	08%	07%	09%	09%	09%	09%

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

4.3.2.2 Resultados de la prueba de biodegradabilidad

En la Figura 4.12 se presentan los valores residuales de carbono orgánico disuelto (COD) que se obtuvieron para el agua cruda y tratada durante la etapa experimental. La prueba de biodegradabilidad realizada demostró que el agua residual al ser tratada con método de Fenton, se puede remover hasta un 96% de la materia orgánica presente, mientras que con el proceso de coagulación-floculación con FeCl_3 solo se remueve un 79% (Tabla 4.13).

Cuando se aplica un tratamiento fisicoquímico avanzado como lo es el método de Fenton, el proceso puede alcanzar una significativa degradación de los contaminantes orgánicos, comprendiendo:

- A) Un cambio estructural de los compuestos orgánicos que posibilitan un eventual tratamiento biológico posterior,
- B) Una oxidación parcial que ayuda a una disminución de la toxicidad del efluente,
- C) Una oxidación total de los compuestos orgánicos en sustancias inocuas que posibilitan una descarga segura del efluente sin necesidad de un posterior tratamiento (Martínez y López, 2003).

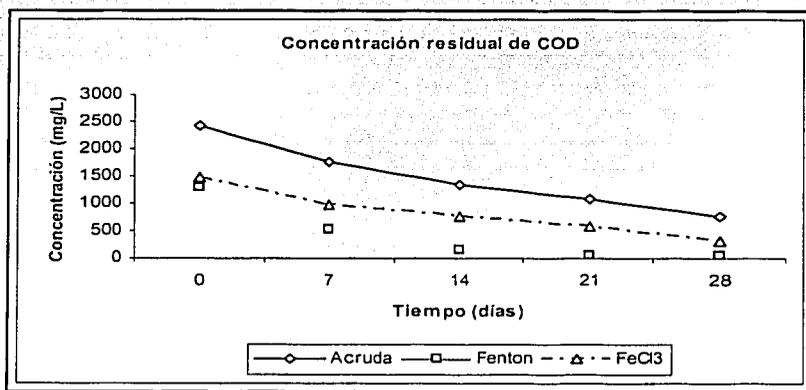


Figura 4.12 Concentración residual de carbono orgánico disuelto (COD) en el agua residual de tipo industrial.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

Tabla 4.13 Porcentaje de remoción de carbono orgánico disuelto (COD), en el agua residual de tipo industrial.

Tiempo (días)	Cruda	Fenton	FeCl ₃
7	28%	59%	34%
14	44%	88%	49%
21	55%	96%	61%
28	68%	96%	79%

Los resultados obtenidos de la biodegradación de la materia orgánica para el agua cruda como para el agua tratada con ambos procesos se aproxima a una reacción cinética de 1^{er} orden, similar a las cinéticas obtenidas con el agua residual de tipo doméstica. En la Figura 4.13 se observa la reacción cinética.

Las constantes cinéticas de reacción obtenidas para cada uno de los tratamientos demuestran que la materia disuelta en el agua tratada con el método de Fenton se degrada más rápidamente en comparación con el agua tratada con el proceso de coagulación-floculación.

Muestra	Constante cinética
Cruda	0.039
Fenton	0.121
FeCl ₃	0.052

A partir de las siguientes hipótesis, se determinaron las diferencias entre tratamientos.

H_0 : Cruda = Fenton = FeCl₃ = 0 es decir, no existen diferencias entre los tratamientos

H_1 : Cruda ≠ Fenton ≠ FeCl₃ ≠ 0 es decir, al menos uno de los tratamientos es diferente

Se asignó un 95% de confianza, $\alpha=0.05$: El valor obtenido para $\chi^2_0 = 10.72$ que comparado con $\chi^2_{0.05,2} = 5.99$, entonces $10.72 > 5.99$ por lo que rechaza la hipótesis nula, hay diferencias entre todos los tratamientos. Con la prueba de intervalos múltiples de Duncan se determinó que si hay diferencias significativas entre las medias de los tratamientos, cuando el agua es tratada con método de Fenton, la remoción de carbono orgánico disuelto se lleva a cabo de manera eficiente.

TESIS CON
FALTA DE ORIGEN

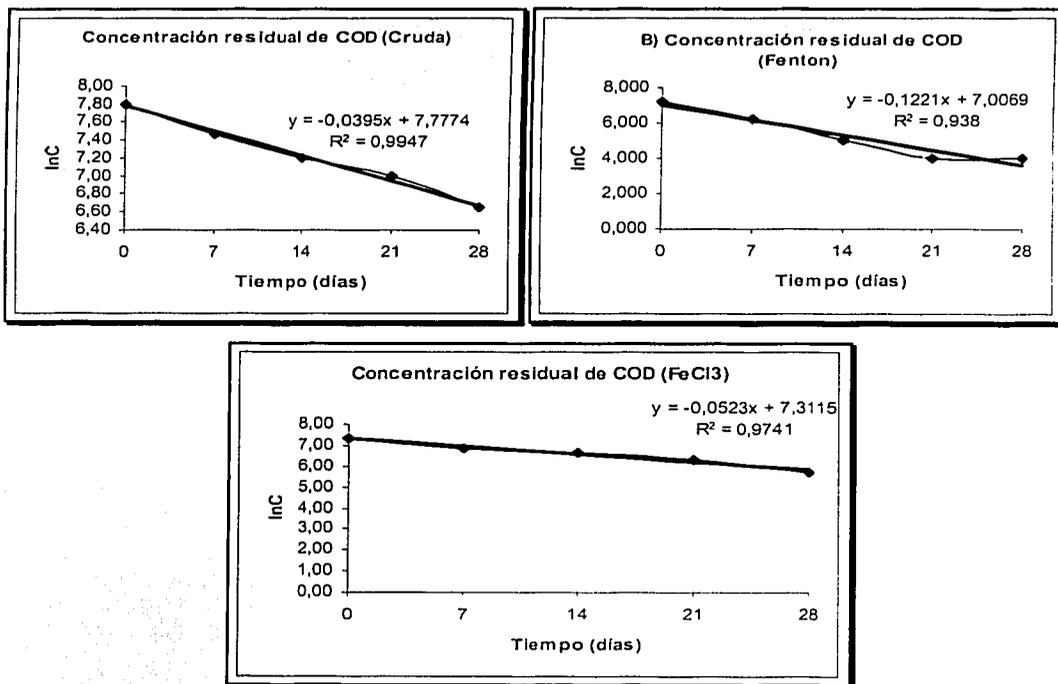


Figura 4.13 Modelo cinético de primer orden para a) el agua residual cruda, b) agua tratada con el método de Fenton y c) agua tratada con el proceso de coagulación-floculación.

La utilización de un pretratamiento con oxidación avanzada, se pueden formar subproductos en donde la velocidad de remoción es proporcional a los subproductos formados presentes en el sistema. Sheng (1997); Kitis (1999); Yun Whan Kang *et al* (2000); Chamarro *et al* (2001); en estudios realizados comprobaron el efectividad del método Fenton en aguas residuales, en donde a través de la oxidación de los compuestos orgánicos, se forman subproductos que pueden ser fácilmente biodegradados, obteniendo coeficientes de correlación de 0.99 entre la dosis del reactivo y el porcentaje de remoción de DQO.

TRABAJO CON
FALLA DE ORIGEN

El desarrollo experimental se realizó bajo condiciones ambientales adecuadas, como oxígeno disuelto inicial en concentraciones promedio de 5.26, 5.13 y 5.85 mgO₂/L, para el agua cruda, agua tratada con método Fenton y coagulación-floculación. De igual manera se observó una disminución en la concentración del oxígeno disuelto a lo largo del desarrollo experimental, en este caso se llegó a registrar concentraciones de hasta 0.17 mgO₂/L al final de la prueba.

4.3.2.3 Evaluación de parámetros fisicoquímicos al final la prueba de biodegradabilidad

En la Figura 4.14 se observan los porcentajes de remoción para cada el agua cruda así como para cada uno de los tratamiento empleados.

Para este tipo de agua residual, se obtuvieron porcentajes altos de remoción para todos los parámetros evaluados, y para los tres tipos de agua, cruda, tratada con el método de Fenton y tratada con coagulación-floculación, hay una ligera diferencia de remoción de NTK y de DQO (5% y 8%, respectivamente) entre las aguas tratadas con el método de Fenton y coagulación-floculación, esto se puede atribuir al efecto de oxidación química que se obtuvo con los radicales libres generados durante la reacción de Fenton. Es decir, desde el inicio de las pruebas de biodegradabilidad, las muestras tratadas con el método de Fenton presentaban ya un menor contenido de NTK y de DQO.

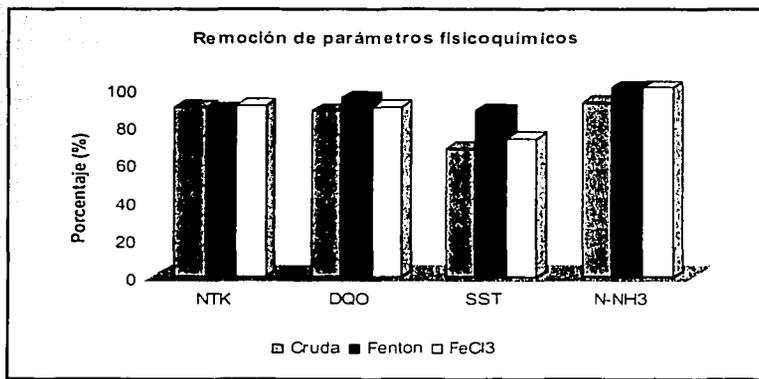
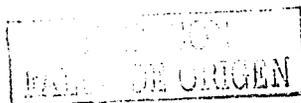


Figura 4.14 Porcentajes de remoción de los parámetros fisicoquímicos evaluados durante la prueba de biodegradabilidad.



En la Figura 4.15, se observan el comportamiento de las concentraciones residuales de los diferentes parámetros fisicoquímicos a lo largo de la prueba de biodegradabilidad.

4.3.2.4 Producción de lodos y costos de los tratamientos

Malpica (2002) reportó las mejores condiciones (tipo y dosis de polímero) para el acondicionamiento y desaguado de lodos crudos producidos en un proceso de coagulación-floculación y método de Fenton. Con los resultados obtenidos se determinó que el método de Fenton produce lodos con mejores características de filtrabilidad y un menor contenido microbiológico en comparación con los lodos obtenidos en el proceso de coagulación-floculación. Al realizar la estabilización alcalina de los patógenos presentes en los lodos se obtuvo que los lodos del proceso de coagulación-floculación al ser estabilizados con un 25% de cal solo presentó una eficiencia de eliminación del 45% de los huevos de helmintos presentes, mientras que los lodos del método de Fenton, con un 20% de cal, presentaron una eficiencia del 64% de eliminación de huevos de helmintos.

Para la selección del tratamiento a utilizar también se debe tomar en cuenta dos factores esenciales: la producción de lodos y el costo asociado al tratamiento (sólo se considera a los reactivos). González-Lorenzo (2001) reportó que con el método de Fenton se produce un 20% menos de lodos que con un proceso de coagulación-floculación (Tabla 4.14). Sin embargo, el costo asociado al uso del reactivo de Fenton fue 6 veces mayor con respecto al de un proceso de coagulación-floculación. No obstante esta desventaja en cuanto a costos, el método de Fenton presentó dos ventajas importantes, la eliminación de nitrógeno amoniacal y un efecto desinfectante tanto del agua tratada como de los lodos producidos.

Tabla 4.14 Producción de lodos y costos para algunos agentes coagulantes y para el método de Fenton (González-Lorenzo, 2001).

Agentes coagulantes	Producción de lodos (kg ST/m ³ de agua residual)	Costos (\$/m ³)
PAX XL60	0.19	0.12
Al ₂ (SO ₄) ₃	0.21	0.11
Technifloc	0.22	0.18
Fenton	0.17	0.7

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

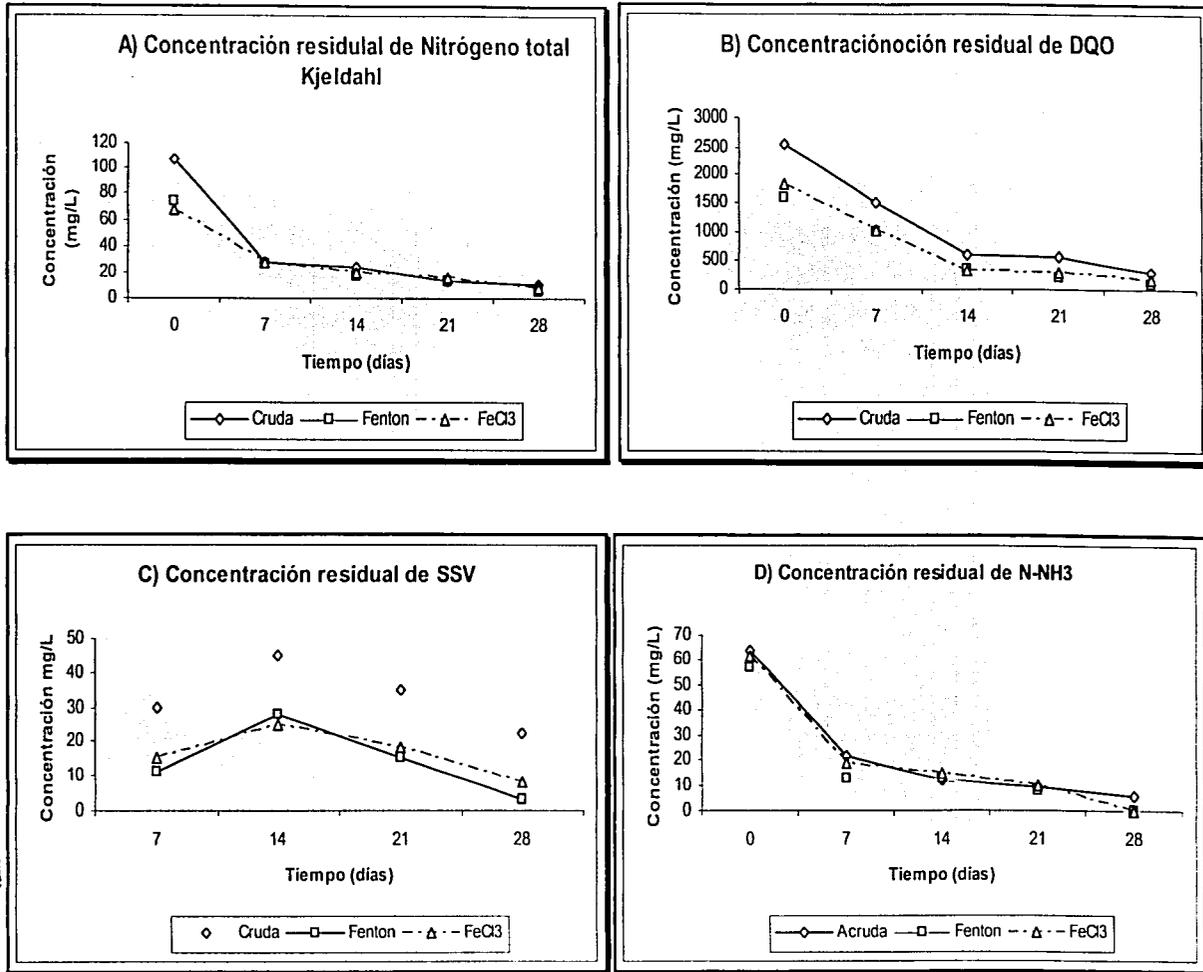


Figura 4.15 Valores residuales de los parámetros fisicoquímicos a) NTK, b) DQO, c) SSV y d) N-NH₃, analizados durante la prueba de biodegradabilidad para el agua cruda y pretratada con el método de Fenton y el proceso de coagulación-floculación.

TESIS CON FALLA DE ORIGEN

5. CONCLUSIONES

En este trabajo se planteó como objetivo evaluar el efecto del reactivo de Fenton sobre la biodegradabilidad de los contaminantes presentes en tres tipos de aguas residuales. En los objetivos específicos se planteó evaluar dicho efecto mediante la cuantificación de la relación DBO_5/DQO y de la realización de pruebas de biodegradabilidad rápida siguiendo la metodología de la OECD (301-A). Adicionalmente se consideró interesante comparar los resultados obtenidos con el método de Fenton contra los obtenidos por un proceso de coagulación-floculación postulando que se obtendrían mejores resultados con el método de Fenton debido a la acción oxidante del radical hidroxilo.

Para cubrir los objetivos anteriores se planteó como primera etapa realizar un estudio bibliográfico sobre los procesos en este trabajo estudiado. De dicha revisión se concluyó lo siguiente:

- La mayoría de los trabajos publicados se refieren al estudio de degradación de compuestos orgánicos contenidos en soluciones sintéticas. En dichos estudios se han evaluado las cinéticas de reacción del reactivo de Fenton. También se han presentado las variaciones en la eficiencia del reactivo de Fenton con respecto a la dosis de hierro y peróxido de hidrógeno. Asimismo, se ha evaluado la influencia de los parámetros fisicoquímicos del medio como pH y temperatura sobre las eficiencias de remoción obtenidas con el reactivo de Fenton.
- También se encontraron reportes de la utilización del reactivo de Fenton para la depuración de aguas residuales reales. En estos reportes se presenta al reactivo de Fenton como un proceso muy eficiente para la remoción de contaminantes orgánicos. En los trabajos encontrados se reporta la eficiencia del reactivo de Fenton en términos de la remoción de parámetros globales como la DQO o la DBO_5 . A pesar de que en algunas referencias se presenta al reactivo de Fenton como un adecuado pretratamiento de aguas residuales, poco se ha mencionado sobre el efecto que dicho tratamiento pudiera tener sobre la biodegradabilidad de los contaminantes contenidos en el agua. Esta laguna en el conocimiento sobre la utilización del reactivo de Fenton para la depuración de aguas residuales dio origen al presente trabajo.

A partir de los resultados obtenidos en el presente trabajo se concluye lo siguiente:

El método de Fenton constituye una alternativa viable para el tratamiento de aguas residuales que contienen compuestos orgánicos dado que el efecto de oxidación química que se obtiene mediante la generación de radicales hidroxilo representa una ventaja con respecto al proceso de coagulación-floculación; la calidad del agua tratada con el método de Fenton mejoró en comparación con el agua residual cruda, por lo que es posible considerarla para reúso, ya que se pudo obtener de manera eficiente los siguientes porcentajes de remoción para la turbiedad (93%), SST (86%), Color (64%) y DQO (57%) en el efluente obtenido.

En lo que se refiere al efecto del reactivo de Fenton sobre la biodegradabilidad, en una primera etapa dicho efecto fue cuantificado mediante la determinación de las relaciones DBO_5/DQO . En los tres tipos de aguas residuales estudiadas se encontró que después de haber aplicado el reactivo de Fenton la relación DBO_5/DQO fue entre 10 a 20 % mayor con respecto a los valores obtenidos para las aguas crudas.

La observación anterior fue reforzada con los resultados obtenidos en las pruebas de biodegradabilidad aerobia rápida. Se encontró que en las aguas tratadas con el reactivo de Fenton la velocidad y magnitud de la eliminación del carbono orgánico disuelto (COD) fue un 20% mayor con respecto a las aguas que habían sido tratadas con agentes coagulantes. En los tres tipos de aguas residuales probadas la eliminación de COD fue de 20 a 60% mayor cuando el agua fue pretratada con el reactivo de Fenton.

Por lo anterior, se concluye que el reactivo de Fenton ayudo a incrementar la biodegradabilidad de los contaminantes presentes en los tres tipos de aguas residuales estudiadas debido a la oxidación por radicales hidroxilo de la materia orgánica disuelta.

TESIS CON
FALLA DE CUBIEN

RECOMENDACIONES

- Se recomienda realizar estudios de identificación de compuestos orgánicos presentes en el agua residual cruda y posteriormente en el agua tratada para poder conocer como el método de Fenton actúa sobre los mismos, comprobar que efectivamente se forman moléculas más sencillas a partir de una molécula más compleja.
- Se recomienda realizar estudios de factibilidad en laboratorio para posteriormente poder escalar a tamaño industrial, así como un estudio económico para determinar el potencial de aplicación en México.
- El montaje y aplicación de pruebas de biodegradabilidad aerobia rápida en nuestro país es una alternativa factible a nivel de laboratorio, lo cual permite tener un criterio para poder clasificar de manera adecuada si una sustancia es o no rápidamente biodegradable. Sin embargo, hay que considerar y ahondar en la solución de los problemas técnicos que pueden presentarse antes y durante su aplicación, como por ejemplo contar con el equipo adecuado para las determinaciones. Se recomienda realizar estudios en México para el montaje de técnicas de biodegradabilidad estandarizadas, sencillas, económicas y confiables.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

BIBLIOGRAFÍA

- Albert L. A., López S. M., Flores J. 1995. Diccionario de la contaminación. Centro de Ecología y Desarrollo. México, D.F. 85 pp.
- Anon. 1967. *Required characteristics and measurement of biodegradability*. Journal Water Pollution Control Federetion. 39 (7). pp 1232-1235.
- Ambriz R. K. 1998. *Estudio y aplicación de la prueba de biodegradabilidad aerobia rápida OECD 301-A*. Tesis de Licenciatura. Facultad de Química. UNAM. 206 pp.
- American Public Health Association; AWWA; WPCF. 1989. *Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales*. Díaz de Santos. Madrid.
- Aranda H. A. 2001. *Evaluación de la aplicación del reactivo de Fenton como un proceso de depuración y de desinfección de aguas residuales*. Tesis de Licenciatura. Facultad de Química. UNAM. 82 pp.
- Arboleda V. J. 1969. *Manual de Tratamiento de Aguas Potables*. Programa de Educación de Ingeniería Sanitaria. Venezuela. Cap II.
- Avery H. E. 1985. *Cinética química básica y mecanismos de reacción*. Reverté. México. 190 pp.
- Balanosky E., Herrera F., López A., Kiwi J. 2000. *Oxidate degradation of textile waste water. Modeling reactor performance*. Water Research. Vol. 34. No 2. pp 582-596.
- Burgess J. E., Quarmby J., Stephenson T. 1999. *Role of micronutrients in activated sludge-based biotreatment of industrial effluents*. Biotechnology Advances. Vol. 17. pp 49-70.
- Centi G., Perathoner S., Torre T., Verduna G. M. 2000. *Catalytic wet oxidation with H₂O₂ of carboxylic acids on homogeneous and heterogeneous Fenton-type catalyst*. Catalysis Today. Vol. 55. pp 61-69.
- Chamarro E., Marco A., Esplugas S. 2001. *Use of fenton reagent to improve organic chemical biodegradability*. Water Research. Vol. 35. No4. pp 1047-1051.
- Degremont. 1979. Manual Técnico del agua.
- DGCOH. 1998. *El sistema de drenaje Profundo de la Ciudad de México*. Secretaría de Obras y Servicios, Dirección General de Construcción y Operación Hidráulica (DGCOH). DDF, México

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

- Doménech X., Jardim F. W., Litter I. M. 2003. *Procesos avanzados de oxidación para la eliminación de contaminantes*. 24 pp.
- Droste R. L. 1997. *Theory and practice of water and wastewater treatment*. John Wiley Inc. New York. Cap. 13.
- Durán D. C. 1994. *Tratamiento Biológico de aguas residuales de la Industria Química y de proceso*. Departamento de Alimentos y Biotecnología y Programa de Ingeniería Química Ambiental y Química Ambiental. Facultad de Química. UNAM, México. 141 pp.
- Durán-Moreno A., Ramírez Z. R., González L. E., Malpica T. J., Durán B. C. 2002. *Fenton's reagent and coagulation-flocculation as pretreatments of combined wastewater for reuse*. IWA 3rd World Wastw Congress, Melbourne, Australia. 7-12 April 2002.
- Eckenfelder W. W. 1989. *Industrial water pollution control*. McGraw-Hill Book Company. New York. 400 pp.
- Gallard H., De Laat J. 2000. *Kinetic modeling of Fe(III)/H₂O₂ oxidation reactions in dilute aqueous solution using atrazine as a model organic compound*. Water Research. Vol. 34. No 1. pp 3107-3116.
- Gau S. H., Chang F. S. 1996. *Improved Fenton method to remove recalcitrant organics in landfill leachate*. Water Science Technology. Vol. 34. No 7. pp 455-462.
- González L. E. 2001. *Selección de un pretratamiento físicoquímico de aguas residuales con fines de recarga artificial del acuífero del Valle de México*. Tesis de Maestría. Facultad de Química. UNAM.
- Grady L. 1985. *Biodegradation. Its measurement and microbiological basis*. Biotechnology. Bioeng. 27. pp 660-674.
- Henry G. J., Heinke W. G. 1999. *Ingeniería Ambiental*. 2^a Ed. Pearson Educación. México.
- ISO. *Water quality –Evaluation in an aqueous médium of the “ultimate” aerobic biodegradability of organic compounds- Method by análisis of dissolved organic carbon (DOC)*. ISO 7827:1994(E). International Standarization Organization. Ginebra, Suiza. pp 1-7.
- Jiménez C. B., Campos M. 1998. *Estudio en Modelo Físico del agua del Gran Canal en el Km 27: Tratamiento de lodos*. Proyecto 6345, elaborado para la Comisión Nacional del Agua. Instituto de Ingeniería. México.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

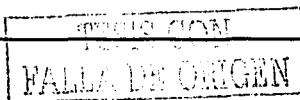
- Kitis M., Adams C. D., Dalgger G.T. 1999. *The effects of Fenton's reagent pretreatment on the biodegradability of nonionic surfactants*. Water Research. Vol 33. No 11. pp 2561-2568.
- López L. A. 1997. *Evaluación de la digestión aerobia para la estabilización de los lodos de exceso de la planta de tratamiento de aguas residuales de Ciudad Universitaria*. Tesis de Maestría. Facultad de Ingeniería. UNAM. México.
- Loreto L., Dolores S., Rubio S., Pérez-Bendito D., Nickel U. 2000. *Identification of metol degradation products under Fenton's reagent treatment using liquid chromatography-mass spectrometry*. Water Research. Vol.34. No 13. pp 3400-3412.
- Malpica T. J. 2002. *Evaluación del método Fenton para producir aguas y lodos con fines de reúso*. Tesis de licenciatura. Facultad de Química. UNAM. México. 113 pp.
- Manahan E. S. 1993. *Fundamentals of Environmental Chemistry*. Lewis Publishers. 844 pp.
- Marín G. R. 1989. *Coagulación-floculación de aguas: una visión de los coagulantes más usados*. Ingeniería Química. Enero. pp 115-120.
- Martínez E. C., López G. D. 2003. *Tratamiento químico de contaminantes orgánicos, El proceso Fenton*. Instituto de Desarrollo y Diseño (Conicet) y Universidad Tecnológica Nacional (Facultad Regional Santa Fe). Santa Fe, Argentina. 7 pp.
- Metcalf., Eddy. 1996. *Ingeniería de aguas residuales. Tratamiento, vertido y reutilización*. Tomo 1. 3ª Ed. McGraw-Hill. México.
- Montgomery C. D. 2003. *Diseño y Análisis de experimentos*. 2a. Edición. Limusa-Wiley. Cap. 3.
- OECD. 1992a. *Guidelines for testing of chemicals. Ready biodegradability*. 301 A. "DOC Die-away test" Organization for Economic Cooperation and Development. París, Francia. pp 1-18.
- OECD. 1995. *Detailed review paper on biodegradability testing*. Environment monograph No. 98. OECD series on the test guidelines programme. 257 pp.
- Pitter P. 1976. *Determination of biological degradability of organic substances*. Water Research. Vol. 10. pp 231 - 235.
- Pitter P., Chudoba J. 1990. *Biodegradability of organic substance in the aquatic environment*. CRC Press. USA. 306 pp.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

- Ramírez Z. R., Bernal M. A., Durán M. A., Romero G. A., González L. E. 2000. *Evaluación del método Fenton para el tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios y aguas residuales con fines de reúso*. Segundo Simposio Internacional de Tratamiento y Reúso de Agua, Aguas Residuales y Residuos Industriales, México,
- Rigola L. M. 1999. *Tratamiento de aguas industriales. Aguas de proceso y residuales*. Alfaomega. México. 157 pp.
- Rivas J. F., Beltrán J. F., Frades J., Buxeda P. 2001. *Oxidation of P-hydroxybenzoic acid by Fenton's reagent*. Water Research. Vol. 35. No 2. pp 387-396.
- Sheng H. L., Cho C. L. 1997. *Fenton Process for Treatment of desizing wastewater*. Water Research. Vol. 3. No 8. pp 2050-2056.
- Sheng H. L., Chen M. L. 1997. *Purification of textile wastewater effluents by a combined Fenton process and ion exchange*. Desalination. Vol. 109. pp 121-130.
- Struijs J., Van den Berg J. 1995. *Standardized biodegradability tests: extrapolation to aerobic environments*. Water Research. Vol. 29. No. 1. pp 255-262.
- Torres G. L. 2003. *ECCACIV. "No es una empresa más, es un compromiso con el medio ambiente"*. Gerente de Operaciones del CIVAC. Jiutepec, México.
- Von Sonntag C., Dowideit P., Fang X., Mertens R., Pan X., Schuchmann M. N., Schuhmann H. P. 1997. *The fate of peroxyl radicals in aqueous solution*. Water Science Technology. Vol. 35. No 4. pp 9-15.
- Walling C. 1975. *Fenton's reagent revisited*. Acc. Chem. Res. 8:125
- Winkler A. M. 1986. *Tratamiento biológico de aguas de desecho*. Limusa. México. 338
- Yoon J., Cho S., Cho Y., Kim S. 1998. *The characteristics of coagulation of Fenton reaction in the removal of landfill leachate organics*. Water Science Technology. Vol. 38. No 2. pp 209-214.
- Whan K Y., Kyung Y H. 2000. *Effects of reaction conditions on the oxidation efficiency in the Fenton process*. Water Research. Vol. 34, No 10, pp 2786 –2790.

Referencias electrónicas

- <http://capama.gob.mx/descripcion%20unidades.html>
- http://www.portalmorelos.gob.mx/desrrollo_economico
- <http://www.h2o2.com/applications/industrialwastewater/fentonsreagent.htm>
- http://cidta.usal.es/Unidad_H/ETAP/unidades/principal/3document.htm
- http://www.fundacionypf.org/premios/Fenton_paper.pdf
- <http://www.ingenierambiental.com/newinformes/eliminaciónresiduosfoto.pdf>



PAGINACIÓN DISCONTINUA

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

Tecnologías avanzadas de oxidación no Fotoquímicas

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

Ozonización en medio alcalino

El ozono puede reaccionar en forma directa con un sustrato orgánico a través de una reacción lenta y selectiva. Para la destrucción completa de un compuesto se necesita, además, de una relación molar bastante alta de O_3 a contaminante (mayor 5:1) con el consiguiente aumento de costos y en algunos casos el método no conduce a la mineralización completa. No permite trabajar a temperaturas muy altas.

Ozono/ H_2O_2

La ozonización transforma los contaminantes en compuestos más simples, se logra una mejoría agregando agua oxigenada. 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. 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.

Oxidación electroquímica

La aplicación de corriente eléctrica (2-20 A) entre dos electrodos adecuados en agua produce reacciones químicas primarias, con la generación de $OH\cdot$ que oxida luego la materia orgánica. La eficiencia del sistema puede mejorarse al adicionar Fe (II) y el proceso se conoce como electro-Fenton.

Radiólisis y y procesos con haces de electrones

El método es ideal para el tratamiento de compuestos orgánicos volátiles (VOCs) y semivolátiles (SVOCs) en aguas subterráneas, residuales, potables y lixiviados. Ataca principalmente a compuestos halogenados como el bifenilos policromados. El proceso requiere alto consumo eléctrico, no es efectivo económicamente para concentraciones altas de contaminantes.

Plasma no térmico

El plasma es considerado el cuarto estado de la materia que contiene iones y electrones libres (gas eléctrico). Estos plasmas son buenas fuentes de especies reactivas altamente

reductoras y oxidantes. La presencia de estas especies permite la utilización del método en múltiples aplicaciones: remoción de SO_x y NO_x de gases de escape, descomposición de hidrocarburos alifáticos y alifáticos halogenados.

Descarga electrohidráulica-Ultrasonido

Esta tecnología usa ultrasonido de alta potencia (de 15 kHz hasta 1 MHz), y se aprovecha la cavitación electrohidráulica, es decir el crecimiento y colapso cíclico de burbujas de gas. La degradación de materia orgánica por sonólisis ocurre a través de tres procesos: Reacciones de H_2O supercrítica, pirólisis directa y reacciones con los radicales generados por la reacción térmica, o por las reacciones en presencia de oxígeno.

Oxidación en agua sub y supercrítica

Estas técnicas permiten la oxidación de los contaminantes en una mezcla en agua con oxígeno o aire. El mecanismo involucra la carbonización primaria de los sustratos orgánicos y su posterior reacción con $\text{OH}\cdot$ producidos en la transformación catalítica de O_2 disuelto en la superficie del centro carbonoso. Entre los inconvenientes, se debe mencionar que la mineralización es incompleta por la formación de ácidos carboxílicos de bajo peso molecular, alcoholes, aldehídos o cetonas. El principal problema de esta técnica es precisamente la separación final del catalizador.

Reactivo de Fenton

Los conocidos ensayos de Fenton de fines del siglo XIX demostraron que las soluciones de peróxido de hidrógeno y sales ferrosas eran capaces de oxidar los ácidos tartáricos y málicos y otros compuestos orgánicos. A $\text{pH} < 3$, la reacción es autocatalítica, ya que el Fe (III) descompone H_2O_2 en O_2 y H_2O a través de un mecanismo en cadena. El proceso de Fenton ha resultado efectivo para degradar compuestos alifáticos y aromáticos clorados, PCBs, nitroaromáticos, colorantes azo, clorobenceno, PCP, fenoles, fenoles clorados, octacloro-p-dioxina y formaldehído. Son muy pocos los compuestos que no pueden ser atacados por este reactivo, entre ellos la acetona, el ácido acético, el ácido oxálico, las parafinas y los compuestos organoclorados.

Las ventajas del método son varias: El Fe (II) es abundante y no tóxico, el peróxido de hidrógeno es fácil de manejar y benigno al ambiente; no se forman compuestos clorados como en otras técnicas oxidantes, y no existen limitaciones de transferencia de masa por tratarse de un sistema homogéneo. El diseño de reactores para la aplicación tecnológica es bastante sencillo. En contraposición, requiere la adición continua y estequiométrica de Fe (II) y H_2O_2 , es decir, necesita una alta concentración de Fe. Sin embargo, debe tenerse en

cuenta siempre que un exceso de Fe (II) puede causar condiciones para el atrapamiento de $\text{OH}\cdot$. Este tipo de tratamiento oxidativo hace disminuir apreciablemente la carga orgánica original, aumentando la biodegradabilidad. Usando diferentes relaciones molares $\text{H}_2\text{O}_2/\text{Fe}^{2+}$, se puede concluir que la primera especie regula la destrucción del compuesto, mientras que la segunda controla la cinética de destrucción.

Tecnologías Fotoquímicas

Las tecnologías no fotoquímicas proveen una amplia variedad de métodos, cada uno de los cuales tiene una serie de capacidades y de limitaciones. La excelente capacidad del radical hidroxilo de oxidar compuestos orgánicos sugiere también la utilidad de explorar su generación fotoquímica.

Fotólisis del agua en el ultravioleta de vacío (UVV)

Este proceso aprovecha la irradiación a longitudes de onda menores que la UV-C, es decir, más bajas que 190 nm, y usa generalmente lámparas de eximiro de Xe ($\lambda = 172$ nm) y puede producir la degradación de materia orgánica en fases condensadas y gaseosas (por ejemplo, hidrocarburos fluorados y clorados). La técnica se utiliza para la degradación de contaminantes en aguas y en corriente de aire con alto contenido de humedad, para la obtención de agua ultrapura y para el tratamiento de compuestos difíciles de oxidar (clorados y fluorados como ClCH_3).

UV/ H_2O_2

El clivaje de la molécula de H_2O_2 por fotones con energía superior a la de la unión O-O^1 tiene un rendimiento cuántico casi unitario, y produce casi cuantitativamente dos $\text{OH}\cdot$ por cada molécula de H_2O_2 la fotólisis de H_2O_2 se realiza casi siempre utilizando lámparas de vapor de mercurio de baja o media presión.

UV/ O_3

La irradiación del ozono en agua produce H_2O_2 en forma cuantitativa, por lo tanto, este método podría considerarse en principio sólo una forma cara de generar H_2O_2 y luego $\text{OH}\cdot$. El uso de ozono, como ya se ha comentado, implica siempre altos costos de capital y equipamiento adicional para la destrucción del ozono remanente, problemas de seguridad y salud, y limitaciones de transferencia de masa por la baja solubilidad del O_3 en agua, así como el peligro del escape a la atmósfera de VOC causados por el burbujeo del reactivo.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

Foto-Fenton

Ya se ha mencionado que los procesos Fenton no conducen generalmente a la mineralización y que debe utilizarse la irradiación luminosa para promover una degradación más importante. El método es eficiente pero tiene la desventaja de que debe agregarse H_2O_2 continuamente y mantener condiciones ácidas. Los usos más frecuentes de esta tecnología han sido en el tratamiento de aguas industriales, suelos y lixiviados. Trata con éxito compuestos nitroaromáticos, fenoles policlorados, herbicidas y plaguicidas.

Ferrioxalato y otros complejos de Fe (III)

El método es útil para tratar aguas con alta absorbancia a $\lambda < 300$ nm (debido a la elevada absorbancia de ferrioxalato), y permite usar luz solar, lo cual hace a la técnica muy atractiva desde el punto de vista económico. Los reactivos son muy solubles en agua, no existen limitaciones de transferencia de masa, el proceso es de bajo costo y el oxidante es accesible.

UV/Peryodato

El ácido peryódico (H_2IO_6) y el peryodato (IO_4^-), son oxidantes fuertes. La irradiación de soluciones de peryodato con luz UV corta genera radicales ($IO_3^{\cdot-}$, OH^{\cdot} , $IO_4^{\cdot-}$) y otras especies oxidantes (IO_3^- , O_3). El ataque de contaminantes orgánicos se vuelve así menos selectivo pero más eficiente, el mecanismo es complejo.

Fotocatálisis heterogénea

La fotocatalisis 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) (Doménech *et al*, 2003).

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

PARÁMETROS FÍSICOQUÍMICOS EVALUADOS DURANTE LA PRUEBA DE BIODEGRADABILIDAD DEL AGUA RESIDUAL CRUDA DE TIPO DOMÉSTICA (PTARCU).

Muestra	pH	O.D mg/L	DQO mg/L	STT mg/L	STV mg/L	STF mg/L	SST mg/L	SSV mg/L	SSF mg/L	NT mg/L	N-NH ₃ mg/L	COD mg/L
ACruda	7,76	3,77	340	----	----	----	71	----	----	44,80	35,84	225,21
Control de procedimiento	7,2	4,13	----	----	----	----	----	----	----	----	----	232,00
Control inóculo	7,0	4,40	----	----	----	----	18	----	----	----	----	222,47
Control de toxicidad	7,26	3,64	----	----	----	----	----	----	----	----	----	217,02
Control de adsorción	7,12	4,13	----	----	----	----	----	----	----	----	----	209,39
Control de degradación	7,08	3,98	----	----	----	----	----	----	----	----	----	214,32

Valores promedio de los parámetros fisicoquímicos evaluados a tiempo cero

OD= oxígeno disuelto, DQO= demanda química de oxígeno, SST= sólidos totales totales, STV= sólidos totales volátiles, STF=sólidos totales fijos, SST=sólidos suspendidos totales, SSV=sólidos suspendidos volátiles, SSF= sólidos suspendidos fijos, NT= nitrógeno total, N-NH₃ = nitrógeno amoniacal, COD= carbono orgánico disuelto, ---- No se determino.

Muestra	pH	O.D mg/L	DQO mg/L	STT mg/L	STV mg/L	STF mg/L	SST mg/L	SSV mg/L	SSF mg/L	NT mg/L	N-NH3 mg/L	COD mg/L
ACruda	6,8	3,50	227	3870	860	3010	32	14	18	16,10	12,6	117,63
Control de procedimiento	6,92	3,88	94	3720	1780	1920	78	71	7	9,8	2,1	136,58
Control inóculo	6,86	4,20	28	4230	1350	2880	31	10	21	4,2	1,4	147,31
Control de toxicidad	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	135,01
Control de adsorción	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	145,27
Control de degradación	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	158,23

Valores promedio de los parámetros fisicoquímicos evaluados a los 7 días

Muestra	pH	O.D mg/L	DQO mg/L	STT mg/L	STV mg/L	STF mg/L	SST mg/L	SSV mg/L	SSF mg/L	NT mg/L	N-NH3 mg/L	COD mg/L
ACruda	6,87	2,90	76	3430	1200	2230	22	18	4	14	11,2	85,45
Control de procedimiento	7,16	3,80	48	2640	2100	540	27	8	19	7,0	2,0	100,43
Control inóculo	6,52	3,00	32	2820	1380	1440	26	16	10	5,6	0	104,22
Control de toxicidad	6,87	2,82	----	----	----	----	29	20	9	5,6	4,2	100,01
Control de adsorción	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	97,18
Control de degradación	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	99,15

Valores promedio de los parámetros fisicoquímicos evaluados a los 14 días

TITULO CON
 FALTA DE CORRECCIÓN
 MEDIO AMBIENTE

Muestra	pH	O.D mg/L	DQO mg/L	STT mg/L	STV mg/L	STF mg/L	SST mg/L	SSV mg/L	SSF mg/L	NT mg/L	N-NH3 mg/L	COD mg/L
ACruda	6,83	2,00	66	1090	115	975	17	10	7	11,20	9,8	51,27
Control de procedimiento	6,98	2,08	45	1970	205	1765	25	8	17	1,4	1,4	73,31
Control inóculo	6,83	2,2	30	1120	160	960	24	14	10	0	1,4	79,16
Control de toxicidad	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	72,00
Control de adsorción	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	68,12
Control de degradación	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	67,10

Valores promedio de los parámetros fisicoquímicos evaluados a los 21 días

Muestra	pH	O.D mg/L	DQO mg/L	STT mg/L	STV mg/L	STF mg/L	SST mg/L	SSV mg/L	SSF mg/L	NT mg/L	N-NH3 mg/L	COD mg/L
ACruda	6,79	1,36	53	690	115	570	9	6	3	9,80	7,2	31,16
Control de procedimiento	6,98	1,23	39	1830	190	1640	20	6	14	1,4	1,4	43,18
Control inóculo	6,83	1,87	22	915	160	755	18	10	8	0	1,4	55,11
Control de toxicidad	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	48,00
Control de adsorción	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	50,09
Control de degradación	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	47,07

Valores promedio de los parámetros fisicoquímicos evaluados a los 28 días

PARÁMETROS FÍSICOQUÍMICOS EVALUADOS DURANTE LA PRUEBA DE BIODEGRADABILIDAD DEL AGUA RESIDUAL TIPO DOMÉSTICA TRADADA CON MÉTODO FENTON DE (PTARCU).

Muestra	pH	OD mg/L	DQO mg/L	STT mg/L	STV mg/L	STF mg/L	SST mg/L	SSV mg/L	SSF mg/L	NT mg/L	N-NH3 mg/L	COD mg/L
Fenton	7,2	4,32	148	----	----	----	15	----	----	21	10,5	123,52
Control de procedimiento	7,2	4,13	----	----	----	----	----	----	----	----	----	232,00
Control inóculo	7,0	4,4	----	----	----	----	18	----	----	----	----	222,47
Control de toxicidad	7,26	4,33	----	----	----	----	----	----	----	----	----	119,39
Control de adsorción	7,12	3,91	----	----	----	----	----	----	----	----	----	121,16
Control de degradación	7,08	3,96	----	----	----	----	----	----	----	----	----	107,94

Valores promedio de los parámetros fisicoquímicos evaluados a tiempo cero

OD= oxígeno disuelto, DQO= demanda química de oxígeno, SST= sólidos totales, STV= sólidos totales volátiles, STF=sólidos totales fijos, SST=sólidos suspendidos totales, SSV=sólidos suspendidos volátiles, SSF= sólidos suspendidos fijos, NT= nitrógeno total, N-NH3 = nitrógeno amoniacal, COD= carbono orgánico disuelto, ---- No se determino.

TRAZAS CON
 FALLA DE ORIGEN

Muestra	pH	OD mg/L	DQO mg/L	STT mg/L	STV mg/L	STF mg/L	SST mg/L	SSV mg/L	SSF mg/L	NT mg/L	N-NH3 mg/L	COD mg/L
Fenton	6,74	3,63	65	4050	1300	2750	27	12	13	14	9,8	85,36
Control de procedimiento	6,92	3,88	94	3720	1780	1920	58	7	51	9,8	2,1	136,58
Control inóculo	6,86	4,20	28	4230	1350	2880	31	21	10	4,2	1,4	147,31
Control de toxicidad	6,62	3,67	46	4650	1720	2930	71	9	62	5,6	0	87,28
Control de adsorción	6,47	3,87	----	5510	1340	4170	57	10	47	11,2	1,4	90,37
Control de degradación	6,65	3,00	---	3460	590	2900	20	22	2	5,6	1,4	84,39

Valores promedio de los parámetros fisicoquímicos evaluados a los 7 días

Muestra	pH	OD mg/L	DQO mg/L	STT mg/L	STV mg/L	STF mg/L	SST mg/L	SSV mg/L	SSF mg/L	NT mg/L	N-NH3 mg/L	COD mg/L
Fenton	7,19	2,36	40	2640	1300	1340	32	18	14	4,20	1,4	48,20
Control de procedimiento	7,16	3,80	48	2640	540	2100	27	7	20	7,0	2,0	100,43
Control inóculo	6,52	3,00	32	2820	1240	1580	25	16	9	5,6	0	104,22
Control de toxicidad	6,63	3,44	55	2920	1570	1350	56	9	47	2,8	1,4	42,14
Control de adsorción	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	46,68
Control de degradación	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	42,19

Valores promedio de los parámetros fisicoquímicos evaluados a los 14 días

Muestra	pH	OD mg/L	DQO mg/L	STT mg/L	STV mg/L	STF mg/L	SST mg/L	SSV mg/L	SSF mg/L	NT mg/L	N-NH3 mg/L	COD mg/L
Fenton	6,38	2,1	28	1280	1153	127	18	10	8	1,4	1,4	29,12
Control de procedimiento	6,98	2,08	45	1970	500	1470	25	7	18	1,4	1,4	73,31
Control inóculo	6,83	2,2	30	1120	960	160	24	10	14	0	1,4	79,16
Control de toxicidad	6,86	2,25	43	1290	1280	10	25	9	16	0	0	31,10
Control de adsorción	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	27,80
Control de degradación	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	32,38

Valores promedio de los parámetros fisicoquímicos evaluados a los 21 días

Muestra	pH	OD mg/L	DQO mg/L	STT mg/L	STV mg/L	STF mg/L	SST mg/L	SSV mg/L	SSF mg/L	NT mg/L	N-NH3 mg/L	COD mg/L
Fenton	6,39	1,83	22	1220	950	270	5	4	1	1,40	1,4	18,07
Control de procedimiento	7	1,69	33	1830	450	1380	18	5	8	0	0	43,18
Control inóculo	6,81	1,78	23	1100	955	145	16	10	5	0	1,4	55,11
Control de toxicidad	6,86	1,45	34	1134	1124	10	22	7	4	0	0	16,55
Control de adsorción	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	18,87
Control de degradación	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	17,96

Valores promedio de los parámetros fisicoquímicos evaluados a los 28 días

TESTES COM
 FALTA DE ORIGEN

PARÁMETROS FÍSICOQUÍMICOS EVALUADOS DURANTE LA PRUEBA DE BIODEGRADABILIDAD DEL AGUA RESIDUAL TIPO DOMÉSTICA TRATADA CON EL PROCESO COAGULACIÓN-FLOCULACIÓN (PTARCU).

Muestra	pH	OD mg/L	DQO mg/L	STT mg/L	STV mg/L	STF mg/L	SST mg/L	SSV mg/L	SSF mg/L	NT mg/L	N-NH ₃ mg/L	COD mg/L
FeCl ₃	7,1	3,48	156	---	---	---	41	---	---	21	14	141,14
Control de procedimiento	7,2	4,13	---	---	---	---	---	---	---	---	---	232,00
Control inóculo	7,0	4,4	---	---	---	---	18	---	---	---	---	222,47
Control de toxicidad	7,26	3,78	---	---	---	---	---	---	---	---	---	125,49
Control de adsorción	7,12	4,34	---	---	---	---	---	---	---	---	---	132,11
Control de degradación	7,08	3,01	---	---	---	---	---	---	---	---	---	128,83

Valores promedio de los parámetros fisicoquímicos evaluados a tiempo cero

OD= oxígeno disuelto, DQO= demanda química de oxígeno, SST= sólidos totales totales, STV= sólidos totales volátiles, STF=sólidos totales fijos, SST=sólidos suspendidos totales, SSV=sólidos suspendidos volátiles, SSF= sólidos suspendidos fijos, NT= nitrógeno total, N-NH₃ = nitrógeno amoniacal, COD= carbono orgánico disuelto, --- No se determino.

TESIS CON
 FALTA DE PAGOS

Muestra	pH	OD mg/L	DQO mg/L	STT mg/L	STV mg/L	STF mg/L	SST mg/L	SSV mg/L	SSF mg/L	NT mg/L	N-NH3 mg/L	COD mg/L
FeCl ₃	6,4	3,11	101	2880	1070	1810	24	16	8	12,60	9,8	109,33
Control de procedimiento	6,92	3,88	94	3720	1780	1940	78	71	7	9,8	2,1	136,58
Control inóculo	6,86	4,20	28	4230	1350	2880	31	10	21	4,2	1,4	147,31
Control de toxicidad	6,38	3,03	106	4710	2020	2690	49	9	40	4,2	1,4	101,39
Control de adsorción	6,45	4	---	3110	1390	1720	247	114	133	7	4,2	109,33
Control de degradación	6,56	2,95	287	3570	1100	2470	198	98	100	18,2	9,8	101,40

Valores promedio de los parámetros fisicoquímicos evaluados a los 7 días

Muestra	pH	OD mg/L	DQO mg/L	STT mg/L	STV mg/L	STF mg/L	SST mg/L	SSV mg/L	SSF mg/L	NT mg/L	N-NH3 mg/L	COD mg/L
FeCl ₃	7,01	2,93	39	2630	978	1652	30	19	11	8,40	5,6	88,46
Control de procedimiento	7,16	3,80	48	2640	1380	1260	81	70	11	7,0	2,0	100,43
Control inóculo	6,52	3,0	32	2820	1200	1620	38	16	22	5,6	1,4	104,22
Control de toxicidad	7,66	3,0	36	2520	1120	1400	55	15	40	2,8	1,4	89,35
Control de adsorción	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	88,46
Control de degradación	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	89,35

Valores promedio de los parámetros fisicoquímicos evaluados a los 14 días

Muestra	pH	OD mg/L	DQO mg/L	STT mg/L	STV mg/L	STF mg/L	SST mg/L	SSV mg/L	SSF mg/L	NT mg/L	N-NH3 mg/L	COD mg/L
FeCl ₃	7,15	2,05	33	1195	140	1055	23	12	11	3,50	3,5	68,58
Control de procedimiento	6,98	2,08	45	1970	205	1765	60	49	11	1,4	1,4	73,31
Control inóculo	6,83	2,2	30	1120	160	960	35	18	17	0	1,4	79,16
Control de toxicidad	6,98	2,75	34	1290	960	330	41	9	32	0	0	74,29
Control de adsorción	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	68,58
Control de degradación	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	74,29

Valores promedio de los parámetros fisicoquímicos evaluados a los 21 días

Muestra	pH	OD mg/L	DQO mg/L	STT mg/L	STV mg/L	STF mg/L	SST mg/L	SSV mg/L	SSF mg/L	NT mg/L	N-NH3 mg/L	COD mg/L
FeCl ₃	7,11	1,34	28	1050	150	900	11	11	0	2,10	2,8	50,69
Control de procedimiento	7	1,23	38	1830	290	1540	45	38	7	1,4	1,4	43,18
Control inóculo	6,85	1,55	25	965	110	855	33	16	15	0	0	55,11
Control de toxicidad	6,99	1,1	23	1025	705	320	38	7	31	0	0	59,23
Control de adsorción	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	50,69
Control de degradación	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	50,33

Valores promedio de los parámetros fisicoquímicos evaluados a los 28 días

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

PARÁMETROS FÍSICOQUÍMICOS EVALUADOS DURANTE LA PRUEBA DE BIODEGRADABILIDAD DEL AGUA RESIDUAL CRUDA DE TIPO MUNICIPAL (GRAN CANAL DE DESAGUE).

Muestra	pH	O.D mg/L	DQO mg/L	STT mg/L	STV mg/L	STF mg/L	SST mg/L	SSV mg/L	SSF mg/L	NT mg/L	N-NH3 mg/L	COD mg/L
ACruda	7,2	4,16	398	----	----	----	84	----	----	42	36,4	380,04
Control de procedimiento	7,33	5,4	----	----	----	----	----	----	----	----	----	357,54
Control inóculo	7,5	5,09	----	----	----	----	----	----	----	----	----	289,62
Control de toxicidad	7,42	5,21	----	----	----	----	----	----	----	----	----	326,03
Control de adsorción	7,26	5,22	----	----	----	----	----	----	----	----	----	254,48
Control de degradación	7,26	5,74	----	----	----	----	----	----	----	----	----	311,47

Valores promedio de los parámetros físicoquímicos evaluados a tiempo cero

OD= oxígeno disuelto, DQO= demanda química de oxígeno, SST= sólidos totales, STV= sólidos totales volátiles, STF=sólidos totales fijos, SST=sólidos suspendidos totales, SSV=sólidos suspendidos volátiles, SSF= sólidos suspendidos fijos, NT= nitrógeno total, N-NH3 = nitrógeno amoniacal, COD= carbono orgánico disuelto, ---- No se determino.

FALTA DE ORIGEN
 TENS COI

Muestra	pH	O.D mg/L	DQO mg/L	STT mg/L	STV mg/L	STF mg/L	SST mg/L	SSV mg/L	SSF mg/L	NT mg/L	N-NH3 mg/L	COD mg/L
ACruda	6,76	3,20	90	3060	460	2600	23	14	9	13,30	11,2	248,33
Control de procedimiento	6,37	4,67	66	3150	490	2660	22	13	9	7	3,5	279,20
Control inóculo	6,24	4,03	50	2800	430	2370	31	15	16	8,4	4,2	184,39
Control de toxicidad	6,32	4,41	309	3450	560	2890	28	17	11	5,6	1,4	174,02
Control de adsorción	6,17	4,95	76	2780	910	1870	28	15	13	2,8	1,4	195,36
Control de degradación	6,9	5,04	43	1610	260	1350	49	9	40	1,4	1,4	203,30

Valores promedio de los parámetros fisicoquímicos evaluados a los 7 días

Muestra	pH	O.D mg/L	DQO mg/L	STT mg/L	STV mg/L	STF mg/L	SST mg/L	SSV mg/L	SSF mg/L	NT mg/L	N-NH3 mg/L	COD mg/L
ACruda	6,79	2,49	63	2600	210	2390	38	25	13	12,60	11,2	198,06
Control de procedimiento	6,7	4,02	17	2660	180	2480	35	24	11	4,2	2,1	187,81
Control inóculo	6,55	3,42	40	2270	280	1990	44	22	22	4,2	2,8	162,35
Control de toxicidad	7,02	3,27	208	3070	390	2680	38	25	13	5,6	1,4	132,01
Control de adsorción	7,73	3,41	51	2250	390	1860	33	20	13	2,8	1,4	173,32
Control de degradación	7,28	4,62	43	1110	0	1110	63	22	41	1,4	1,4	184,28

Valores promedio de los parámetros fisicoquímicos evaluados a los 14 días

TESIS COM
 FALTA DE

Muestra	pH	O.D mg/L	DQO mg/L	STT mg/L	STV mg/L	STF mg/L	SST mg/L	SSV mg/L	SSF mg/L	NT mg/L	N-NH3 mg/L	COD mg/L
ACruda	6,79	2,03	57	2600	160	2440	17	12	5	9,50	7	151,82
Control de procedimiento	7,12	3,34	10	2450	140	2310	30	21	9	2,8	1,4	151,82
Control inóculo	7,19	3,17	34	1850	210	1640	40	21	19	4,2	2,8	143,30
Control de toxicidad	6,94	2,14	201	2730	270	2460	33	23	11	4,2	1,4	120,01
Control de adsorción	7,35	2,73	44	1830	350	1480	28	19	9	1,4	1,4	149,28
Control de degradación	6,92	4,22	19	1110	0	1110	58	21	37	1,4	1,4	156,23

Valores promedio de los parámetros fisicoquímicos evaluados a los 21 días

Muestra	pH	O.D mg/L	DQO mg/L	STT mg/L	STV mg/L	STF mg/L	SST mg/L	SSV mg/L	SSF mg/L	NT mg/L	N-NH3 mg/L	COD mg/L
ACruda	6,81	1,3	49	2110	110	2000	5	5	0	9,50	7	132,71
Control de procedimiento	7,54	2,2	10	2320	120	2200	30	21	9	2,8	0,7	122,52
Control inóculo	6,8	2,42	30	1060	210	850	27	19	8	3,5	2,8	129,28
Control de toxicidad	7	1,69	199	1850	200	1650	25	20	5	4,2	1,4	99,01
Control de adsorción	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	122,23
Control de degradación	7,35	2,73	19	1000	0	1000	47	19	28	1,4	1,4	121,18

Valores promedio de los parámetros fisicoquímicos evaluados a los 28 días

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

PARÁMETROS FISCOQUÍMICOS EVALUADOS DURANTE LA PRUEBA DE BIODEGRADABILIDAD DEL AGUA RESIDUAL DE TIPO MUNICIPAL TRADADA CON MÉTODO FENTON (GRAN CANAL DE DESAGUE).

Muestra	pH	OD mg/L	DQO mg/L	STT mg/L	STV mg/L	STF mg/L	SST mg/L	SSV mg/L	SSF mg/L	NT mg/L	N-NH3 mg/L	COD mg/L
Fenton	7,24	4,47	211	----	----	----	23	----	----	39,2	32,2	162,68
Control de procedimiento	7,33	5,4	----	----	----	----	----	----	----	----	----	357,54
Control inóculo	7,5	5,09	----	----	----	----	----	----	----	----	----	289,62
Control de toxicidad	7,06	4,6	----	----	----	----	----	----	----	----	----	174,58
Control de adsorción	7,37	5,67	----	----	----	----	----	----	----	----	----	157,91
Control de degradación	7,12	5,52	----	----	----	----	----	----	----	----	----	165,84

Valores promedio de los parámetros fisicoquímicos evaluados a tiempo cero

OD= oxígeno disuelto, DQO= demanda química de oxígeno, SST= sólidos totales totales, STV= sólidos totales volátiles, STF=sólidos totales fijos, SSV=sólidos suspendidos volátiles, SSF= sólidos suspendidos fijos, NT= nitrógeno total, N-NH3 = nitrógeno amoniacal, COD= carbono orgánico disuelto, ---- No se determino.

TESIS CON
FALTA DE ORIGEN

Muestra	pH	OD mg/L	DQO mg/L	STT mg/L	STV mg/L	STF mg/L	SST mg/L	SSV mg/L	SSF mg/L	NT mg/L	N-NH3 mg/L	COD mg/L
Fenton	6,91	3,27	50	3680	370	3310	20	12	8	12,6	9,1	83,35
Control de procedimiento	6,37	4,67	66	3150	2660	490	22	13	9	7	3,5	279,20
Control inóculo	6,24	4,03	50	2800	2370	430	31	15	16	8,4	4,2	184,39
Control de toxicidad	6,98	3,65	222	3450	2120	1330	29	17	12	4,2	2,1	112,37
Control de adsorción	7,55	4,94	43	2710	1850	860	26	14	12	8,4	4,2	98,32
Control de degradación	7,62	5,10	39	1560	1250	310	17	6	11	4,2	2,1	80,47

Valores promedio de los parámetros fisicoquímicos evaluados a los 7 días

Muestra	pH	OD mg/L	DQO mg/L	STT mg/L	STV mg/L	STF mg/L	SST mg/L	SSV mg/L	SSF mg/L	NT mg/L	N-NH3 mg/L	COD mg/L
Fenton	6,84	2,57	48	3170	490	2680	30	22	8	9,80	9,1	66,28
Control de procedimiento	6,7	4,02	17	2660	2480	180	24	18	6	4,2	2,1	187,81
Control inóculo	6,55	3,42	40	2270	1990	280	22	17	5	4,2	2,8	162,35
Control de toxicidad	6,54	2,18	217	2980	2410	570	28	19	9	3,5	2,1	98,32
Control de adsorción	7,18	4,19	38	2220	1910	310	25	16	9	4,2	2,1	74,48
Control de degradación	7,31	4,64	31	1280	800	480	23	12	11	4,2	2,1	64,76

Valores promedio de los parámetros fisicoquímicos evaluados a los 14 días

TESIS CON
 FALLA DE ORIGEN

Muestra	pH	OD mg/L	DQO mg/L	STT mg/L	STV mg/L	STF mg/L	SST mg/L	SSV mg/L	SSF mg/L	NT mg/L	N-NH3 mg/L	COD mg/L
Fenton	6,2	1,83	28	3000	70	2930	10	10	0	7,0	5,6	41,17
Control de procedimiento	7,12	3,34	10	2590	140	2450	14	11	4	2,8	1,4	151,82
Control inóculo	7,19	3,17	34	2060	210	1850	16	11	5	4,2	2,8	143,30
Control de toxicidad	6,71	1,99	205	2920	420	2500	23	17	6	2,8	1,4	62,20
Control de adsorción	7,16	3,37	22	2120	280	1840	21	14	7	4,2	1,4	52,64
Control de degradación	7,4	4,46	23	950	190	760	19	10	9	2,8	1,4	46,12

Valores promedio de los parámetros fisicoquímicos evaluados a los 21 días

Muestra	pH	OD mg/L	DQO mg/L	STT mg/L	STV mg/L	STF mg/L	SST mg/L	SSV mg/L	SSF mg/L	NT mg/L	N-NH3 mg/L	COD mg/L
Fenton	7,05	1,83	20	2900	70	2200	4	4	0	5,60	3,5	22,09
Control de procedimiento	7,54	2,2	10	2530	120	2410	10	7	3	2,8	0,7	122,52
Control inóculo	6,8	2,42	30	2060	210	1850	14	6	8	3,5	2,8	129,28
Control de toxicidad	7,03	1,22	103	2830	390	2440	19	13	6	2,8	1,4	48,16
Control de adsorción	7,87	2,29	20	2000	260	1740	18	9	9	3,5	1,4	28,80
Control de degradación	7,65	4,01	17	900	150	750	15	5	10	2,8	1,4	28,46

Valores promedio de los parámetros fisicoquímicos evaluados a los 28 días

TESIS CON
 FALLA DE ORIGEN

PARÁMETROS FISCOQUÍMICOS EVALUADOS DURANTE LA PRUEBA DE BIODEGRADABILIDAD DEL AGUA RESIDUAL DE TIPO DOMÉSTICA TRATADA CON EL PROCESO DE COAGULACIÓN-FLOCULACIÓN (GRAN CANAL DE DESAGUE).

Muestra	pH	OD mg/L	DQO mg/L	STT mg/L	STV mg/L	STF mg/L	SST mg/L	SSV mg/L	SSF mg/L	NT mg/L	N-NH3 mg/L	COD mg/L
FeCl ₃	7,2 6	4,19	265	----	----	----	29	----	----	40,6	32,2	185,87
Control de procedimiento	7,3 3	5,4	----	----	----	----	----	----	----	----	----	357,54
Control inóculo	7,5	5,09	----	----	----	----	----	----	----	----	----	289,62
Control de toxicidad	7,1 6	4,92	----	----	----	----	----	----	----	----	----	191,74
Control de adsorción	7,1	5,44	----	----	----	----	----	----	----	----	----	173,14
Control de degradación	7,1 5	6,36	----	----	----	----	----	----	----	----	----	183,19

Valores promedio de los parámetros fisicoquímicos evaluados a tiempo cero

OD= oxígeno disuelto, DQO= demanda química de oxígeno, SST= sólidos totales totales, STV= sólidos totales volátiles, STF=sólidos totales fijos, SST=sólidos suspendidos totales, SSV=sólidos suspendidos volátiles, SSF= sólidos suspendidos fijos, NT= nitrógeno total, N-NH3 = nitrógeno amoniacal, COD= carbono orgánico disuelto, ---- No se determino.

Muestra	pH	OD mg/L	DQO mg/L	STT mg/L	STV mg/L	STF mg/L	SST mg/L	SSV mg/L	SSF mg/L	NT mg/L	N-NH3 mg/L	COD mg/L
FeCl ₃	6,9 2	3,63	51	2910	1430	1480	24	14	10	18	9,2	122,25
Control de procedimiento	6,3 7	4,67	66	3150	490	2660	22	13	9	7	3,5	279,20
Control inóculo	6,2 4	4,03	50	2800	430	2370	31	15	16	8,4	4,2	184,39
Control de toxicidad	6,8 2	3,64	222	3400	1720	1680	31	15	16	6,3	4,2	128,50
Control de adsorción	7,2 3	4,93	62	2400	620	1780	43	29	14	7	4,9	133,11
Control de degradación	7,6 9	4,97	38	1450	300	1150	37	16	17	5,6	4,2	139,90

Valores promedio de los parámetros fisicoquímicos evaluados a los 7 días

Muestra	pH	OD mg/L	DQO mg/L	STT mg/L	STV mg/L	STF mg/L	SST mg/L	SSV mg/L	SSF mg/L	NT mg/L	N-NH3 mg/L	COD mg/L
FeCl ₃	6,8 7	2,64	47	2560	1320	1240	35	28	7	13,00	8,4	92,44
Control de procedimiento	6,7	4,02	17	2660	180	2480	33	24	9	4,2	2,1	187,81
Control inóculo	6,5 5	3,42	40	2270	280	1990	33	19	14	4,2	2,8	162,35
Control de toxicidad	6,8 2	2,27	212	3120	320	2800	38	25	13	5,6	2,8	97,38
Control de adsorción	7,2	4,15	48	2040	230	1810	47	37	10	5,6	2,1	101,06
Control de degradación	7,2 8	4,87	39	1200	220	980	39	24	15	2,8	1,4	95,62

Valores promedio de los parámetros fisicoquímicos evaluados a los 14 días

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

Muestra	pH	OD mg/L	DQO mg/L	STT mg/L	STV mg/L	STF mg/L	SST mg/L	SSV mg/L	SSF mg/L	NT mg/L	N-NH3 mg/L	COD mg/L
FeCl ₃	6,6 5	2,27	45	2510	150	2360	15	11	4	11,2	5,6	75,54
Control de procedimiento	7,1 2	3,34	10	2590	140	2450	27	21	6	2,8	1,4	151,82
Control inóculo	7,1 9	3,17	34	2060	210	1850	25	15	10	4,2	2,8	143,30
Control de toxicidad	6,9 1	1,57	178	2810	420	2390	35	24	11	4,9	2,8	81,32
Control de adsorción	7,3 8	3,05	35	2020	180	1840	26	19	7	3,5	2,1	75,06
Control de degradación	7,3 9	4,27	28	960	140	820	27	18	9	2,1	1,4	71,46

Valores promedio de los parámetros fisicoquímicos evaluados a los 21 días

Muestra	pH	OD mg/L	DQO mg/L	STT mg/L	STV mg/L	STF mg/L	SST mg/L	SSV mg/L	SSF mg/L	NT mg/L	N-NH3 mg/L	COD mg/L
FeCl ₃	7,0	1,87	32	2390	120	2270	7	5	2	9,8	3,5	67,59
Control de procedimiento	7,5	2,2	10	2530	120	2410	18	12	6	2,8	0,7	122,52
Control inóculo	6,8	2,42	30	2060	210	1850	25	11	5	3,5	2,8	129,28
Control de toxicidad	7	1,13	152	2650	390	2260	27	16	11	3,5	1,4	66,26
Control de adsorción	7,2	2,34	34	1980	380	1600	27	12	5	3,5	1,4	56,04
Control de degradación	7,2	3,76	22	900	100	800	17	10	7	1,4	1,4	48,31

Valores promedio de los parámetros fisicoquímicos evaluados a los 28 días

PARÁMETROS FISCOQUÍMICOS EVALUADOS DURANTE LA PRUEBA DE BIODEGRADABILIDAD DEL AGUA RESIDUAL CRUDA DE TIPO INDUSTRIAL (ECCACIV).

Muestra	pH	O.D mg/L	DQO mg/L	STT mg/L	STV mg/L	STF mg/L	SST mg/L	SSV mg/L	SSF mg/L	NT mg/L	N-NH3 mg/L	COD mg/L
ACruda	7,2	3,92	2556	----	----	----	174	----	----	107	64	2428,07
Control de procedimiento	7,4	4,81	----	----	----	----	----	----	----	----	----	3223,27
Control inóculo	7,5	4,77	----	----	----	----	----	----	----	----	----	1477,58
Control de toxicidad	7,1	4,90	----	----	----	----	----	----	----	----	----	2243,10
Control de adsorción	7,1	4,91	----	----	----	----	----	----	----	----	----	1609,60
Control de degradación	7,3	5,26	----	----	----	----	----	----	----	----	----	1117,65

Valores promedio de los parámetros físicoquímicos evaluados a tiempo cero

OD= oxígeno disuelto, DQO= demanda química de oxígeno, SST= sólidos totales totales, STV= sólidos totales volátiles, STF=sólidos totales fijos, SST=sólidos suspendidos totales, SSV=sólidos suspendidos volátiles, SSF= sólidos suspendidos fijos, NT= nitrógeno total, N-NH3 = nitrógeno amoniacal, COD= carbono orgánico disuelto, ---- No se determino.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

Muestra	pH	O.D mg/L	DQO mg/L	STT mg/L	STV mg/L	STF mg/L	SST mg/L	SSV mg/L	SSF mg/L	NT mg/L	N-NH3 mg/L	COD mg/L
ACruda	6,7 1	2,44	1500	1135	150	985	86	30	56	27,30	21,7	1125,89
Control de procedimiento	6,8	3,64	282	1375	185	1190	31	17	14	5,6	2,1	831,62
Control inóculo	6,6 4	3,13	57	1150	175	975	31	14	17	11,9	4,2	527,35
Control de toxicidad	6,5	2,26	360	1500	255	1245	53	24	29	3,5	2,8	1542,20
Control de adsorción	6,2 1	4,3	93	1010	125	885	38	19	19	---	3,5	1363,04
Control de degradación	6,7 1	4,46	159	445	135	310	36	19	17	---	4,2	909,72

Valores promedio de los parámetros fisicoquímicos evaluados a los 7 días

Muestra	pH	O.D mg/L	DQO mg/L	STT mg/L	STV mg/L	STF mg/L	SST mg/L	SSV mg/L	SSF mg/L	NT mg/L	N-NH3 mg/L	COD mg/L
ACruda	6,1	1,93	588	930	200	730	70	45	25	23,80	11,9	711,19
Control de procedimiento	7,6	2,18	35	910	210	700	36	26	10	1,4	0,0	156,30
Control inóculo	6,8	2,18	35	990	320	670	43	28	15	0	0,7	139,3
Control de toxicidad	7,2	1,92	49	1120	50	1070	63	36	27	---	0	638,74
Control de adsorción	6,8	3,08	65	960	150	810	47	32	15	---	3,5	395,88
Control de degradación	7,3	4	103	220	120	100	48	33	15	---	3,2	259,92

Valores promedio de los parámetros fisicoquímicos evaluados a los 14 días

Muestra	pH	O.D mg/L	DQO mg/L	STT mg/L	STV mg/L	STF mg/L	SST mg/L	SSV mg/L	SSF mg/L	NT mg/L	N-NH3 mg/L	COD mg/L
ACruda	6,0 2	0,73	563	680	185	495	63	35	28	13,60	9,2	487,82
Control de procedimiento	7,0 9	1,51	----	660	190	470	34	23	11	6,3	2,8	46,09
Control inóculo	6,6 9	1,38	----	----	----	----	----	----	----	3,5	0,7	81,59
Control de toxicidad	6,8 7	0,73	----	1085	50	1035	47	28	19	7,7	5,6	428,17
Control de adsorción	6,9 1	2,35	101	900	80	820	36	30	6	4,9	4,2	124,28
Control de degradación	7,3 2	3,55	137	185	110	75	41	30	11	4,9	4,2	125,96

Valores promedio de los parámetros fisicoquímicos evaluados a los 21 días

Muestra	pH	O.D mg/L	DQO mg/L	STT mg/L	STV mg/L	STF mg/L	SST mg/L	SSV mg/L	SSF mg/L	NT mg/L	N-NH3 mg/L	COD mg/L
ACruda	6,33	0,23	309	370	160	210	56	22	34	10,90	5,4	307,51
Control de procedimi	7,15	0,5	84	430	170	260	21	19	2	0	0	----
Control inóculo	6,81	0,28	34	610	30	580	28	22	6	0	0	15,32
Control de toxicidad	7,12	0,17	58	975	43	932	38	20	18	0	0	85,13
Control de adsorción	7,45	1,39	56	784	120	664	29	25	4	0	0	55,32
Control de degradación	7,16	2,06	61	163	110	53	34	23	11	0	0	69,18

Valores promedio de los parámetros fisicoquímicos evaluados a los 28 días

INSTITUTO VENEZOLANO
 DE INVESTIGACIONES CIENTÍFICAS
 PALMIRA, GUAYANA FRANCESA
 VENEZUELA

PARÁMETROS FÍSICOQUÍMICOS EVALUADOS DURANTE LA PRUEBA DE BIODEGRADABILIDAD DEL AGUA RESIDUAL DE TIPO INDUSTRIAL TRADADA CON MÉTODO FENTON (ECCACIV).

Muestra	pH	OD mg/L	DQO mg/L	STT mg/L	STV mg/L	STF mg/L	SST mg/L	SSV mg/L	SSF mg/L	NT mg/L	N-NH3 mg/L	COD mg/L
Fenton	7,12	3,15	1584	----	----	----	25	----	----	51	47	1292,17
Control de procedimiento	7,48	4,81	----	----	----	----	----	----	----	----	----	3223,27
Control inóculo	7,5	4,77	----	----	----	----	----	----	----	----	----	1477,58
Control de toxicidad	7,29	5,13	----	----	----	----	----	----	----	----	----	800,42
Control de adsorción	7,5	4,92	----	----	----	----	----	----	----	----	----	1087,49
Control de degradación	7,37	4,71	----	----	----	----	----	----	----	----	----	2006,08

Valores promedio de los parámetros fisicoquímicos evaluados a tiempo cero

OD= oxígeno disuelto, DQO= demanda química de oxígeno, SST= sólidos totales, STV= sólidos totales volátiles, STF=sólidos totales fijos, SST=sólidos suspendidos totales, SSV=sólidos suspendidos volátiles, SSF= sólidos suspendidos fijos, NT= nitrógeno total, N-NH3 = nitrógeno amoniacal, COD= carbono orgánico disuelto, ---- No se determino.

Muestra	pH	OD mg/L	DQO mg/L	STT mg/L	STV mg/L	STF mg/L	SST mg/L	SSV mg/L	SSF mg/L	NT mg/L	N-NH3 mg/L	COD mg/L
Fenton	6,79	2,05	983	1205	205	1000	36	11	25	26,8	12,6	525,88
Control de procedimiento	6,8	3,64	282	1375	185	1190	41	17	24	5,6	2,1	831,62
Control inóculo	6,64	3,13	57	1150	175	975	31	14	17	11,9	4,2	527,35
Control de toxicidad	6,25	4,56	185	4550	3355	1195	51	22	29	7,7	2,1	513,91
Control de adsorción	6,35	3,51	62	1055	105	950	33	20	13	----	4,9	872,00
Control de degradación	6,55	3,82	79	535	135	100	43	22	21	----	3,5	1023,57

Valores promedio de los parámetros fisicoquímicos evaluados a los 7 días

Muestra	pH	OD mg/L	DQO mg/L	STT mg/L	STV mg/L	STF mg/L	SST mg/L	SSV mg/L	SSF mg/L	NT mg/L	N-NH3 mg/L	COD mg/L
Fenton	7,0	1,95	369	1125	150	975	31	28	3	16,80	12,6	153,26
Control de procedimiento	7,57	2,18	35	1100	180	920	53	35	18	1,4	0,0	156,30
Control inóculo	6,8	2,18	35	990	165	825	48	31	17	0	0,7	139,3
Control de toxicidad	7,18	3,32	46	2700	2355	345	56	28	28	----	0	227,9
Control de adsorción	7,02	2,22	57	740	100	640	42	33	9	----	4,9	254,18
Control de degradación	7,3	2,73	77	780	105	675	58	44	14	----	3,5	393,6

Valores promedio de los parámetros fisicoquímicos evaluados a los 14 días

INSTITUTO VENEZOLANO DE INVESTIGACIONES CIENTÍFICAS
 FALTA DE DATOS

Muestra	pH	OD mg/L	DQO mg/L	STT mg/L	STV mg/L	STF mg/L	SST mg/L	SSV mg/L	SSF mg/L	NT mg/L	N-NH3 mg/L	COD mg/L
Fenton	6,5	0,99	202	1070	125	945	15	15	0	13,8	7,4	55,09
Control de procedimiento	7,09	1,51	----	1060	160	900	41	25	16	6,3	2,8	46,09
Control inóculo	6,69	1,38	----	860	135	725	39	23	16	3,5	0,7	81,59
Control de toxicidad	7,5	2,57	----	2450	2105	345	49	22	27	----	0	143,15
Control de adsorción	6,85	1,56	----	540	85	455	38	28	10	----	2,8	254,18
Control de degradación	7,35	2,4	92	655	97	558	49	35	14	----	2,8	182,58

Valores promedio de los parámetros fisicoquímicos evaluados a los 21 días

Muestra	pH	OD mg/L	DQO mg/L	STT mg/L	STV mg/L	STF mg/L	SST mg/L	SSV mg/L	SSF mg/L	NT mg/L	N-NH3 mg/L	COD mg/L
Fenton	6,91	0,34	83	995	99	896	3	3	0	5,70	0	55,69
Control de procedimiento	7,15	0,5	84	900	145	755	35	20	15	0	0	----
Control inóculo	6,81	0,28	34	750	116	634	30	17	13	0	0	15,32
Control de toxicidad	7,12	1,99	54	2105	1093	1012	41	16	25	0	0	141,25
Control de adsorción	6,86	1,01	56	475	64	411	32	22	10	0	0	140,82
Control de degradación	7,86	1,76	52	574	78	496	39	29	10	0	0	143,92

Valores promedio de los parámetros fisicoquímicos evaluados a los 28 días

PARÁMETROS FÍSICOQUÍMICOS EVALUADOS DURANTE LA PRUEBA DE BIODEGRADABILIDAD DEL AGUA RESIDUAL DE TIPO INDUSTRIAL TRATADA CON EL PROCESO DE COAGULACIÓN-FLOCULACIÓN (ECCACIV).

Muestra	pH	OD mg/L	DQO mg/L	STT mg/L	STV mg/L	STF mg/L	SST mg/L	SSV mg/L	SSF mg/L	NT mg/L	N-NH ₃ mg/L	COD mg/L
FeCl ₃	7,32	4,95	1833	----	----	----	30	----	----	74	60	1478,61
Control de procedimiento	7,48	4,81	----	----	----	----	----	----	----	----	----	3223,27
Control inóculo	7,5	4,77	----	----	----	----	----	----	----	----	----	1477,58
Control de toxicidad	7,51	4,46	----	----	----	----	----	----	----	----	----	1558,04
Control de adsorción	7,22	4,89	----	----	----	----	----	----	----	----	----	1326,66
Control de degradación	7,4	5,85	----	----	----	----	----	----	----	----	----	1435,35

Valores promedio de los parámetros físicoquímicos evaluados a tiempo cero

OD= oxígeno disuelto, DQO= demanda química de oxígeno, SST= sólidos totales, STV= sólidos totales volátiles, STF=sólidos totales fijos, SSV=sólidos suspendidos volátiles, SSF= sólidos suspendidos fijos, NT= nitrógeno total, N-NH₃ = nitrógeno amoniacal, COD= carbono orgánico disuelto, ---- No se determino.

TESIS CON
 PALLA IN PROGRESO

Muestra	pH	OD mg/L	DQO mg/L	STT mg/L	STV mg/L	STF mg/L	SST mg/L	SSV mg/L	SSF mg/L	NT mg/L	N-NH3 mg/L	COD mg/L
FeCl ₃	6,58	3,71	1010	1500	185	1315	42	15	27	28,1	18,9	1179,88
Control de procedimiento	6,8	3,64	282	1375	185	1190	21	4	17	5,6	2,1	831,62
Control inóculo	6,64	3,13	57	1150	175	975	21	7	14	11,9	4,2	527,35
Control de toxicidad	6,64	3,81	166	1445	210	1235	35	14	21	6,3	1,4	1022,68
Control de adsorción	6,68	3,82	68	560	110	450	26	14	12	----	3,5	1010,50
Control de degradación	6,55	4,55	71	515	155	360	26	11	15	----	5,6	912,86

Valores promedio de los parámetros fisicoquímicos evaluados a los 7 días

Muestra	pH	OD mg/L	DQO mg/L	STT mg/L	STV mg/L	STF mg/L	SST mg/L	SSV mg/L	SSF mg/L	NT mg/L	N-NH3 mg/L	COD mg/L
FeCl ₃	6,72	2,54	341	1450	166	1284	25	25	0	19,60	14,7	553,95
Control de procedimiento	7,57	2,18	35	1275	160	1115	38	16	22	1,4	0,0	156,30
Control inóculo	6,8	2,18	35	1000	100	900	42	14	28	0	0,7	139,3
Control de toxicidad	7,75	2,1	47	1350	195	1155	56	27	29	----	0	777,52
Control de adsorción	7,08	2,16	56	490	90	400	50	31	19	----	4,2	578,29
Control de degradación	7,38	3,12	91	475	145	330	49	23	26	----	4,2	363,34

Valores promedio de los parámetros fisicoquímicos evaluados a los 14 días

Muestra	pH	OD	DQO	STT	STV	STF	SST	SSV	SSF	NT	N-NH3	COD
		mg/L	mg/L									
FeCl ₃	6,41	1,12	291	1310	125	1185	20	18	2	15,7	9,8	270,66
Control de procedimiento	7,09	1,51	----	985	99	886	31	14	17	6,3	2,8	46,09
Control inóculo	6,69	1,38	----	880	75	805	30	10	20	3,5	0,7	81,59
Control de toxicidad	6,89	1,03	----	1110	113	997	41	19	22	----	0	511,34
Control de adsorción	7,08	1,13	----	255	62	193	41	27	14	----	4,2	465,23
Control de degradación	7,51	2,21	98	261	105	156	39	18	21	----	4,2	210,60

Valores promedio de los parámetros fisicoquímicos evaluados a los 21 días

Muestra	pH	OD	DQO	STT	STV	STF	SST	SSV	SSF	NT	N-NH3	COD
		mg/L	mg/L									
FeCl ₃	6,75	0,75	183	1148	104	1044	8	8	0	7,3	0	124,30
Control de procedimiento	7,15	0,5	84	841	43	798	20	10	10	0	0	----
Control inóculo	6,81	0,28	34	765	60	705	21	7	14	0	0	15,32
Control de toxicidad	7,32	0,87	47	1005	100	905	31	15	16	0	0	158,60
Control de adsorción	7,36	0,76	63	185	22	163	32	22	10	0	0	109,35
Control de degradación	7,74	1,01	91	200	70	130	31	14	17	0	0	111,80

Valores promedio de los parámetros fisicoquímicos evaluados a los 28 días

TESIS CON FALLA DE ORIGEN

ANÁLISIS ESTADÍSTICO DE LA ELIMINACIÓN DE CARBONO ORGÁNICO DISUELTU (COD) EN EL AGUA RESIDUAL CRUDA DE TIPO DOMÉSTICO (PTARCU).

Análisis de varianza

Fuente de variación	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Media de cuadrados	Fo	F 0,05 (4,23) F 0,05 (2,23)
Tratamientos	9212.891	2	4606.445	12.63	3.42
Bloques	63000	4	16000	43.335	2.8
Error	8386.672	23	364.638		
Total	80599.563	29			

Prueba de Bartlett

Ho = Cruda = Fenton = FeCl₃
 H₁ = Cruda Fenton FeCl₃

$$\chi_0^2 = 2.3026 \frac{q}{c} \quad \chi_0^2 = 2.3026 \frac{2.88}{0.35} = 18.95 \quad \chi_{0.05,2}^2 = 5.99$$

$$\chi_0^2 18.95 > \chi_{0.05,2}^2 5.99$$

Se rechaza la Ho; los tratamiento son diferentes

Prueba de Duncan

$$s_{yi} = \sqrt{\frac{MS_E}{n}}$$

$$\begin{aligned} MS_E &= 364.638 \\ g_{\text{error}} &= 23 \\ n &= 10 \end{aligned}$$

Error estándar de cada promedio

$$s_{yi} = \sqrt{\frac{364.638}{10}} = 6.038$$

Rangos de significación mínima $g_i=23 \quad \alpha=0,05$

$$R_2 = (2,23)S_{yi} = 2.95 (6.038) = 7.81$$

$$R_3 = (3,23)S_{yi} = 3.10 (6.038) = 8.717$$

Resultados de comparación

$$y_2 = 60.85 \quad (\text{Fenton})$$

$$y_3 = 91.64 \quad (\text{FeCl}_3)$$

$$y_1 = 102.15 \quad (\text{Cruda})$$

$$1 \text{ y } 2 = 102.15 - 60.85 = 41.30 > 8.72 \quad (R_3)$$

$$1 \text{ y } 3 = 102.15 - 91.64 = 10.51 > 7.81 \quad (R_2)$$

$$3 \text{ y } 2 = 91.64 - 60.85 = 30.79 > 7.81 \quad (R_2)$$

De acuerdo al análisis se observa que hay diferencias significativas entre las medias de los tratamientos

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

ANÁLISIS ESTADÍSTICO DE LA ELIMINACIÓN DE CARBONO ORGÁNICO DISUELTU (COD) EN EL AGUA RESIDUAL CRUDA DE TIPO MUNICIPAL (GCD).

Análisis de varianza

Fuente de variación	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Media de cuadrados	Fo	F 0,05 (4,23) F 0,05 (2,23)
Tratamientos	120000	2	59000	108.502	3.42
Bloques	110000	4	27000	49.168	2.8
Error	12000	23	547.663		
Total	242000	29			

Prueba de Bartlett

Ho= Cruda = Fenton = FeCl₃
H₁= Cruda Fenton FeCl₃

$$\chi_0^2 = 2.3026 \frac{q}{c}$$

$$\chi_0^2 = 2.3026 \frac{2.61}{0.35} = 17.17$$

$$\chi_{0.05,2}^2 = 5.99$$

$$\chi_0^2 17.17 > \chi_{0.05,2}^2 5.99$$

Se rechaza la Ho; los tratamiento son diferentes

Prueba de Duncan

$$s_{yi} = \sqrt{\frac{MS_E}{n}}$$

MS_E= 547.663
gl_{error}= 23
n= 10

Error estándar de cada promedio

$$s_{yi} = \sqrt{\frac{547.663}{10}} = 7.400$$

Rangos de significación mínima gl=23 α=0,05

$$R_2 = (2,23)S_{yi} = 2.95 (7.400) = 21.83$$

$$R_3 = (3,23)S_{yi} = 3.10 (7.400) = 22.94$$

Resultados de comparación

$$y_2 = 75.11 \quad (\text{Fenton})$$

(R₃)

$$1 \text{ y } 2 = 222.19 - 75.11 = 147.08 > 22.94$$

$$y_3 = 108.71 \quad (\text{FeCl}_3)$$

(R₂)

$$1 \text{ y } 3 = 222.19 - 108.71 = 113.48 > 21.83$$

$$y_1 = 222.19 \quad (\text{Cruda})$$

(R₂)

$$3 \text{ y } 2 = 108.71 - 75.11 = 33.60 > 21.83$$

De acuerdo al análisis se observa que hay diferencias significativas entre las medias de los tratamientos.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

ANÁLISIS ESTADÍSTICO DE LA ELIMINACIÓN DE CARBONO ORGÁNICO DISUELTU (COD) EN EL AGUA RESIDUAL CRUDA DE TIPO INDUSTRIAL (ECCACIV).

Análisis de varianza

Fuente de variación	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Media de cuadrados	Fo	F 0,05 (4,23) F 0,05 (2,23)
Tratamientos	2700000	2	1400000	44.065	3.42
Bloques	8400000	4	2100000	67.998	2.8
Error	710000	23	31000		
Total	11810000	29			

Prueba de Bartlett

$$H_0 = \text{Cruda} = \text{Fenton} = \text{FeCl}_3$$

$$H_1 = \text{Cruda} \neq \text{Fenton} \neq \text{FeCl}_3$$

$$\chi_0^2 = 2.3026 \frac{q}{c}$$

$$\chi_0^2 = 2.3026 \frac{1.63}{0.35} = 10.72$$

$$\chi_{0.05,2}^2 = 5.99$$

$$\chi_0^2 (10.72) > \chi_{0.05,2}^2 (5.99)$$

Se rechaza la H_0 ; los tratamiento son diferentes

Prueba de Duncan

$$s_{y_i} = \sqrt{\frac{MS_E}{n}}$$

$$MS_E = 31000$$

$$g_{\text{error}} = 23$$

$$n = 10$$

Error estándar de cada promedio

$$s_{y_i} = \sqrt{\frac{31000}{10}} = 55.677$$

Rangos de significación mínima $g_l=23$ $\alpha=0,05$

$$R_2 = (2,23)S_{y_i} = 2.95 (55.677) = 164.22$$

$$R_3 = (3,23)S_{y_i} = 3.10 (55.677) = 172.57$$

Resultados de comparación

$$y_2 = 146.5 \quad (\text{Fenton})$$

(R_3)

$$y_3 = 790.87 \quad (\text{FeCl}_3)$$

(R_2)

$$y_1 = 1152.33 \quad (\text{Cruda})$$

(R_2)

$$1 \text{ y } 2 = 1152.33 - 416.5 = 735.83 > 172.57$$

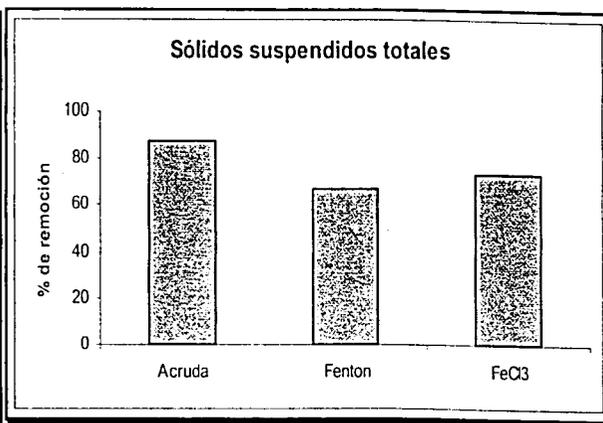
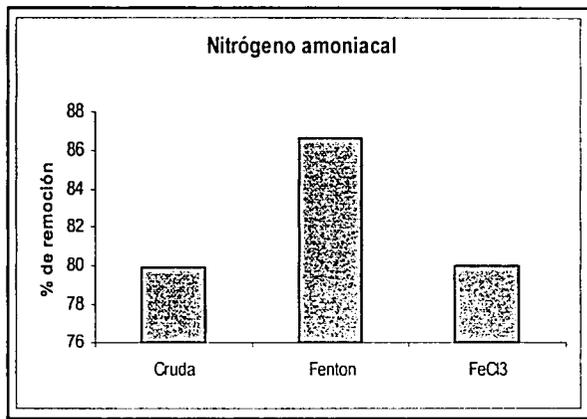
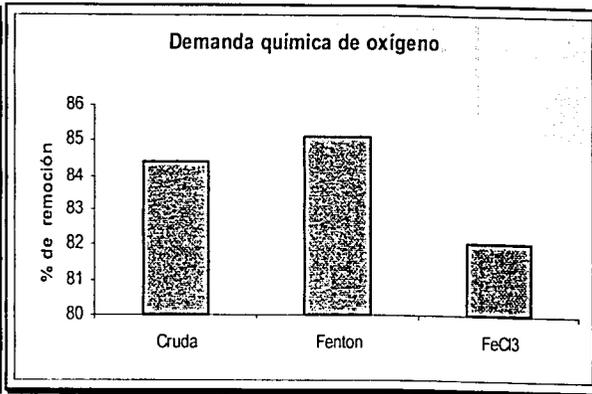
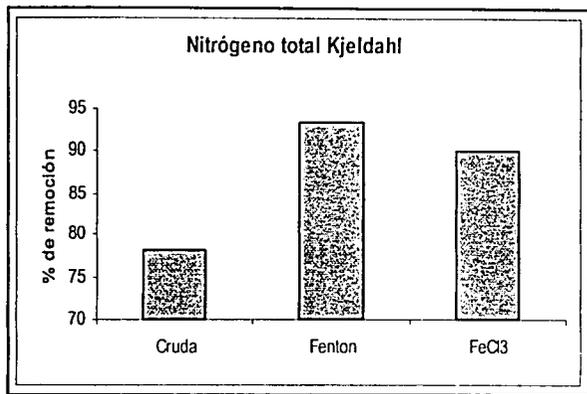
$$1 \text{ y } 3 = 1152.33 - 790.875 = 361.48 > 164.22$$

$$3 \text{ y } 2 = 790.85 - 416.5 = 374.35 > 164.22$$

De acuerdo al análisis se observa que hay diferencias significativas entre las medias de los tratamientos.

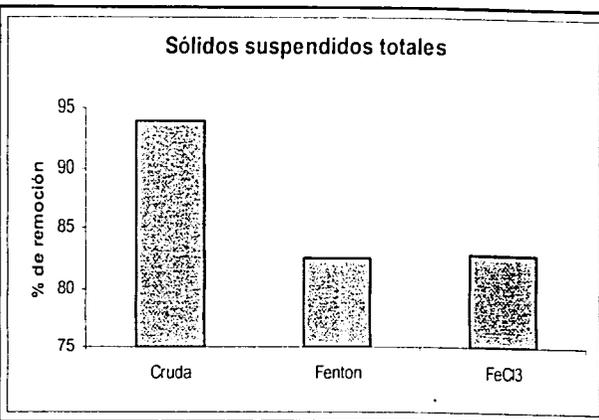
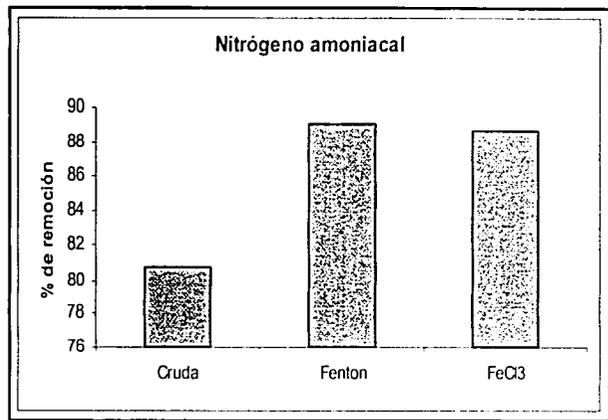
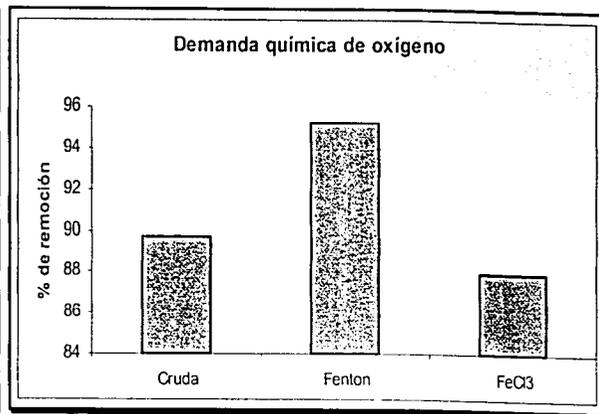
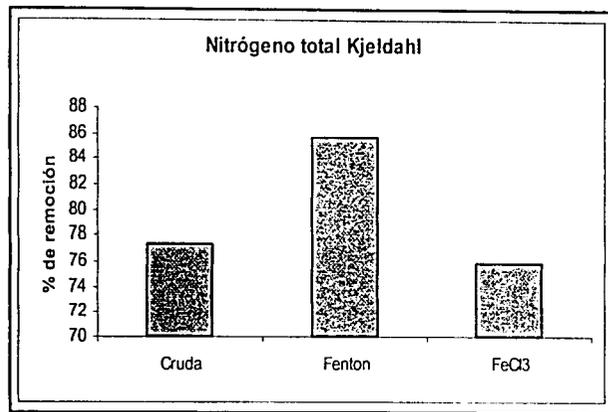
TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

Gráficas de los porcentajes de remoción evaluados para los parámetros fisicoquímicos durante la prueba de biodegradabilidad del agua residual de tipo doméstico (PTARCU).



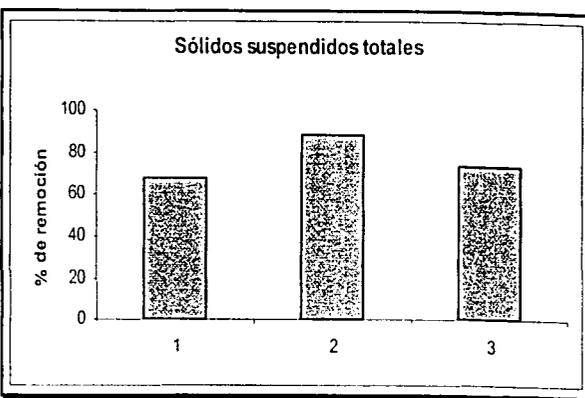
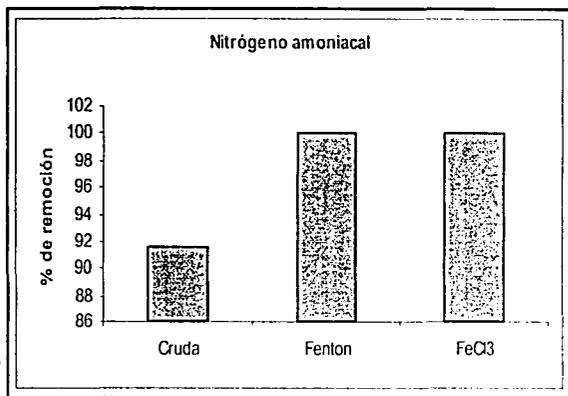
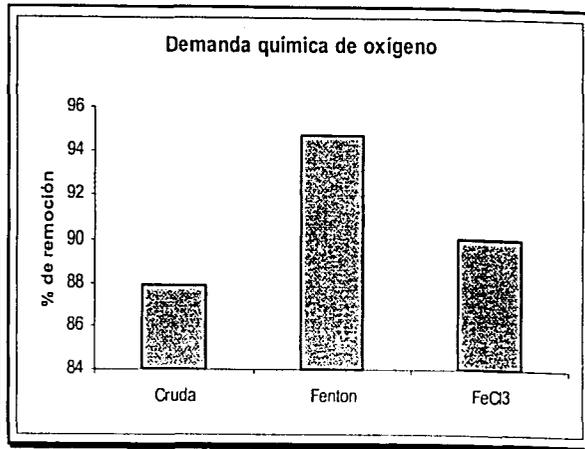
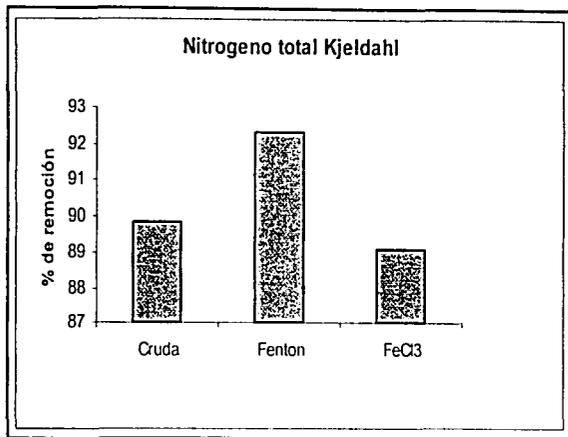
TESIS COM
FALLA DE
COP

Gráficas de los porcentajes de remoción evaluados para los parámetros fisicoquímicos durante la prueba de biodegradabilidad del agua residual de tipo municipal (GRAN CANAL DE DESAGUE).



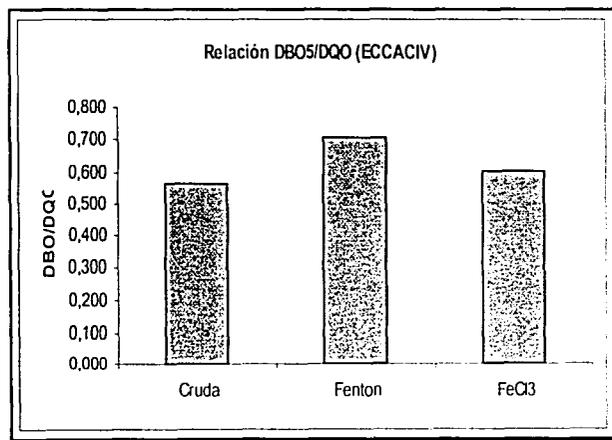
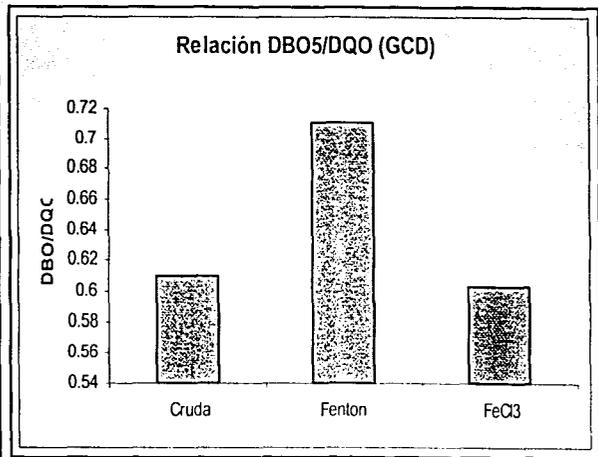
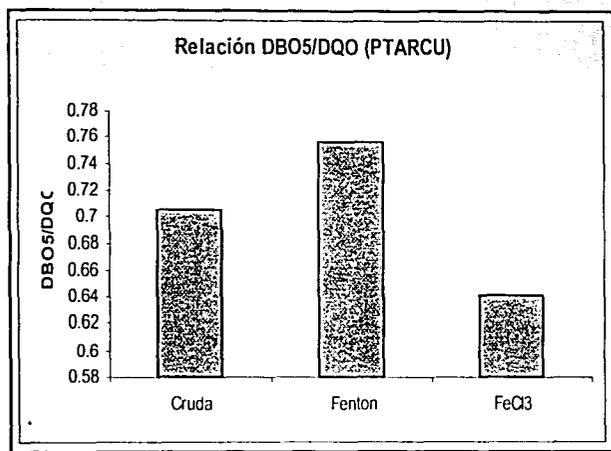
TESIS COM
FALLA DE CUBIEN

Gráficas de los porcentajes de remoción evaluados para los parámetros fisicoquímicos durante la prueba de biodegradabilidad del agua residual de tipo industrial (ECCACIV).



TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

Gráficas de las relación DBO5/DQO para los tres diferentes tipos de aguas residuales



TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

Las gráficas están elaboradas con datos del ANEXO B

PRUEBAS DE BIODEGRADABILIDAD AEROBIA RÁPIDA CONSULTADAS

OECD 301-A "Prueba de disminución de COD" 1992 (Traducido por Ambriz, 1998).

Introducción

Las características de interés general con respecto a las pruebas de biodegradabilidad son discutidas en "*Procedimientos generales y preparaciones*", se sugiere su consulta antes de iniciar el trabajo experimental. Para este método en especial, la sustancia de prueba debe tener una solubilidad en agua de al menos 100 mg/L y no ser volátil. El contenido de carbono orgánico disuelto (COD) y la pureza o cantidades relativas de los principales componentes de la muestra deben de preferencia ser conocidos. La prueba es prácticamente la misma que la ISO 7827-1984. Es similar a la prueba de OECD modificada (301E) y su diferencia radica en que permite el uso de densidades microbianas más altas.

Fundamento de la prueba

Un volumen determinado de medio mineral preinoculado, conteniendo una concentración conocida de la sustancia de prueba (entre 10 y 40 mg COD/L) como única fuente de carbono orgánico es mantenida con aireación constante en la oscuridad o con luz difusa a 22 ± 2 °C. El curso de la degradación es monitoreado por medio del análisis de la concentración de COD a intervalos frecuentes de tiempo durante un período de 28 días. El grado de biodegradación es calculado a partir de la cantidad de COD removida (corregida por medio de un blanco de inóculo utilizado como control) con respecto al porcentaje de la concentración inicialmente presente en el medio. También puede calcularse la biodegradación primaria del compuesto original por medio de análisis químicos suplementarios realizados al principio y final del período de incubación.

Descripción del método

Equipo:

- Matraces erlenmeyer de 250 mL a 2 L, dependiendo del volumen necesario para realizar el análisis de COD. Los matraces deben ser cuidadosamente limpiados, por ejemplo con solución de ácido clorhídrico-alcohol, enjuagados y secados antes de cada prueba.
- Agitador para contener los matraces cónicos, con control automático de temperatura o a temperatura ambiente constante y con suficiente fuerza como para mantener condiciones aerobias en todos los matraces.
- Aparato de filtración con membranas adecuadas.

- Analizador de COD
- Medidor de oxígeno disuelto, para comprobar que los matraces se encuentran bajo condiciones aerobias
- Centrífuga

Agua

Debe de utilizarse agua desionizada o destilada, libre de concentraciones inhibitorias de sustancias tóxicas (ejemplo Cu^{2+}). No debe de contener más de un 10% de carbono orgánico disuelto, pues introduciría un error a la sustancia de prueba. Se requiere agua con alta pureza para eliminar valores altos del blanco. La contaminación del agua puede ser causada por impurezas propias, por las resinas de intercambio iónico y material liso de bacterias y algas.

Para cada corrida de pruebas, usar un sólo lote de agua a la que previamente se le habrá determinado la concentración de COD presente.

Soluciones patrón de medio mineral

Preparar las siguientes soluciones patrón usando reactivos de grado analítico:

Solución a:

Fosfato monobásico de potasio, KH_2PO_4 8.50 g
Fosfato dibásico de potasio, K_2HPO_4 21.75 g
Fosfato dibásico de sodio dihidratado, $\text{Na}_2\text{HPO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 33.40 g
Cloruro de amonio, NH_4Cl 0.50 g
Disolver en agua y aforar a 1 L. El pH de la solución debe ser 7.4

Solución b:

Cloruro de calcio, anhidro, CaCl_2 27.50 g
o
Cloruro de calcio dihidratado, $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 36.40 g
Disolver en agua y aforar a 1 L

Solución c:

Sulfato de magnesio heptahidratado, $MgSO_4 \cdot 7H_2O$ 22.50 g

Disolver en agua y aforar a 1 L

Solución d:

Cloruro de hierro (III) hexahidratado, $FeCl_3 \cdot 6H_2O$ 0.25 g

Disolver en agua y aforar a 1 L

Nota: En caso de no querer preparar la solución inmediatamente antes de su uso, añadir una gota de HCl concentrado o 0.4 g de EDTA por litro. Si se forma un precipitado en las soluciones patrón, reemplazadas con soluciones recién preparadas.

Preparación del medio mineral

Mezclar 10 mL de solución (a) con 800 mL de agua, añadir 1 mL de solución (b), (c) y (d).

Aforar a 1 L con agua.

Soluciones patrón de sustancias de prueba

Cuando la solubilidad de la sustancia de prueba excede 1 g/L, disolver 1-10 g, de sustancia de prueba o de referencia en agua y aforar a 1 L. Otra opción es preparar soluciones patrón en medio mineral o añadir la sustancia directamente al medio mineral, permitiendo su completa disolución antes de continuar con el procedimiento de montaje.

Inóculo

El inóculo puede derivarse de una gran variedad de fuentes: lodos activados, efluentes de aguas residuales, aguas superficiales, suelo o una mezcla de éstos.

Inóculo a partir de lodos activados

Colectar una muestra fresca de lodos activados, a partir de un tanque de aireación de planta de tratamiento de aguas residual es o un reactor a escala de laboratorio que trate principalmente aguas residual es domésticas. Si es necesario, remover las partículas gruesas por filtración a través de un tamiz fina y mantener el lodo bajo condiciones aerobias.

Alternativamente, después de retirar las partículas gruesas, centrifugar (por ejemplo 1100 g durante 10 minutos). Descartar el sobrenadante. El lodo debe ser lavado con medio mineral. Resuspender el lodo concentrado en medio mineral para obtener una concentración final de 3-5 g

de sólidos suspendidos/L. Mantener en aireación hasta su uso.

El lodo puede ser obtenido de una planta de tratamiento convencional. Sin embargo, si fue obtenido de una planta con alta tasa de tratamiento, o si se sospecha de la presencia de inhibidores, debe ser lavado⁶. Mezclar perfectamente el lodo y dejar sedimentar o centrifugar. Descartar el sobrenadante y resuspender el lodo lavado en el mismo volumen de medio mineral. Repetir el procedimiento hasta que se considere que el lodo está libre del exceso de sustrato o inhibidores. Después de resuspender por completo, o con el lodo sin tratar, tomar una muestra para la determinación del peso seco de los sólidos suspendidos.

Otra alternativa es homogenizar el lodo activado para obtener una concentración de 3-5 g de sólidos suspendidos/L. Tratar el lodo en una mezcladora a velocidad media durante 2 minutos. Dejar sedimentar el lodo mezclado por 30 minutos o más si se requiere, decantar el líquido que será utilizado como inóculo (10 mL/L de medio mineral).

Otras fuentes de inóculo

El inóculo puede obtenerse del efluente secundario de una planta de tratamiento o de un reactor de laboratorio que trate principalmente aguas domésticas. Colectar una muestra fresca y mantenerla bajo condiciones aerobias durante el transporte. Dejar sedimentar por 1 hora o filtrar a través de filtro de papel grueso. Guardar el sobrenadante decantado o filtrado aerobio hasta su uso. Este tipo de inóculo será utilizado en una proporción de más de 100 mL por litro de medio mineral.

Otra fuente de obtención del inóculo es el agua superficial. En este caso, colectar una muestra de agua superficial de río, lago, etcétera y mantenerla bajo condiciones aerobias hasta su uso. Si es necesario, concentrar el inóculo por filtración o centrifugación.

Preacondicionamiento del inóculo

El inóculo puede ser preacondicionado, pero no preadaptado a la sustancia de prueba. El preacondicionamiento consiste en mantener en aireación el lodo activado (en medio mineral) o el efluente secundario por 5-7 días a la temperatura de prueba. El preacondicionamiento en ocasiones provee de precisión al método de prueba, disminuyendo el valor del blanco.

Preparación de matraces

A modo de ejemplo, tomar 800 mL de medio mineral y colocarlos en matraces de 2 litros, añadir el volumen suficiente de solución patrón de la sustancia de prueba y de referencia, según sea el caso, para obtener una concentración equivalente entre 10 y 40 mg COD/L. Registrar el pH, ajustar el valor a 7.4. Inocular los matraces con el lodo activado u otra fuente de inóculo para obtener una concentración final no mayor de 30 mg sólidos suspendidos totales/L. Preparar también controles del inóculo en el medio mineral pero sin la sustancia de referencia.

De ser necesario, utilizar un matraz para verificar el posible efecto inhibitorio de la sustancia de prueba por medio de la inoculación de una solución conteniendo concentraciones comparables de la sustancia de prueba y de referencia en el medio mineral.

De igual manera, si se requiere verificar la degradación abiótica de la sustancia de prueba, utilizar un matraz conteniendo una solución estéril sin inóculo. Dicha solución se esteriliza a través de filtración por membrana (0.2-0.45 μm) o mediante la adición de una sustancia tóxica a la concentración apropiada. Si se utiliza la filtración a través de membrana, tomar las 1 muestras asépticamente para mantener condiciones de esterilidad.

Adicionalmente, si se sospecha que la sustancia de prueba puede ser adsorbida en vidrio, lodo, etc., de acuerdo a los resultados obtenidos previamente, se debe incluir un matraz que contenga solución de sustancia de prueba, el inóculo y un agente esterilizante.

Aforar todos los volúmenes a 1 L con medio mineral y mezclar perfectamente. Tomar una muestra de cada matraz para determinar la concentración inicial de COD por duplicado. Tapar los matraces con papel aluminio, de manera que se permita el libre intercambio de aire entre el matraz y la atmósfera circundante. Finalmente, colocar los matraces en la incubadora con agitación e iniciar la prueba.

Distribución de los matraces

En una corrida típica, se utilizan los siguientes matraces:

- Matraz 1 y 2 que contiene la sustancia de prueba y el inóculo (suspensión de prueba, una sola dilución)
- Matraz 3 y 4 que solamente contiene inóculo y medio mineral (blanco del inóculo).

- Matraz 5 que contiene el compuesto de referencia y el inóculo (control del procedimiento); y cuando sea necesario también incluir:
- Matraz 6 que contiene la sustancia de prueba y el agente esterilizante (control de degradación abiótico estéril).
- Matraz 7 que contiene la sustancia de prueba, el inóculo y el agente esterilizante (control de adsorción).
- Matraz 8 que contiene la sustancia de prueba, el compuesto de referencia y el inóculo (control de toxicidad).

Procedimiento

Cuantificación de COD

A lo largo del período de prueba, determinar las concentraciones de COD de las muestras en cada matraz por duplicado a intervalos de tiempo conocidos. Es obligatorio cuantificar la concentración de COD en la suspensión de prueba y el blanco del inóculo al mismo tiempo. Se recomienda monitorear la concentración de COD en los demás matraces. Sin embargo, esto no siempre es posible.

Muestreo

Tomar una muestra compuesta por el volumen mínimo de la suspensión de prueba necesaria para cada determinación de COD. Antes de realizar el muestreo eliminar cualquier pérdida por evaporación en los matraces, mediante adición de agua en la cantidad necesaria para recuperar el volumen anterior. Mezclar perfectamente el medio de cultivo, para que el material adherido a la pared del matraz sea redissuelto o resuspendido. Filtrar a través de membrana o centrifugar la muestra inmediatamente después de ser tomada. Analizar el filtrado o centrifugado el mismo día, de otra manera almacenar a 2-4 °C por un máximo de 48 h o a -18°C para periodos más largos.

Frecuencia de muestreo

Asegurar que un número suficiente de muestras sean tomadas para permitir valorar el porcentaje de remoción del período de 10 días a ser valorado. El nivel de aceptación para las pruebas de biodegradabilidad rápida aerobia es de 70% de remoción de COD, este debe ser alcanzado en un período de 10 días dentro de los 28 días que dura la prueba. El período de 10 días inicia cuando el grado de biodegradación ha alcanzado un 10% de COD y debe terminar antes del día 28 de la prueba. No se proponen tiempos de muestreo específicos. Si los análisis son llevados a cabo el día del muestreo, programar la siguiente considerando los resultados del mismo. Si son

preservadas, tomar muestras diariamente o cada 2 días. Analizar primero las últimas muestras (28 días), y por selección de muestras apropiadas, es posible obtener una buena descripción de la curva de biodegradación con relativamente pocas determinaciones. Por supuesto, si las últimas muestras (28 días) no muestran degradación, el experimento se da por terminado.

Datos y reporte

Los datos obtenidos deberán ser organizados en una hoja de datos.

El porcentaje de degradación (D_t) correspondiente a cada tiempo de muestreo, puede ser obtenido a través las determinaciones por duplicado de COD en cada matraz con sustancia de prueba y registrando el valor promedio para verificar la validez de la prueba. El cálculo es realizado aplicando la siguiente ecuación:

$$D_t = \frac{1 - C_t - C_{bl(t)}}{C_0 - C_{bl(0)}} \times 100$$

donde:

D_t = % de degradación al tiempo t,

C_0 = concentración inicial promedio de COD en el medio de cultivo inoculado conteniendo la sustancia de prueba (mg COD/L),

C_t = concentración promedio de COD en el medio de cultivo inoculado conteniendo la sustancia de prueba al tiempo t (mg COD/L),

$C_{bl(0)}$ = concentración inicial promedio de COD en el blanco inoculado en el medio mineral (mgCOD/L),

$C_{bl(t)}$ = concentración promedio en el blanco inoculado en el medio mineral al tiempo t (mgCOD/L).

Todas las concentraciones son determinadas experimentalmente. Si la prueba ha cumplido con los criterios de validez, construir una gráfica para seguir el curso de las biodegradación, utilizando los valores promedio los matraces con la sustancia de prueba. Calcular y reportar el porcentaje de remoción alcanzado en la meseta, al final de la prueba y/o en el periodo de diez días según sea apropiado.

Cuando estén disponibles datos de análisis químicos específicos, calcular la biodegradabilidad primaria. Para ello aplicar la siguiente fórmula:

$$D_t = \frac{S_b - S_a}{S_b} \cdot 100$$

donde:

D_t = % de degradación primaria al tiempo t, normalmente 28 días,

S_a = Cantidad residual de la sustancia química en el medio incubado al final de la prueba (mg),

S_b = Cantidad residual de la sustancia química en el control de degradación abiótico al final de la prueba (mg).

Cuando se incluye un control de degradación abiótico estéril, calcular el porcentaje de degradación abiótica a partir de:

$$\% \text{ de degradación} = \frac{C_{s(0)} - C_{s(t)}}{C_{s(0)}} \cdot 100$$

donde:

$C_{s(0)}$ = Concentración de COD en el control estéril al día cero,

$C_{s(t)}$ = Concentración de COD en el control estéril al día t.

Validez de la prueba

La prueba se considera como válida si la diferencia de los valores por duplicado de remoción de la sustancia química en la meseta, al final de la prueba o durante el período de 10 días es menor que 20% y si el porcentaje de degradación del compuesto de referencia ha alcanzado el nivel de aprobación a los 14 días. Si cualquiera de estas condiciones no es alcanzada, la prueba debe ser repetida. Debido a lo estricto de los métodos, los valores bajos no necesariamente significan que la sustancia de prueba no sea biodegradable a condiciones ambientales, pero indica que se requerirán otras determinaciones para establecer la biodegradabilidad de la misma.

Si en el control de toxicidad, que contiene la sustancia de prueba y el compuesto de referencia, se alcanza menos de 35% de degradación cuantificada como disminución de COD en 14 días, se puede considerar que la sustancia de prueba presenta un efecto inhibitorio. La corrida deberá ser repetida, utilizando concentraciones más bajas de la sustancia de prueba (si esto no afecta la precisión en la determinación de COD) y/o una mayor concentración de inóculo, pero no mayor de 30 mg sólidos/L.

- **Tiempo lag:** En casi todas las curvas de degradación puede ser observado. Se define normalmente como el tiempo desde la inoculación hasta que el porcentaje de degradación ha alcanzado al menos un 10% de remoción del contenido inicial de COD. El tiempo lag es altamente variable y poco reproducible. Se expresa en días.
- **Fase de degradación:** Se define como el intervalo de tiempo entre el final de la fase lag hasta que se alcanza aproximadamente un 90% de nivel máximo de degradación. Se expresa en días.
- **Periodo de 10 días:** Los 10 días posteriores a que se ha alcanzado un 10% de degradación.

Evaluación en medio acuoso de la biodegradabilidad aerobia última de compuestos orgánicos "Método por análisis de carbono orgánico disuelto ISO 7827: 1994 (E)".

Precauciones. Los lodos activados y aguas residuales pueden contener organismos patógenos. Deben tomarse las precauciones pertinentes para su manejo. Los compuestos tóxicos y aquellos de propiedades desconocidas deben ser manejados con cuidado.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

Alcance

Esta norma internacional especifica un método para la evaluación de la biodegradabilidad "última" de compuestos orgánicos a una concentración específica por microorganismos aerobios. Las condiciones descritas en esta norma internacional no necesariamente corresponden siempre a las condiciones óptimas que permitan que ocurra el máximo grado de biodegradabilidad.

El método es aplicable a compuestos orgánicos que son:

- Solubles a la concentración de prueba utilizada bajo las condiciones de prueba (entre 10 y 40 mgCOD/L)
- No volátiles o que tengan una presión de vapor despreciable bajo las condiciones de prueba
- Que no se adsorban significativamente en vidrio o en lodos activados

- No inhibitorio para los microorganismos a la concentración establecida para la prueba. Los efectos inhibitorios pueden ser determinados como se describe en la sección 8.3 o utilizando cualquier otro método para determinar efectos inhibitorios en bacterias (ejemplo ISO 8192)

Referencias normativas

El siguiente procedimiento contiene previsiones que a través de su referencia en el texto, constituyen bases de esta norma internacional. Al tiempo de publicación, las ediciones indicadas eran válidas. Todos los estándares son sujetos a revisión y parte de los acuerdos basados en esta norma internacional están encaminados a investigar la posibilidad de aplicar las más recientes ediciones de las normas indicadas posteriormente. Los miembros de IEC e ISO mantienen registros actualizados de normas internacionales válidas.

ISO 8192: 1986 Calidad del agua "Prueba de inhibición del consumo de oxígeno por lodos activados"

ISO 9439: 1990 Calidad del agua "Evaluación en medio acuoso de la biodegradabilidad aerobia última de compuestos orgánicos, Método por análisis de liberación de dióxido de carbono"

ISO 8245: 1987 Calidad del agua "Guía para la determinación de carbono orgánico total"

ISO 9408: 1991 Calidad del agua "Evaluación en medio acuoso de la biodegradabilidad aerobia última de compuestos orgánicos, Método por determinación de la demanda de oxígeno en un respirómetro cerrado"

ISO 9887: 1992 Calidad del agua "Evaluación de la biodegradabilidad aerobia de compuestos orgánicos en medio acuoso, Método de lodo activado semicontinuo (SCAS)"

ISO 9888: 1991 Calidad del agua "Evaluación de la biodegradabilidad aerobia de compuestos orgánicos en medio acuoso - Método de Zahn- Wellens"

Definiciones

Para los propósitos de esta norma internacional se aplican las siguientes definiciones:

Biodegradación "última": Nivel de degradación alcanzado cuando el compuesto de prueba es totalmente utilizado por los microorganismos resultado en la producción de dióxido de carbono, agua, sales minerales y nuevos constituyentes celulares microbianos (biomasa).

Biodegradación primaria: El nivel de degradación alcanzado cuando el compuesto de prueba sufre un cambio estructural, distinto a la mineralización, como resultado de la acción microbiana.

Concentración de sólidos suspendidos (de lodo activado): La cantidad de sólidos obtenidos por filtración o centrifugación de un volumen conocido de lodo bajo condiciones específicas y secado a 105°C a peso constante.

Fundamento

Determinar la biodegradación de compuestos orgánicos por microorganismos aerobios utilizando un medio de prueba. El compuesto orgánico es la única fuente de carbono y energía del medio. La concentración del compuesto utilizada es aquella que permita una concentración de carbono orgánico en el medio de prueba entre 10 y 40 mgCOD/L. Si es necesario pueden utilizarse concentraciones superiores a 40 mgCOD/L.

Determinar el carbono orgánico disuelto (COD) al inicio de la prueba (día cero) y al final de la prueba (día 28 o más si es necesario) y al menos en tres intervalos de tiempo intermedios.

Determinar el porcentaje de remoción de COD en cada uno de estos intervalos. Evaluar la biodegradabilidad de los compuestos utilizados en base a esos datos. Los análisis específicos pueden dar información adicional acerca de la biodegradabilidad primaria.

Condiciones de prueba

La incubación debe tener lugar en la oscuridad o con luz difusa en un lugar cerrado, mantenido entre los 20°C y 25°C y libre de vapores tóxicos para los microorganismos.

Reactivos

Utilizar únicamente reactivos de grado analítico reconocido.

Agua destilada o desionizada que contenga menos de 10% de COD inicial introducida por el compuesto evaluado.

Medio de prueba

Solución a:

Fosfato monobásico de potasio, KH_2PO_4	8.50 g
Fosfato dibásico de potasio, K_2HPO_4	21.75 g
Fosfato dibásico de sodio dihidratado, $\text{Na}_2\text{HPO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	33.40 g
Cloruro de amonio, NH_4Cl	0.50 g

Agua necesaria para aforar 1000 mL

Nota 1: La correcta composición del medio es corroborada por la medición del valor de pH que debe ser 7.4.

I

Solución b:

Disolver 22.50 g de sulfato de magnesio heptahidratado ($\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) en 1000 mL de agua.

Solución c:

Disolver 27.50 g de cloruro de calcio anhidro (CaCl_2) en 1000 mL de agua.

Solución d:

Disolver 0.25 g de cloruro de hierro (III) hexahidratado ($\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) en 1000 mL de agua

Preparar la solución antes de su uso.

Nota 2: No es necesario preparar esta solución con anticipación si se añade una gota de HCl concentrado o 0.4 g de EDT A por litro.

Preparación

Para 1 L de medio mineral añadir a 500 mL de agua aproximadamente:

- 10 mL de solución a
- 1 mL de solución b, c y d. Aforar a 1000 mL con agua.

Equipo

Asegurarse que el material de vidrio este perfectamente limpio y en particular, libre de materia orgánica o tóxica.

- Material común de laboratorio
- Analizador con suficiente sensibilidad para las determinaciones de carbono orgánico disuelto (COD)
- Centrifuga
- Agitador para aireación y mezclado
- Potenciómetro
- Matraces Erlenmeyer con capacidad apropiada (por ejemplo, 2000 mL)
- Aparato de filtración con membranas adecuadas (diámetro de poro entre 0.2 y 0.45 μm) con mínima adsorción del compuesto de prueba o liberación de carbono orgánico

Procedimiento

Preparación de las soluciones de prueba

Solución de sustancia de prueba

Preparar soluciones patrón en agua o en medio de prueba. Diluir una cantidad apropiada de esta solución en el medio de prueba para obtener una concentración final de carbono orgánico disuelto entre 10 y 40 mgCOD/L.

Solución de compuesto de referencia

Preparar una solución patrón del compuesto de referencia (un compuesto orgánico de biodegradabilidad conocida como acetato de sodio, benzoato de sodio o anilina) de la misma manera que en la sección anterior para obtener una concentración final de carbono orgánico disuelto entre 10 y 40 mgCOD/L.

Solución para evaluar la inhibición

Si es necesario, preparar una solución en medio mineral que contenga, el compuesto de prueba y de referencia a sus concentraciones respectivas utilizadas en las soluciones anteriormente preparadas.

Preparación del inóculo

Preparar el inóculo utilizando las siguientes fuentes o una mezcla de ellas, para obtener una población microbiana que ofrezca suficiente actividad biodegradativa.

Nota 3: En ciertas circunstancias, puede ser utilizada la pre-exposición del inóculo, esto debe ser aclarado en los resultados de la prueba (por ejemplo, porcentaje de biodegradación=X%, utilizando inóculo pre-expuesto), el método de pre-exposición debe ser detallado con el reporte. El inóculo pre-expuesto puede ser obtenido a partir de pruebas de biodegradación de laboratorio llevadas a cabo bajo condiciones variadas [ejemplo, prueba de Zahn-Wellens (ISO 9888) o prueba SCAS (ISO 9887)] o de muestras colectadas de lugares con condiciones ambientales relevantes, (por ejemplo, plantas de tratamiento que trabajen con compuestos similares o áreas contaminadas).

Usar una cantidad apropiada de inóculo (ver nota 4).

Nota 4: El "volumen adecuado" significa:

- Suficiente para dar una población que ofrezca suficiente actividad biodegradativa. Que degrade el compuesto de referencia en el porcentaje estipulado
- Que tenga entre 10^3 y 10^6 células activas /mL
- Que no provea más del equivalente de 30 mg/L de sólidos suspendidos de lodo activado en la mezcla final

El contenido de COD en el inóculo debe ser menor de 10% del contenido de carbono orgánico soluble introducido por el compuesto de prueba (por ejemplo < 4 mg/L a la concentración de prueba de 40 mg/L). Si es necesario y posible, lavar el inóculo.

Inóculo de un efluente secundario

Tomar una muestra de efluente secundario colectado de una planta de tratamiento o de una planta a escala de laboratorio que trate principalmente aguas domésticas. Si es necesario, concentrar la muestra por filtración o centrifugación. Mezclar bien, guardar la muestra bajo condiciones aerobias y utilizar el mismo día de su recolección.

Por ejemplo, preparar el inóculo de la siguiente manera:

- Dejar que la muestra se sedimente por 1 hora,
- Tomar un volumen adecuado de sobrenadante, para ser utilizado como inóculo

Inóculo a partir de una planta de lodos activados

Tomar una muestra de lodos activados colectada de un tanque de aereación de una planta de tratamiento o de una planta a escala de laboratorio que trate principalmente aguas domésticas. Mezclar bien, guardar la muestra bajo condiciones aerobias hasta su uso y utilizarla el mismo día de su recolección.

Antes de su uso, determinar la concentración de sólidos suspendidos. Si es necesario, concentrar el lodo por sedimentación, para que así el volumen añadido sea mínimo. Agregar un volumen adecuado para obtener 30 mg/L de sólidos suspendidos en la mezcla final.

Inóculo a partir de aguas superficiales

Tomar una muestra de aguas superficiales Si es necesario, concentrar la muestra por filtración o centrifugación. Guardar la muestra bajo condiciones aerobias y utilizarla el mismo día de su recolección. Tomar un volumen adecuado como inóculo.

Prueba

Preparar un número suficiente de matraces con volumen adecuado (por ejemplo, 2000 mL, aunque pueden utilizarse otros tipos de matraces y volúmenes) para contar con:

- Al menos 2 matraces (testigo = MT) conteniendo 1000 mL de la solución con sustancia de prueba
- Al menos dos blancos de prueba (blanco= Mn) conteniendo 1000 mL de medio mineral;
- Al menos 1 matraz, como control de procedimiento (control= Me) conteniendo 1000 mL de la solución del compuesto de referencia
- Si es necesario, un matraz para evaluar el posible efecto inhibitorio del compuesto de prueba (inhibición= MI) conteniendo 1000 mL de la solución correspondiente

. Si es necesario, un matraz para evaluar la posible degradación abiótica (sin inóculo = M_s) conteniendo 1000 mL de la solución con sustancia de referencia pero sin inóculo, esterilizada con 1 mL de una solución conteniendo 10g/L de cloruro de mercurio (II) (HgCl₂) u otro compuesto inorgánico que prevenga la actividad microbiana. Si van a ser analizadas sustancias de extremadamente fácil biodegradación, se recomienda agregar la misma cantidad de sustancia tóxica dos semanas después de que la prueba haya comenzado (ver notas 5 y 6).

Nota 5: Al comparar el porcentaje de eliminación en los matraces F_T y F_s, puede ser determinado si el compuesto de prueba es eliminado o no por mecanismos abióticos (físicoquímicos), como adsorción. Los resultados deben ser incluidos con el reporte de prueba.

Nota 6: Si se utilizan lodos activados como inóculo, el compuesto de prueba puede ser adsorbido significativamente en el lodo. Esto puede ser evaluado utilizando la prueba tal y como se describe para el matraz M_s, pero con adición del inóculo. Normalmente, sólo pueden analizarse compuestos puros o casi puros, cuando (c tiene una mezcla, puede ocurrir adsorción selectiva de los distintos componentes).

Inocular los matraces M_T, M_B, M_C y M_I con un volumen apropiado de inóculo) y mezclar el contenido de los matraces (ver nota 4). Generalmente 1-10 mL de inóculo son suficientes para 1000 mL de solución de prueba.

Durante la prueba, mantener los matraces en agitación y a temperatura entre 20°C y 25°C.

Para compensar la pérdida de agua por evaporación, constatar el volumen de medio antes de tomar muestras y, si es necesario, completarlo con agua al volumen o masa medido después del

muestreo anterior.

Al inicio de la prueba (día cero), al final de la prueba (normalmente 28 días) y al menos a tres intervalos intermedios (ejemplo, 7, 14 Y 21 días), tomar un volumen mínimo de los matraces M_T , M_B , M_C y M_I . Si es necesario tomar muestras en intervalos de tiempo menores o prolongar tiempo por más de 28 días. Al inicio y al final de la prueba, tomar una muestra del matraz F_s . Si se incluyó un matraz M_s inoculado (ver notas 6 y 7), tomar una muestra al día cero y 1. Filtrar a través de filtro de membrana, o si el material puede adsorberse a las membranas, centrifugar a 40000 m/ls² por 15 minutos.

Determinar la concentración de COD al menos por duplicado en cada periodo de tiempo en a matraz. Para información adicional de degradación primaria, pueden realizarse análisis específicos. La concentración medida en el medio de prueba al inicio de la prueba (día cero), es la concentración inicial utilizada para los cálculos.

Si se alcanza un porcentaje de remoción de carbono orgánico suficiente (>70%) y un nivel constante de degradación es obtenido antes de los 28 días considerar que la prueba han terminado. Extender la prueba por 1 o 2 semanas, si la degradación no ha comenzado o no se alcanzado la meseta. Cuando las determinaciones de carbono orgánico disuelto tienen que ser pospuestas hasta por 48 horas, guardar las muestras a 4°C en la oscuridad y en matraces cerrados. Si las muestras tienen que ser guardadas por más de 48 horas, conservarlas a -18°C. Alternativamente, añadir una sustancia inorgánica adecuada. por ejemplo 20 mL/L de una solución conteniendo 10g/L de cloruro de mercurio (II) ($HgCl_2$), para prevenir la actividad microbiana y guardar a 4°C.

Cálculos y expresión de resultados

Cálculos

Para cada matraz, determinar el porcentaje de eliminación de carbono orgánico disuelto D_t , utilizando la ecuación:

$$D_t = \frac{(1 - \epsilon_t - \epsilon_{Bt})}{\epsilon_0 - \epsilon_{B0}} \times 100$$

donde:

ϵ_0 = Concentración promedio de COD en mg/L, al tiempo cero, en cada matraz M_T

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

ϵ_{B0} = Concentración promedio de COD en mg/L, al tiempo cero, en el matraz blanco M_B

ϵ_{t_1} = Concentración promedio de COD en mg/L, al tiempo t en cada matraz M_T

ϵ_{Bt} = Concentración promedio de COD en mg/L, al tiempo t en cada matraz blanco M_B

Redondear el porcentaje al número entero más cercano.

Nota 7: La eliminación abiótica (matraz M_S) puede ser calculada con la misma ecuación, pero sin considerar los valores del blanco (si se incluyó un matraz M_S inoculado, si hay que considerarlos). Una pérdida significativa de carbono orgánico, no permite diferenciar entre degradación biótica o abiótica. En este caso otras pruebas basadas en parámetros que consideran claramente procesos biológicos deben ser realizadas, como la prueba respirométrica (ISO 9408) o la prueba de producción de dióxido de carbono (ISO 9439).

Nota 8: El grado de eliminación de la mezcla del compuesto de prueba y sustancia de referencia en el control de inhibición (matraz F_I) puede ser calculado con la misma ecuación. Si el porcentaje de eliminación de la mezcla es menor del 34% en 14 días, el compuesto de prueba inhibe la biodegradación de la sustancia de referencia y por lo tanto, se asume que es tóxico. En este caso, la prueba debe ser repetida con una concentración menor de compuesto de prueba o con un inóculo pre-expuesto.

Expresión de resultados

Compilar en una tabla el porcentaje de eliminación de COD por cada intervalo y cada matraz. Si son obtenidos resultados comparables en los matraces que se encuentran por duplicado, construir la curva de eliminación en función del tiempo.

Algunos parámetros de degradación el tiempo lag, el tiempo de degradación y el máximo nivel de degradación pueden ser determinados a partir de esta curva; en particular, si hay muchos datos disponibles. Si la sustancia de prueba no es abióticamente eliminada de forma significativa (por ejemplo, por adsorción) y la curva de eliminación tiene una forma típica con una fase lag y una fase de degradación, asignar el valor de eliminación de COD medido a porcentaje de degradación.

Tiempo lag t_l

En casi todas las curvas de degradación puede ser observado. Se define normalmente como el tiempo desde la inoculación hasta que el porcentaje de degradación ha alcanzado al menos un 10% de remoción del contenido inicial de COD. El tiempo lag es altamente variable y poco

reproducibile. Se expresa en días.

Nivel máximo de degradación

El nivel máximo de degradación se define como el nivel aproximado por encima del cual no ocurrirá más degradación en la prueba.

Tiempo de degradación t_2

Se define como el intervalo de tiempo entre el final de la fase lag hasta que se alcanza aproximadamente un 90% de nivel máximo de degradación. Se expresa en días.

Validez de la prueba

Considerar la prueba válida si, en los matraces con la misma concentración de prueba e inóculo, la diferencia entre los porcentajes de remoción de COD son menores del 20% al final de la prueba. Si este no es el caso, repetir la prueba.

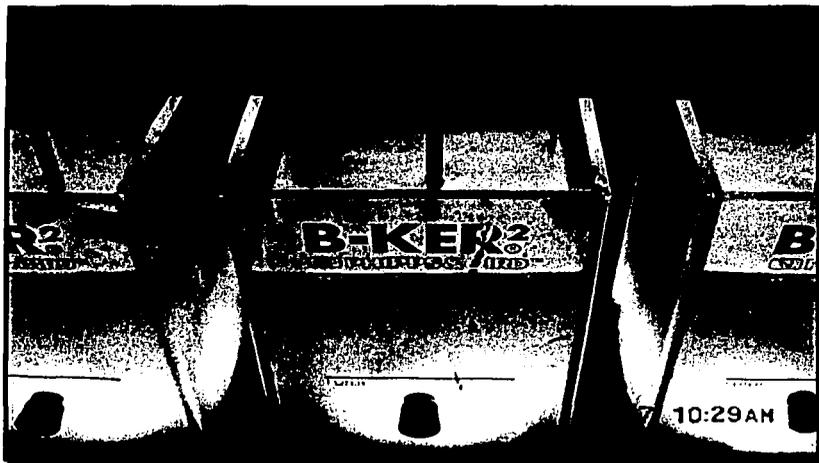
Considerar los resultados de la prueba válidos si, en el matraz que contiene el compuesto de referencia, el porcentaje de degradación después del día 14 es mayor del 70%. Si este no es el caso, repetir la prueba.

Reporte de la prueba

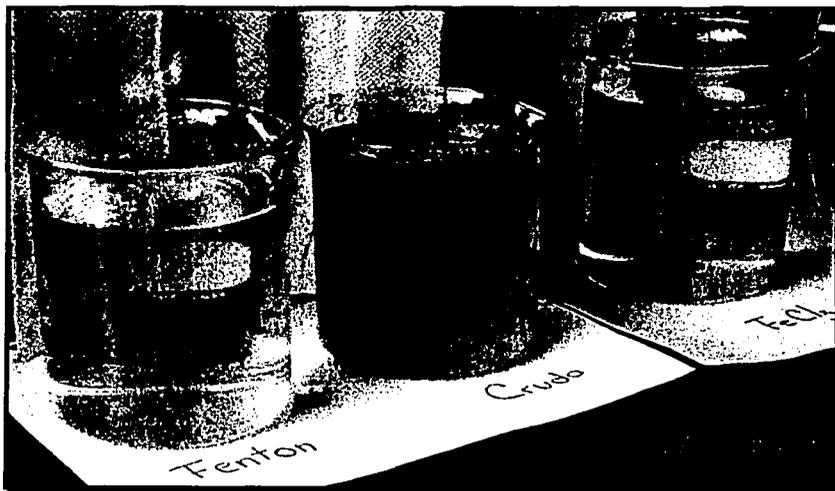
El reporte debe incluir al menos la siguiente información:

- La referencia a esta norma internacional;
- Toda la información necesaria para la identificación del compuesto de prueba;
- Todos los datos obtenidos (por ejemplo en forma tabular) y la curva de degradación;
- La concentración de la sustancia de prueba utilizada y el contenido de COD a esta concentración;
- El nombre de la sustancia de referencia utilizada y el porcentaje de degradación obtenido con ésta;
- La fuente, características, concentración o volumen de inóculo utilizado, así como cualquier pretratamiento;
- Principales características del método de análisis de COD;
- Temperatura de incubación en la prueba;
- Porcentaje de degradación obtenido en el matraz M_3 (monitoreo de degradación abiótica);
- Porcentaje de degradación en el matraz M_1 (toxicidad) y discusión acerca de la toxicidad de la sustancia de prueba;
- Razones de rechazo, en caso de existir;
- Cualquier modificación al procedimiento estándar o circunstancia que pudiera afectar los resultados obtenidos.

Fotografías del pretratamiento con ambos procesos (Fenton y coagulación-floculación).



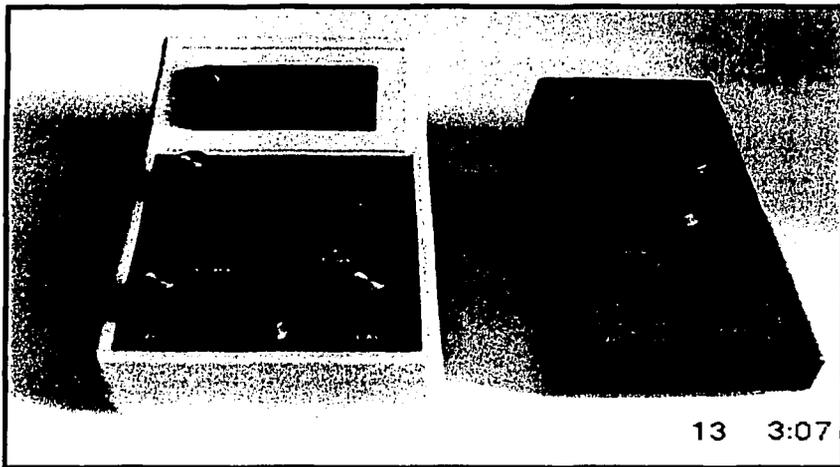
Prueba de Jarras para el pretratamiento del agua residual



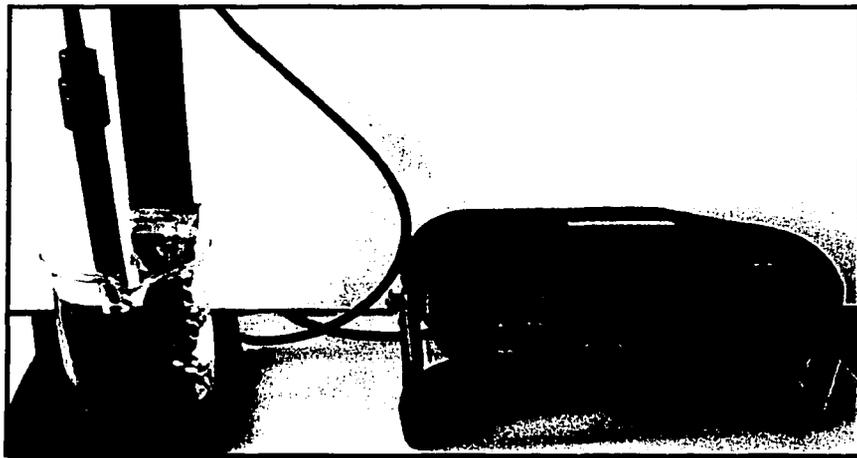
Agua cruda tratada con método de Fenton (izquierda) y coagulación-floculación (derecha).

TESIS CON
FALLA DE CÍENEN

Equipo para caracterizar el agua residual cruda

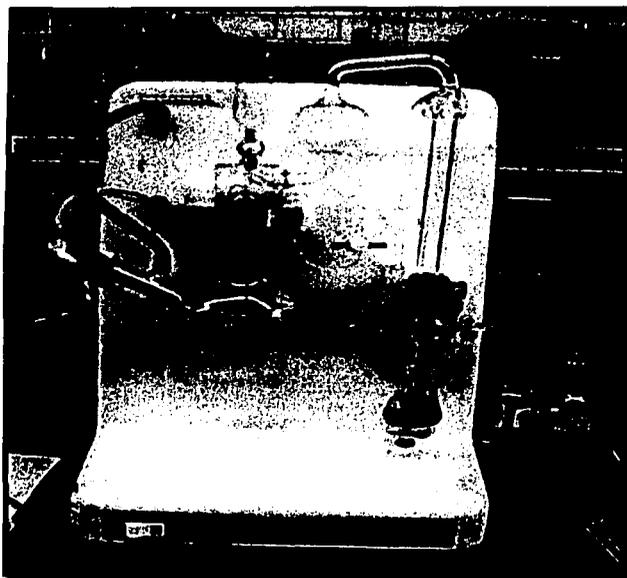


Turbidímetro y colorímetro

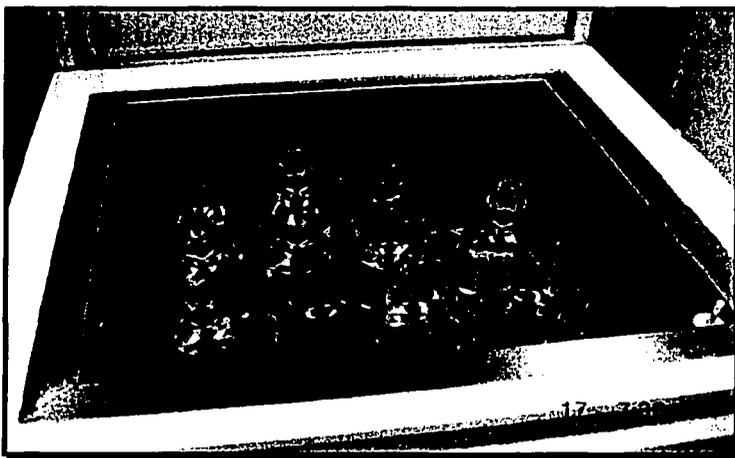


Oxímetro Oxi 197

INSTITUCION
FALTA DE DATOS



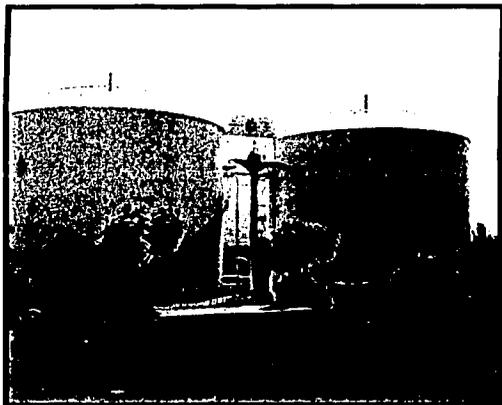
Micro-kjeldahl



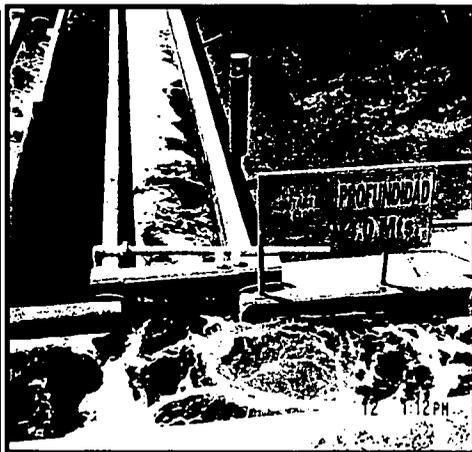
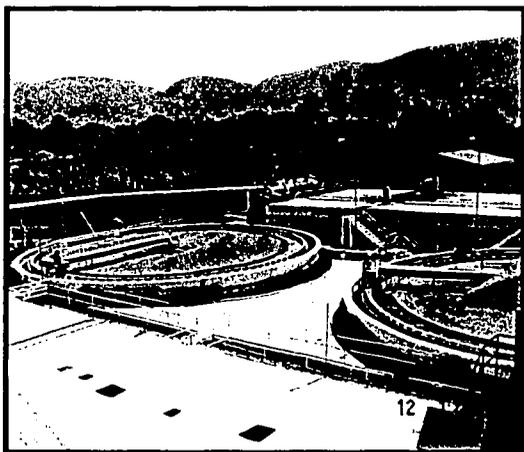
Incubadora Orbital con los matraces para la prueba de biodegradabilidad

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

Planta de Tratamiento de aguas residuales ECCACIV



Torres biológicas y desarenadores



Sedimentadores y desinfección

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN