



SEP

TNM

TECNOLÓGICO NACIONAL DE MÉXICO

Instituto Tecnológico de Toluca

"Evaluación del proceso O_3/UV como tratamiento terciario de aguas residuales industriales para la degradación de la materia orgánica medida como DQO"

TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE:

MAESTRO EN CIENCIAS EN INGENIERÍA AMBIENTAL

PRESENTA:

GIOVANY MENESES ESTRADA

No. DE CONTROL: 0801M0675

DIRECTORA DE TESIS:

DRA. MA. GUADALUPE MACEDO MIRANDA

CODIRECTOR DE TESIS:

DR. JULIO CÉSAR GONZÁLEZ JUÁREZ

METEPEC, ESTADO DE MÉXICO, DICIEMBRE, 2014



"2014, Año de Octavio Paz"

Metepc, Méx., 08 Diciembre 2014

DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADO
E INVESTIGACIÓN

DEPI-395-1021/2014

DRA. YESICA I. SAAVEDRA BENÍTEZ
JEFA DE LA DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADO
E INVESTIGACIÓN
PRESENTE.

Por este medio comunicamos a usted que la Comisión Revisora designada para analizar la tesis denominada "EVALUACIÓN DEL PROCESO O₃/UV COMO TRATAMIENTO TERCIARIO DE AGUAS RESIDUALES INDUSTRIALES PARA LA DEGRADACIÓN DE LA MATERIA ORGÁNICA MEDIDA COMO DQO", que como parte de los requisitos para obtener el grado académico de Maestría en Ciencias en Ingeniería Ambiental presenta el C. GIOVANY MENESES ESTRADA, con número de control 0801M0675 para sustentar el acto de Recepción Profesional, ha dictaminado que dicho trabajo reúne las características de contenido y calidad necesario para proceder a la impresión del mismo.

ATENTAMENTE

DRA. MA. GUADALUPE MACEDO MIRANDA
DIRECTORA DE TESIS

DR. JULIO CÉSAR GONZÁLEZ JUÁREZ
CO-DIRECTOR DE TESIS

DR. ISAÍAS DE LA ROSA GÓMEZ
REVISOR

DRA. THELMA BEATRIZ PAVÓN SILVA
REVISORA

M. EN C. MARÍA GUADALUPE MARTÍN DEL CAMPO SÁNCHEZ.
REVISORA





"2014, Año de Octavio Paz"

Metepac, Méx., 9/Diciembre/2014

DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADO
E INVESTIGACIÓN

DEPI-395-1057/2014

ASUNTO: AUTORIZACIÓN DE IMPRESIÓN DE TESIS

C. GIOVANY MENESES ESTRADA
Candidato al Grado de Maestro en Ciencias,
en Ingeniería Ambiental
P R E S E N T E.

De acuerdo con el Reglamento de Titulación del Sistema Nacional de Educación Superior Tecnológica de la Subsecretaría de Educación Superior de la Secretaría de Educación Pública y habiendo cumplido con todas las indicaciones que la Comisión Revisora realizó con respecto a su Trabajo de Tesis titulado "EVALUACIÓN DEL PROCESO O₃/UV COMO TRATAMIENTO TERCIARIO DE AGUAS RESIDUALES INDUSTRIALES PARA LA DEGRADACIÓN DE LA MATERIA ORGÁNICA MEDIDA COMO DQO" la División de Estudios de Posgrado e Investigación concede autorización para que proceda a la impresión del mismo.

Sin más por el momento, quedo de usted.

A T E N T A M E N T E



DRA. YESICA IMELDA SAAVEDRA BENÍTEZ
JEFA DE LA DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADO
E INVESTIGACIÓN

SECRETARÍA DE
EDUCACIÓN PÚBLICA
INSTITUTO TECNOLÓGICO
DE TOLUCA
DIVISIÓN DE ESTUDIOS
DE POSGRADO E
INVESTIGACIÓN

YISB/MICM



DEDICATORIA

*A Dios por la fortaleza, por los triunfos y los
momentos difíciles que me han enseñado a
valorarlo cada día más,
A mi esposa Arely y nuestro pequeño bebé
por su amor y paciencia,
A papá Carlos y mamá Silvia,
A mi hermana Kika.*

*A cada uno de ustedes le dedico cada una de
estas páginas.*

AGRADECIMIENTOS

Con todo mi cariño y mi amor para las personas que hicieron todo en la vida para que yo pudiera lograr mis sueños, por motivarme y darme la mano cuando lo necesitaba, a ustedes papá Carlos y mamá Silvia por siempre mi corazón y mi agradecimiento por animarnos a continuar, de la misma manera con mucho cariño a mi hermanita Kika por su apoyo incondicional.

Con respeto agradezco al Dr. Julio César González Juárez, a la Dra. Ma. Guadalupe Macedo Miranda, al Dr. Isaías de la Rosa Gómez por permitirme formar parte de este proyecto de investigación, así como todo su apoyo y confianza, a la M. en C. Ma. Guadalupe Martín del Campo Sánchez y a la Dra. Thelma B. Pavón Silva por sus conocimientos y tiempo que me permitieron para la conclusión de esta tesis, su colaboración, sus conocimientos, su ayuda y por sobre todo su amistad durante la realización de esta investigación.

A los colegas y amigos que han estado en cada uno de los instantes vividos en esta etapa. Gracias Bety, Agustín y Jesús por haberme acompañado, así como a mi nueva y maravillosa familia por la confianza, apoyo y por compartir esta experiencia de vida.

Al CONACYT por el apoyo financiero, a la sección 127 del S.T.I.A.S.R.M. y al LIIA por las instalaciones para llevar a cabo dicha investigación.

Para finalizar un agradecimiento muy especial a mi compañera, mi amiga, mi confidente y esposa Arely, tú sabes que sin ti esto no habría sido posible, porque dejaste todo y me acompañaste por tu gran amor y solidaridad, que me demuestras cada día, por tus consejos, tus risas y tus malos momentos. Porque cada uno de esos instantes me han ayudado a salir fortalecido de todo este proceso. Por todo esto y a nuestro pequeño bebé no está demás decir cuánto los Amo.

RESUMEN

En éste documento se describen las actividades realizadas del proyecto de Tesis “Evaluación del proceso O_3/UV como tratamiento terciario de aguas residuales industriales para la degradación de la materia orgánica medida como DQO”.

Se presentan resultados de caracterización del agua residual de la Planta Tratadora de Aguas Residuales Industriales “Reciclagua Ambiental S. A. de C. V.” siendo los parámetros principales: pH, DQO, turbiedad, así como las condiciones iniciales del agua a tratar mediante el proceso O_3/UV , el cual se caracteriza, de forma general, por la generación de radicales hidroxilo ($HO\cdot$), como una alternativa para la degradación de la materia orgánica.

Para ello se diseñó e implementó un sistema de tratamiento por lotes, que está integrado por un reactor con una capacidad de 19 L, equipado con una lámpara UV a longitud de onda de 254 nm y un generador de O_3 , se empleó filtración rápida en un lecho multimedio como pretratamiento de la muestra.

Finalmente se hace una discusión de los resultados donde se encontró una disminución del 100 % de COT, 100 % de la DQO, 97.08% de CT, 91% de SST y 1.6% de Turbiedad.

ABSTRACT

In this research project activities are described undertaken Thesis "Evaluation of O₃/UV process for tertiary treatment of industrial wastewater for the degradation of organic matter measured as COD".

This shall was designed and implemented a system batch, which is composed of a reactor with a capacity of 19 L, equipped with a UV lamp at a wavelength of 254 nm and a generator O₃, rapid filtration was used on a multimedia bed as pretreatment of the sample, which decreased turbidity UV making the process more efficient.

Are present the results of characterization of Wastewater Treatment of Plant Industrial Wastewater "Environmental Reciclagua S.A. de C.V." being the main parameters are as follows: pH, COD, turbidity, and initial water conditions treated by O₃/UV process which is characterized, generally, by the generation of hydroxyl radical (HO•), as an alternative for the degradation of organic matter.

Finally a discussion of the results where is found a decrease of 100% of TOC, COD 100%, 97.08% for CT, 91% TSS and Turbidity 1.6%.

ÍNDICE DE CONTENIDO

	Pag.
RESUMEN	i
ABSTRACT	ii
ÍNDICE DE TABLAS	v
ÍNDICE DE FIGURAS	vi
ABREVIATURAS.....	ix
INTRODUCCIÓN	1
I FUNDAMENTOS.....	4
1.1. Aguas residuales.....	4
1.1.1. Componentes de las aguas residuales.....	4
1.1.2. Materia orgánica.....	5
1.1.3. Demanda química de oxígeno.....	7
1.1.4. Tipos de aguas residuales.....	8
1.1.5. Naturaleza y características de las aguas residuales industriales.....	9
1.1.6. Tratamientos de aguas residuales industriales	11
1.1.6.1. Pretratamiento	13
1.1.6.2. Tratamiento primario	13
1.1.6.3. Tratamiento secundario o biológico.....	13
1.1.6.4. Tratamiento terciario.....	14
1.2. Tratamientos avanzados	14
1.3. Características de los reactores de columna de burbujas	15
1.4. Desinfección.....	17
1.4.1. Desinfección con cloro	18
1.4.2. Desinfección con ozono	18

1.4.3. Desinfección por irradiación ultravioleta	19
1.4.4. Desinfección con O ₃ /UV	19
1.5. Procesos avanzados de oxidación (POA's)	20
1.5.1. Oxidación de materia orgánica con ozono	22
1.5.1.1. Ozonización.....	32
1.5.1.2. Parámetros que influyen en el proceso O ₃ /UV	40
1.6. Método de determinación de ozono residual (Método índigo).....	41
II PARTE EXPERIMENTAL.....	47
2.1. Diseño y construcción del reactor	48
2.2. Muestreo	49
2.2.1. Toma de muestra	49
2.3. Caracterización del agua residual	50
2.3.1. Determinación del pH.....	50
2.3.2. Determinación de turbiedad	50
2.3.3. Determinación de la demanda química de oxígeno (DQO).....	50
2.3.4. Determinación de sólidos suspendidos totales (SST)	50
2.3.5. Determinación del carbono orgánico total (COT)	51
2.4. Pretratamiento de la muestra	51
2.5. Uso del proceso O ₃ /UV	51
2.6. Caracterización del efluente tratado	52
2.6.1. Preparación de soluciones para medición de O ₃ residual por el método índigo	52
2.7. Comparación del proceso óptimo O ₃ /UV contra ozonización	52
2.8. Caracterización del efluente tratado del proceso óptimo O ₃ /UV y ozonización ..	52

2.8.1. Determinación de coliformes totales (CT)	53
2.9. Análisis de resultados.....	53
III RESULTADOS Y DISCUSIÓN	55
3.1. Esquema experimental a nivel laboratorio.....	55
3.2. Descripción del sitio de muestreo.....	56
3.3. Pretratamiento de la muestra	58
3.4. Resultados de la demanda química de oxígeno como parámetro para la medición de la degradabilidad de la materia orgánica	59
3.5. Resultados de la turbiedad.....	65
3.6. Resultados del pH.....	70
3.7. Resultados de la medición de O ₃ residual.....	75
3.8. COT.....	78
3.9. Análisis estadístico de los resultados.....	83
CONCLUSIONES.....	89
RECOMENDACIONES	90
REFERENCIAS.....	91
ANEXO A	101

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. 1 Emisoras directas de contaminantes orgánicos en agua.	10
Tabla 1. 2 Principales procesos de oxidación avanzada.....	21
Tabla 1. 3 Potenciales redox de algunos agentes oxidantes.	22
Tabla 1. 4 Clasificación de los procesos avanzados de oxidación.....	22
Tabla 1. 5 Resumen de los trabajos reportados considerando la presencia de O ₃ u O ₃ /UV mediante POA's.....	43

Tabla 2. 1 Tiempos de toma de muestra.	51
Tabla 2. 2 Muestras y sus experimentos correspondientes	53
Tabla 2. 3 Condiciones óptimas para la degradación de la MO medida como DQO de la muestra en cuestión mediante el proceso O ₃ /UV.....	54
Tabla 3. 1 Resultados de las determinaciones.....	57
Tabla 3. 2 Condiciones de muestreo.....	58
Tabla 3. 3 Resultados del comportamiento de la turbiedad y DQO durante el pretratamiento de las muestras M 1, M 2, M 3 y M 4.	59
Tabla 3. 4 Efecto de los procesos óptimos O ₃ /UV y ozonización en el COT, Coliformes Totales, DQO, Turbiedad, O ₃ y SST del agua residual industrial.	80
Tabla 3. 5 Comparación con otros autores, empleando el proceso O ₃ /UV.	82
Tabla 3. 6 Análisis estadístico en los resultados de DQO.....	84
Tabla 3. 7 Análisis estadístico en los resultados de turbiedad.	87

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. 1 Clasificación de procesos convencionales para tratamiento de aguas residuales.....	12
Figura 1. 2 Esquema del eyector: (1) boquilla; (2) cámara de aspiración; (3) garganta; (4) difusor; (5) contactor; (6) entrada de líquido; (7) entrada de gas.	17
Figura 1. 3 Formación de O ₃	24
Figura 1. 4 Mecanismo directo e indirecto de la ozonización, S: Desechos, R: Producto de reacción, M: microcontaminantes.....	26
Figura 1. 5 Ejemplo de las posibles vías de degradación del p-nitrofenol en presencia de HO•, HO ₂ • y O ₂	29
Figura 1. 6 Ejemplo de reacciones acuosas posibles con O ₃ para degradar materia orgánica.....	30
Figura 1. 7 Diagrama esquemático del proceso de ozonización.	32
Figura 1. 8 Diferentes mecanismos que pueden realizar transporte.	39
Figura 1. 9 Oxidación de potasio índigo trisulfonato por O ₃	42

Figura 2. 1 Diagrama del procedimiento experimental.....	47
Figura 2. 2 Esquema del reactor y estructura de soporte diseñados e instalados.	48
Figura 3. 1 Diseño experimental, donde “A” es el reactor de fotodegradación; “B 1” el generador de O ₃ ; “B 2” el compresor; “C” las trampas de KI; “D” el rotámetro que mide el flujo de O ₃ ; “E” el balastro de la lámpara UV; “F” el sistema de preparación del efluente y “G” la válvula de seguridad.	56
Figura 3. 2 Ubicación del punto de muestreo en la planta de tratamiento de aguas residuales industriales.....	57
Figura 3. 3 Perfil de comportamiento de la DQO en las pruebas presuntivas de la muestra M 2.	60
Figura 3. 4 Resultados de la DQO de las pruebas realizadas con dilución al 10 y 30% de la muestra M 2.....	61
Figura 3. 5 Perfil de comportamiento de la DQO en las pruebas realizadas con la muestra M 3, a una dilución al 10% a diferentes pH.	62
Figura 3. 6 Perfil de comportamiento de la DQO en las pruebas realizadas a pH 8.	63
Figura 3. 7 Perfil de comportamiento de la DQO en las pruebas del proceso óptimo O ₃ /UV y ozonización, realizadas con la muestra M 4, a una dilución al 10% a pH 8.	64
Figura 3. 8 Comportamiento de la turbiedad en las pruebas presuntivas a pH 7, sin dilución de la muestra M 2.....	66
Figura 3. 9 Perfil de comportamiento de la turbiedad, de las pruebas realizadas con la muestra M 2, con dilución al 10 y 30%, a pH 7.	67
Figura 3. 10 Turbiedad en las pruebas realizadas con la muestra M 3, a una dilución al 10% a diferentes pH iniciales.	68
Figura 3. 11 Turbiedad en las pruebas realizadas a pH 8.....	69
Figura 3. 12 Comportamiento de la turbiedad en las pruebas del proceso óptimo O ₃ /UV y ozonización, realizadas con la muestra M 4, a una dilución al 10% a pH de 8.	70
Figura 3. 13 Comportamiento del pH en las pruebas presuntivas a un pH de 7.	71

Figura 3. 14 Comportamiento del pH en las pruebas realizadas con la muestra M 2, con dilución al 10 y 30%, pH de 7 y 120 minutos de tratamiento.	72
Figura 3. 15 Comportamiento de pH en las pruebas realizadas con la muestra M 3, a una dilución al 10% a diferentes pH iniciales.	73
Figura 3. 16 Comportamiento del pH en las pruebas realizadas a pH de 8.	74
Figura 3. 17 Perfil de comportamiento del pH en las pruebas del proceso óptimo O ₃ /UV y ozonización, realizadas con la muestra M 4, a una dilución al 10%.	75
Figura 3. 18 Perfil de comportamiento del O ₃ residual en las pruebas presuntivas. .	76
Figura 3. 19 Comportamiento del O ₃ residual en las pruebas realizadas a pH de 8.	77
Figura 3. 20 Comportamiento del O ₃ residual en las pruebas del proceso óptimo O ₃ /UV y ozonización, realizadas con la muestra M 4, a una dilución al 10% a pH de 8.	78
Figura 3. 21 Comportamiento del COT en las diferentes etapas del tratamiento, empleando la muestra M 4.	79
Figura 3. 22 Gráficas de residuos para mg/L de DQO.	85
Figura 3. 23 Gráfica de contorno de DQO (mg/L) vs. pH; tiempo.....	86
Figura 3. 24 Gráficas de residuos para turbiedad.	87

ABREVIATURAS

DBO	= Demanda bioquímica de oxígeno
DQO	= Demanda química de oxígeno
ema	= Entidad mexicana de acreditación
MO	= Materia orgánica
NOx	= Óxidos de nitrógeno
pH	= Potencial de hidrógeno
POA's	= Procesos de oxidación avanzada
UV	= Radiación ultravioleta
VOC's	= Compuestos orgánicos volátiles
VUV	= Radiación ultravioleta de vacío

INTRODUCCIÓN

El agua es un recurso natural indispensable, ya que desempeña un papel importante para el desarrollo económico y como soporte de la vida. El abasto de este recurso ha provocado un fuerte rezago debido a la creciente demanda. De la misma manera es importante su tratamiento y reutilización, ya que deben de obtenerse efluentes tratados de alta calidad, con el fin de prevenir los efectos sobre el medio, pues la presencia de contaminantes orgánicos en descargas de agua de origen industrial está ocasionando daños al ambiente, debido a la resistencia que estos presentan para ser eliminados mediante tratamientos convencionales ya sean físicos, químicos o biológicos (Sharma *et al.*, 2011).

Con el fin de mantener la calidad de los cuerpos de agua se han propuesto reglamentaciones que controlan los vertidos con base en parámetros como la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO), en algunos países se manejan valores de Demanda Química de Oxígeno (DQO) para efluentes de entre 750 y 1500 mg/dm³, dependiendo de la jurisdicción en particular. Con frecuencia, el tratamiento biológico es una buena opción para asegurar estos límites, pero a veces, debido a la presencia de sustancias tóxicas o contaminantes biorecalcitrantes, no es suficiente para garantizar el tratamiento completo por lo que debe agregarse una tecnología de refinación al proceso de tratamiento convencional (Hernández *et al.*, 2010).

Ante la necesidad de encontrar alternativas medio ambientales sostenibles, los procesos de oxidación avanzados (POA's) han despertado un gran interés para ser considerados como alternativa de tratamiento; estos se caracterizan por la formación de especies oxidantes como los radicales hidroxilo (HO·), los cuales han sido ampliamente estudiados para el tratamiento de contaminantes orgánicos peligrosos y/o tóxicos, refractarios e inorgánicos. Los POA's involucran principalmente la combinación de agentes oxidantes, por ejemplo: con luz ultravioleta (UV) y ozono (O₃) o catalizadores como el TiO₂. La ozonización como tratamiento de aguas

residuales domésticas e industriales ha sido objeto de importantes investigaciones, debido a que su uso promete ser una alternativa muy efectiva de desinfección y oxidación de materia orgánica, influyendo en el mejoramiento de la calidad (Balcioglu *et al.*, 2003).

Con base en lo anterior, el objetivo general de este proyecto fué evaluar a escala laboratorio el uso del proceso O₃/UV como tratamiento terciario de aguas residuales industriales para la degradación de materia orgánica expresada como DQO, considerando un sistema por lotes empleando agua residual industrial tratada y sin clorar proveniente de la empresa Reciclagua Ambiental S. A. de C. V. Los objetivos del proyecto incluyeron:

- Caracterizar el agua residual industrial, determinando el pH, turbiedad y DQO, para verificar la eficiencia del proceso.
- Realizar como pretratamiento una filtración en arena.
- Diseñar el reactor O₃/UV, para aplicar el proceso de fotodegradación.
- Determinar el efecto del pH, turbiedad y tiempo de contacto, sobre el proceso combinado O₃/UV en la degradación de materia orgánica para encontrar las condiciones óptimas de tratamiento.
- Comparar el proceso combinado O₃/UV y el de ozonización para verificar su eficiencia.

La hipótesis planteada fué que el tratamiento terciario por O₃/UV de las aguas residuales industriales, es eficiente para la degradación de la materia orgánica expresada como DQO, considerando la influencia del pH y tiempo de contacto. El alcance del proyecto radica en el establecimiento de una alternativa de tratamiento para la degradación de la materia orgánica expresada como DQO, mediante la aplicación de un proceso de oxidación avanzado (O₃/UV) considerando la presencia de interferentes como el pH y la turbiedad en el tratamiento.

Éste trabajo esta dividido en apartados, el primero de ellos se denomina Fundamentos, en el cuál se realiza una recopilación sobre el marco teórico relacionado a ésta investigación, tambien se tiene el apartado denominado Parte Experimental, donde se describe detalladamente cada etapa que integra la metodología. El apartado de Resultados y Discusión muestra los resultados y una breve discusión de cada uno de éstos experimentos, finalizando con el apartado de Conclusiones y Recomendaciones, que es donde se concluye de manera general.

I FUNDAMENTOS

1.1. Aguas residuales

La norma oficial mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996 define a las aguas residuales como las aguas de diferente composición, originarias de las descargas de usos municipales, industriales, comerciales, de servicios, agrícolas, pecuarios, domésticos, incluyendo fraccionamientos y en general de cualquier otro uso, así como la mezcla de ellas. Por otro lado, la norma mexicana NMX-AA-003-1980 define el agua residual como el líquido de composición variada proveniente de usos municipal, industrial, comercial, agrícola, pecuario o de cualquier otra índole, ya sea pública o privada y que por tal motivo hayan sufrido degradación o alteración en su calidad original.

1.1.1. Componentes de las aguas residuales

Las aguas residuales están constituidas por los siguientes componentes:

Microorganismos. Se encuentran donde quiera que hay alimento adecuado, suficiente humedad y una temperatura idónea (Henry y Heinke, 1999). Las aguas residuales proporcionan un ambiente ideal para una gran cantidad de microorganismos, sobre todo de bacterias, virus y protozoarios. La mayor parte de los microorganismos de las aguas residuales son inofensivos, sin embargo las aguas residuales también pueden contener patógenos, provenientes de los excrementos de humanos con enfermedades infecciosas susceptibles a transmitirse en el agua contaminada. Las pruebas para identificar los patógenos que podrían estar presentes en el agua requieren tiempo, de modo que la práctica normal consiste en hacer pruebas para buscar otros organismos más abundantes, que están presentes siempre en el intestino de los animales de sangre caliente, entre ellos los humanos.

Sólidos. Los sólidos totales (orgánicos e inorgánicos) de las aguas residuales son, por definición, los residuos que quedan una vez que la parte líquida se ha evaporado y el remanente se ha secado a peso constante a 103 °C. Estos se clasifican en sólidos disueltos y sólidos no disueltos (suspendidos). Se hace la distinción entre ellos evaporando muestras de aguas residuales filtradas y sin filtrar. La diferencia de peso entre las dos muestras secas indica el contenido de sólidos en suspensión.

Componentes inorgánicos. Los componentes inorgánicos comunes de las aguas residuales incluyen los siguientes:

- a) Cloruros y sulfatos: presentes normalmente en el agua y en residuos de origen antropogénico.
- b) Nitrógeno y fósforo: en sus diversas formas en residuos agrícolas, con fósforo adicional de los detergentes.
- c) Carbonatos y bicarbonatos: normalmente presentes en el agua y en residuos como sales de Ca y de Mg.
- d) Sustancias tóxicas: As, CN⁻ y metales pesados como Cd, Cr, Cu, Hg, Pb y Zn, pueden estar presentes en residuos industriales y de manera natural.

Además de estos componentes químicos, la concentración de gases disueltos, en especial de oxígeno, y la concentración de iones hidrógeno (expresados como pH) son otros parámetros de interés en las aguas residuales (Rodríguez *et al.*, 2006).

1.1.2. Materia orgánica

Las proteínas y carbohidratos constituyen el 90% de la materia orgánica de las aguas residuales domésticas. Las fuentes de estos contaminantes biodegradables incluyen los excrementos y orina humanos, los residuos de alimentos de los fregaderos, el polvo y la suciedad procedente del baño y del lavado de ropa, detergentes y otros productos de limpieza. Por ello se utilizan diversos parámetros como medida de la

concentración orgánica de las aguas residuales. En su mayoría los métodos comunes se basan en la cantidad de oxígeno que se necesita para convertir el material oxidable en productos estables finales. Los dos métodos de uso más frecuente para determinar las necesidades de oxígeno y caracterizar la materia orgánica en las aguas residuales son las pruebas de DQO y DBO (Masten *et al.*, 1994). La materia orgánica es altamente heterogénea y no siempre corresponde exactamente con la biodegradabilidad de las fracciones orgánicas. Por ejemplo, las proteínas y los azúcares son diferentes en su biodegradabilidad. Sin embargo algunos estudios han reportado de que las principales fracciones químicas de las aguas residuales son las proteínas, lípidos y azúcares (Huang *et al.*, 2010).

Algunos autores han identificado compuestos orgánicos solubles en una planta de tratamiento de aguas residuales, revelando que el 30% de la DQO total en el influente eran proteínas y el 10% azúcares. Cuantificaron proteínas, azúcares, lípidos y compuestos polifenólicos mediante análisis cromatográfico después de la hidrólisis química y se identificaron sólo alrededor del 50% en el Carbono Orgánico Total (COT). Algunos investigadores han estudiado la distribución de tamaño de partículas de las sustancias contenidas en las aguas residuales municipales. Cuatro de las principales fracciones de tamaño se definen como sedimentables, súper coloidal (por ejemplo, 1-100 micras), coloidal (de 0.08-1 micras) y soluble (< 0.08 micras). Otros se centraron en los compuestos traza como disruptores endocrinos. También investigaron los contaminantes orgánicos persistentes en la planta de tratamiento de aguas residuales encontrando 900 compuestos orgánicos xenobióticos diferentes. Sin embargo, hay pocos estudios destinados a investigar simultáneamente la composición molecular de la materia orgánica, incluyendo las principales fracciones y compuestos químicos traza en aguas residuales domésticas. Así mismo se han identificado en las aguas residuales industriales compuestos orgánicos importantes, tales como lípidos, ácidos volátiles grasos, así como productos químicos orgánicos traza (Huang *et al.*, 2010; Linares *et al.*, 2011; Masten *et al.*, 1994).

1.1.3. Demanda química de oxígeno

Se entiende por demanda química de oxígeno (DQO), al volumen de oxígeno requerido para oxidar la fracción orgánica de una muestra susceptible de oxidación con dicromato de potasio ($K_2Cr_2O_7$) o permanganato de potasio ($KMnO_4$) en medio ácido (Ramalho, 2005), se expresa en mg/L e indica la masa de oxígeno consumida por litro de solución (Novotny, 1998; NMX-AA-030/2-SCFI-2011).

Algunas ventajas de la DQO, como medida de contaminación orgánica, son:

- Mide toda la materia orgánica biodegradable y no biodegradable.
- Se puede expresar como una reacción química, que permite medir la capacidad donadora de electrones en términos de oxígeno requerido para oxidar la materia carbónica a CO_2 .
- Como el nitrógeno amoniacal no se oxida en presencia de una concentración baja de cloruros, la DQO representa únicamente la oxidación de los compuestos de carbono.
- Se supone que la materia orgánica que no se oxida permanece constante, por eso el cambio de la DQO entre dos puntos del proceso de degradación se puede utilizar para establecer la cinética de consumo de materia degradable.
- Requiere aproximadamente dos horas para llevarse a cabo, por lo tanto es aplicable en la operación diaria de una planta de tratamiento de agua residual.
- Provee una estimación directa de la masa teórica de oxígeno necesario para oxidar la masa orgánica (Gray, 2010; Novotny, 1998).

La primera gran división de la DQO se refiere a la biodegradabilidad:

- DQO biodegradable.
- DQO no biodegradable.

A su vez la DQO biodegradable presenta dos fracciones de acuerdo a la velocidad de biodegradación y a la solubilidad del agua. Estas fracciones son:

- DQO soluble fácilmente biodegradable.
- DQO particulada lentamente biodegradable.

Igualmente la DQO no biodegradable se subdivide en dos fracciones por la solubilidad del agua:

- DQO soluble no biodegradable.
- DQO particulada no biodegradable (Novotny, 1998).

1.1.4. Tipos de aguas residuales

a) Aguas residuales municipales

Las aguas residuales de áreas residenciales, que se describen como aguas negras domésticas, incluyen residuos provenientes de cocinas, baños, lavado de ropa y drenaje de pisos. Éstas, junto con los residuos líquidos de los establecimientos comerciales se designan como aguas residuales municipales. Estas normalmente se recogen en un sistema de alcantarillado público (alcantarillas, registros, estaciones de bombeo, etc.) y se envían a los centros de tratamiento (Gray, 2010).

b) Aguas residuales industriales

Las aguas residuales industriales incluyen los residuos sanitarios, los residuos de proceso derivados de la manufactura, aguas de lavado y aguas procedentes de las operaciones de calentamiento y enfriamiento, de transformaciones químicas usando el agua como disolvente o como subproducto de procesos físicos de filtración o destilación (Gray, 2010; Henry y Heinke, 1999; Rigola, 1999).

1.1.5. Naturaleza y características de las aguas residuales industriales

Los compuestos orgánicos e inorgánicos se encuentran en aguas residuales industriales y son objeto de regulación especial debido a su toxicidad o a sus efectos biológicos a largo plazo (Rodríguez *et al.*, 2006).

Estos contaminantes proceden de industrias muy variadas y por su naturaleza, concentración o caudal del efluente, hacen que esas aguas residuales demanden un tratamiento antes de su vertido o reutilización. Los residuos son específicos de cada industria y varían desde fuertes residuos biodegradables como los que proceden del empaçado de carnes, hasta residuos como los de talleres de recubrimiento con metales y de fábricas textiles, los cuales pueden ser inorgánicos y tóxicos y requerir un tratamiento físico-químico antes de su descarga al sistema municipal (Henry y Heinke, 1999). La Tabla 1.1 muestra la clasificación, por sectores de actividad industrial, de los principales compuestos orgánicos contaminantes en agua.

a) Características de las aguas residuales industriales

Las características de las aguas residuales industriales dependen principalmente del tipo de industria, del uso final en la misma, del proceso productivo instalado. A diferencia de las aguas residuales domésticas, los efluentes industriales contienen con frecuencia sustancias que no se eliminan por un tratamiento convencional, por estar en concentraciones elevadas, o por su compleja naturaleza química (Rodríguez *et al.*, 2006).

Tabla 1. 1 Emisoras directas de contaminantes orgánicos en agua.

Contaminante	Actividad Industrial
Benceno, tolueno, etilbenceno y xilenos (BTEX)	Industria Química Orgánica de base. Industrias del petróleo y del gas. Industrias del metal e instalaciones de calcinación y sinterización de minerales metálicos.
Orgánicos halogenados (AOX)	Instalaciones para la producción de pasta de papel.
Compuestos organoestánicos	Industrias del metal e instalaciones de calcinación y sinterización de minerales metálicos. Industria Química Orgánica de base.
1,2,-Dicloroetano (DCE)	Productos químicos orgánicos de base. Productos químicos inorgánicos de base o fertilizantes.
Diclorometano (DCM)	Productos químicos orgánicos de base. Industria farmacéutica.
Bromuro de difeniléter	Instalaciones para pretratamiento de fibras o textiles.
Fenoles	Productos químicos orgánicos de base. Industrias del metal e instalaciones de calcinación y sinterización de minerales metálicos.
Hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAH)	Tratamiento de superficies con disolventes orgánicos. Refinerías de petróleo y de gas. Industrias del metal e instalaciones de calcinación y sinterización de minerales metálicos. Productos químicos orgánicos de base.
Tetracloroetileno (PER)	Tratamiento de superficies con disolventes orgánicos. Industrias del metal e instalaciones de calcinación y sinterización de minerales metálicos. Productos químicos orgánicos de base.

Fuente: Gray, 2010; Rodríguez *et al.*, 2006.

1.1.6. Tratamientos de aguas residuales industriales

El objetivo de cualquier tratamiento es eliminar los componentes definidos como contaminantes con efectos nocivos para el ambiente, y ajustar la calidad del agua vertida a las especificaciones legales (Rigola, 1999). El grado de tratamiento requerido para un agua residual depende fundamentalmente de los límites de vertido para el efluente, la Figura 1.1 presenta una clasificación de procesos convencionales para tratamiento de aguas residuales.

El tratamiento primario se emplea para la eliminación de los sólidos en suspensión y los materiales flotantes, tanto de descarga al medio receptor como para llevar los efluentes a un tratamiento secundario, bien directamente o pasando por una neutralización u homogeneización. El tratamiento secundario comprende tratamientos biológicos. En cuanto al tratamiento terciario su objetivo fundamental es la eliminación de contaminantes que no se eliminan con los tratamientos biológicos. La aplicación de un método u otro depende fundamentalmente de la concentración del contaminante y del caudal del efluente (Ramalho, 2005). La selección de un proceso de tratamiento de aguas residuales industriales depende de varios factores:

- a) *Las características de las aguas:* se debe considerar el tipo de contaminante (suspendido, coloidal o disuelto), la biodegradabilidad, y la toxicidad de los compuestos orgánicos e inorgánicos.
- b) *La calidad del efluente requerida:* deben tomarse en cuenta las especificaciones de las normas oficiales vigentes y los usos proyectados para la fuente receptora.
- c) *Los costos:* regularmente sólo una combinación de los tratamientos antes mencionados produce la calidad del efluente deseada, sin embargo no siempre resulta la opción más económica.

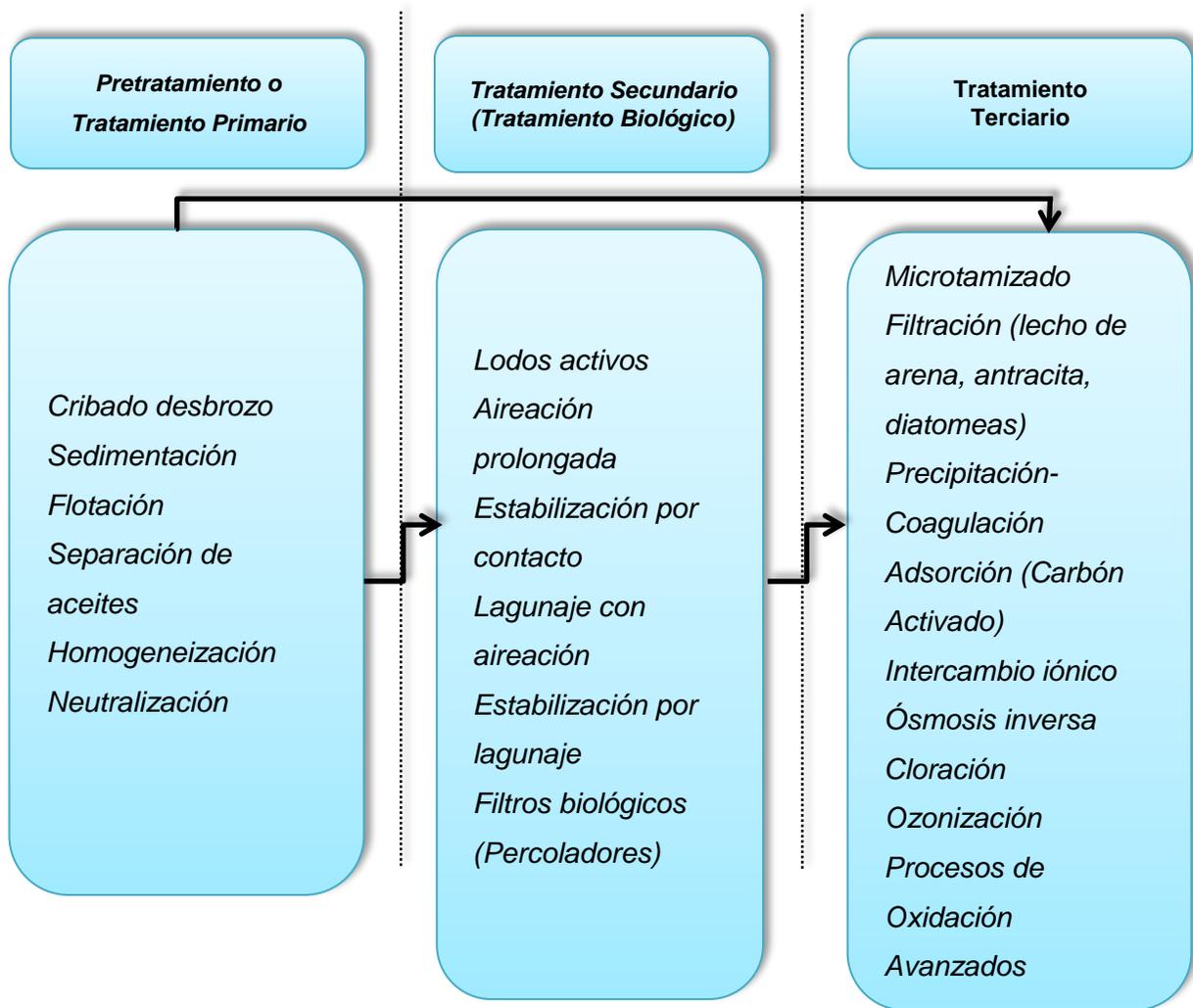


Figura 1. 1 Clasificación de procesos convencionales para tratamiento de aguas residuales.

Fuente: Ramalho, 2005.

En las siguientes secciones se describe, con mayor profundidad las etapas de tratamiento;

1.1.6.1. Pretratamiento

En esta etapa se retienen los sólidos de mayor tamaño, que podrían provocar un mal funcionamiento de los equipos posteriores, para ello se inicia con la homogeneización la cual tiene por objeto uniformizar los caudales y características del efluente cuando los vertidos son irregulares o discontinuos de unos momentos a otros, posteriormente se realiza la separación de aceites, grasas y otros materiales menos densos que el agua, esto se realiza aprovechando la diferencia de densidades, el siguiente paso son los desarenadores los cuales cuidan de la separación de arenas, y otros materiales sólidos de densidades superiores a las de las materias orgánicas, esto con el fin de prevenir la erosión de bombas, la acumulación de sólidos en otros recipientes posteriores, y el taponamiento por depósito en tuberías (Gray, 2010; Rigola, 1999).

1.1.6.2. Tratamiento primario

Los tratamientos primarios preparan las aguas residuales para su tratamiento biológico, eliminan ciertos contaminantes y reducen las variaciones de caudal y concentración de las aguas que llegan a la planta, para ello se emplean los decantadores primarios, los cuales se utilizan para separar los sólidos en suspensión por un proceso de sedimentación donde las partículas más densas que el agua se separan por acción de la gravedad, otras muestran tendencia a aglomerarse formando flóculos, lo cual se aprovecha en un proceso previo de coagulación (Gray, 2010; Rigola, 1999).

1.1.6.3. Tratamiento secundario o biológico

En un tratamiento biológico las bacterias y otros microorganismos degradan y metabolizan la materia orgánica soluble y coloidal, reduciendo la DBO y la DQO. Este proceso puede ser aerobio o anaerobio. La degradación anaerobia involucra la

ruptura de materia orgánica en gas (metano y dióxido de carbono); mientras que la degradación aerobia se lleva a cabo en presencia de oxígeno utilizando lagunas o tanques aireados. Después del biotratamiento, los microorganismos y otros sólidos se sedimentan formando lodo (Eckenfelder, 2000; Gray, 2010).

1.1.6.4. Tratamiento terciario

El tratamiento terciario se utiliza cuando se necesita una depuración mayor que la conseguida con el tratamiento primario y secundario, así mismo se emplean cuando se desean remover contaminantes específicos. Desafortunadamente los sistemas terciarios suelen ser más costosos y al tratar grandes volúmenes de agua no siempre resultan ser económicamente viables para el trabajo en planta (Rigola, 1999).

1.2. Tratamientos avanzados

Los tratamientos avanzados son utilizados para diversas aplicaciones en el tratamiento de aguas residuales como reutilización indirecta de agua potable, producción de agua potable, y en el control de micro-contaminantes de los efluentes de depuradoras de aguas residuales, algunos de estos tratamientos avanzados son los siguientes (Gottschalk, 2010):

- Adsorción.
- Precipitación.
- Intercambio iónico.
- Ósmosis inversa.
- Electrodialisis.
- Oxidación química.

La adsorción sobre carbón es el método que se ha utilizado más a menudo para la eliminación de los compuestos refractarios del agua residual, en cambio la

precipitación del fósforo en el agua residual suele conseguirse mediante la adición de coagulantes, tales como sulfato de aluminio, cal o sales de hierro y polielectrólitos, pero este tipo de tratamiento presenta el inconveniente de que generalmente conduce a un incremento neto de los sólidos disueltos totales en el agua residual que se está tratando, algo que no sucede con el intercambio iónico el cual es un proceso unitario en el que los iones de una especie dada son desplazados de un material insoluble de intercambio por iones de una especie en disolución. El uso más extendido de este proceso se da en el ablandamiento del agua doméstica y para la separación de sales disueltas en solución se utiliza la ósmosis inversa, que utiliza la filtración a través de una membrana semipermeable a una presión mayor que la osmótica causada por las sales disueltas en el agua residual, otro proceso utilizado es la electrodiálisis donde los componentes iónicos de una solución son separados por el uso de membranas semipermeables selectivas de iones, en ella la aplicación de un potencial eléctrico entre los dos electrodos causa una corriente eléctrica que atraviesa la solución, la cual a su vez, origina una migración de cationes hacia el electrodo negativo y de aniones hacia el electrodo positivo (Gottschalk, 2010; Gray, 2010; Metcalf y Eddy, 1996).

Para reducir la concentración de materia orgánica residual, el contenido bacterias y virus de las aguas residuales se emplea la oxidación química como la ozonización (Metcalf y Eddy, 1996).

1.3. Características de los reactores de columna de burbujas

Los reactores de columna de burbuja están siendo ampliamente utilizados en una amplia variedad de procesos químicos y bioquímicos. Particularmente en la hidrogenación, oxidación, fermentación, la refinación de petróleo, la licuefacción del carbón, etc, donde la tasa de producción global es a menudo controlada por la transferencia de masa interfacial gas-líquido, los reactores de columna de burbujas son muy eficaces. Los reactores de columna son del tipo de reactores, que no sólo

proporcionan un área de transferencia de masa interfacial significativa si no también es muy simple en su diseño y no requiere agitación mecánica (Mandal *et al.*, 2003).

El distribuidor de gas toma un papel importante para dispersión eficiente del gas en el líquido en el sentido de la corriente de la columna de burbujas. Aparte el rociador, que suministra el chorro de líquido es también un buen medio para dispersar gas en líquido. Pero los tipos de eyectores Venturi de distribución gas/líquido son más populares, ya que su geometría garantiza tanto de alto cizallamiento y alta eficiencia energética. Su aspecto de distribuidor tipo eyector es muy simple en su diseño y no se requiere energía extra para la dispersión de gas, como en la fase gaseosa es espontáneamente aspirada y dispersa por la alta velocidad del chorro de líquido. Así desde el punto de vista energético también es muy atractivo como la energía sólo se requiere para el bombeo de líquido. Un esquema claro del montaje del eyector y las dimensiones principales se muestran en la Figura 1.2. De tal manera que un chorro de líquido a alta velocidad se produce a través de la boquilla, que incide en la superficie del líquido y penetra en ella. Tan pronto como la altura del líquido en el interior toca la parte inferior de la columna, hay un cambio repentino en las características de aspiración del aire secundario, por consiguiente, una zona de dos fases líquido-gas abarca toda la columna mediante el ajuste adecuado de la presión de la cámara de separación y el nivel de líquido en el interior del separador (Mandal *et al.*, 2003).

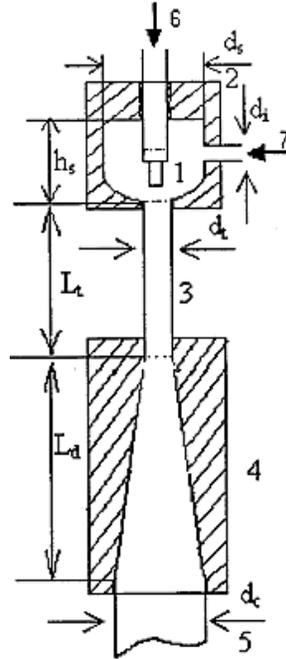


Figura 1. 2 Esquema del eyector: (1) boquilla; (2) cámara de aspiración; (3) garganta; (4) difusor; (5) contactor; (6) entrada de líquido; (7) entrada de gas.

Fuente: Mandal *et al.*, 2003.

1.4. Desinfección

La desinfección es, de acuerdo a la norma NMX-AA-089/1-SCFI-2010, el tratamiento del agua destinado a eliminar o inactivar los agentes patógenos dado que el agua es uno de los principales medios por el que se transmiten, para el caso de aguas residuales industriales, el objetivo puede ser no solo desactivar patógenos, sino cualquier otro organismo vivo, si lo que se pretende es reutilizar el agua (Rodríguez *et al.*, 2006).

Los métodos más empleados para llevar a cabo la desinfección son:

- a) Agentes químicos. Los agentes químicos utilizados para la desinfección incluyen: el cloro y sus compuestos, el bromo, el yodo, el ozono, el fenol, los alcoholes y el peróxido de hidrógeno, entre otros.

- b) Agentes físicos. Los desinfectantes físicos que se pueden emplear son la luz y el calor. El agua caliente a la temperatura de ebullición, por ejemplo, destruye las principales bacterias causantes de enfermedades y formadores de endosporas (Metcalf y Eddy, 1996).
- c) Medios mecánicos. Los medios mecánicos empleados durante el tratamiento del agua residual son: los tamices de malla fina, la sedimentación primaria y la sedimentación química.
- d) Radiación. Dado su poder de penetración, los rayos gamma se han utilizado tanto para la desinfección del agua potable como del agua residual.

1.4.1. Desinfección con cloro

El cloro se ha usado ampliamente como un desinfectante contra los agentes patógenos transmitidos por el agua. El cloro inactiva una amplia variedad de patógenos y sus efectos son relativamente de larga duración, un inconveniente importante asociado con el uso de cloro como germicida, es su potencial para reaccionar con la materia orgánica presente en las fuentes de agua para formar un número de subproductos de desinfección como los trihalometanos y ácidos haloacéticos (Chin y Bérubé, 2005).

Sin embargo, el uso de cloro para la desinfección solo es ineficaz debido a la aparición de patógenos resistentes al cloro, tales como *Cryptosporidium parvum* y *Giardia lamblia* (Liu *et al.*, 2006).

1.4.2. Desinfección con ozono

Los mecanismos de desinfección asociados con el uso del O₃ incluyen:

- La oxidación o destrucción directa de la pared de la célula con la salida de componentes celulares fuera de la misma.

- Las reacciones con los subproductos radicales de la descomposición del O₃.
- El daño a los componentes de los ácidos nucleicos (purinas y pirimidinas).
- La ruptura de las uniones de carbono-nitrógeno que conduce a la despolimerización.

Por lo tanto las bacterias son destruidas debido a la oxidación protoplasmática, dando como resultado la desintegración de la pared de la célula (fisuramiento o lisis de la célula) (Doménech *et al.*, 2001; Litter, 2005; Metcalf y Eddy, 1996; USEPA, 1999).

1.4.3. Desinfección por irradiación ultravioleta

La radiación ultravioleta se caracteriza por longitudes de onda muy cercanas a las de la luz del sol, tiene una frecuencia más alta que la luz visible, es más energética y apropiada para romper los enlaces químicos de las moléculas que la absorben, los parámetros más importantes de la radiación UV relacionados con la desinfección del agua son; la longitud de onda, el rango germicida que se encuentra entre 240 y 300 nm y se obtiene la máxima eficiencia desinfectante cerca de los 253-260 nm. El proceso de radiación ultravioleta tiene como ventajas que no altera el olor, color, o el pH, no requiere la adición de productos químicos y no confiere subproductos tóxicos en el agua. El mecanismo de desinfección se basa en un fenómeno físico por el cual las ondas cortas de la radiación ultravioleta inciden sobre el material genético (ADN) de los microorganismos y los virus (Martínez *et al.*, 2011).

1.4.4. Desinfección con O₃/UV

El proceso O₃/UV es una de las tecnologías alternativas que pueden potencialmente utilizarse para minimizar la formación de subproductos y eliminación de agentes patógenos, reduciendo la concentración de carbono orgánico total (COT) y la formación de subproductos (Chin y Bérubé, 2005).

1.5. Procesos avanzados de oxidación (POA's)

Los Procesos Avanzados de Oxidación (POA's), se definen como procesos de oxidación que implican la generación de radicales hidroxilo en cantidad suficiente para interactuar con los compuestos orgánicos del medio. Los POA's son procesos de tratamiento terciario que tienen la capacidad de degradar la materia orgánica a través de especies como los radicales hidroxilo ($\text{HO}\cdot$) ya que son especies altamente reactivas, no selectivas y con alta energía de oxidación solamente por debajo del flúor. Se trata de una familia de métodos que se diferencian entre sí en la forma en la que generan estos radicales (Pignatello *et al.*, 1999; Rodríguez *et al.*, 2006). Una característica común a todos los procesos avanzados de oxidación es su capacidad para tratar efluentes con concentraciones menores que 5 g/L de demanda química de oxígeno. Para mayores concentraciones, el elevado consumo de agente oxidante y la mejora en el balance energético del proceso, hacen preferibles las técnicas de oxidación directa tales como la oxidación húmeda. En algunos casos los contaminantes antropogénicos presentes en el agua pueden ser eliminados eficientemente por métodos biológicos o fisicoquímicos, sin embargo en otros procedimientos no son suficientes para alcanzar el grado de pureza requerido por las normas o para el uso final. En estos casos los POA's pueden ser considerados como una alternativa efectiva para mejorar la calidad del agua tratada (Litter, 2005; Pignatello *et al.*, 1999; Wu *et al.*, 2008). Los POA's son aplicados generalmente en pequeña o mediana escala y especialmente donde los métodos convencionales disminuyen su eficiencia. Éstos tratamientos generalmente pueden usarse solos o combinados entre ellos, pudiendo ser usados a contaminantes de aire y suelos (Forero *et al.*, 2005; Wu *et al.*, 2012), así mismo los POA's se basan en procesos fisicoquímicos capaces de producir cambios profundos en la estructura química de los contaminantes debido a que involucran la generación y uso de especies transitorias con un elevado poder oxidante como el radical hidroxilo ($\text{HO}\cdot$). Este radical puede ser generado por varios medios y es altamente efectivo para la

oxidación de materia orgánica, en especial la que no es biodegradable. La Tabla 1.2 presenta las principales tecnologías de oxidación avanzada.

Tabla 1. 2 Principales procesos de oxidación avanzada.

Tecnologías	
Ozonización	Oxidación en agua sub/supercrítica
Ozono / peróxido de hidrógeno	Fotólisis ultravioleta de vacío (UVV)
Procesos Fenton	Ultravioleta / peróxido de hidrógeno
Oxidación electroquímica	Ultravioleta/ ozono
Plasma no térmico	Fotólisis / fenton
Ultrasonido	Foto catálisis heterogénea

Fuente: Forero *et al.*, 2005; Wu *et al.*, 2008.

Las principales ventajas de los POA´s respecto a los métodos tradicionales son:

- Transforman y destruyen químicamente el contaminante hasta la mineralización.
- En general, no generan subproductos que requieran posterior procesamiento.
- Son muy útiles para contaminantes refractarios.
- Operan en rangos donde los sistemas convencionales no son factibles.
- Son ideales para preparar las corrientes de tratamiento convencionales.
- Aumentan la biodegradabilidad (Forero *et al.*, 2005; Wu *et al.*, 2008).

La Tabla 1.3 presenta potenciales de oxidación de distintas especies, se observa que después del flúor, el HO• es el oxidante con mayor potencial y en la Tabla 1.4, se muestra la correspondiente clasificación de los POA´s.

Tabla 1. 3 Potenciales redox de algunos agentes oxidantes.

Especie	E_o (V, 25°C)	Especie	E_o (V, 25°C)
Flúor	3.03	Radical perhidroxilo	1.70
Radical hidroxilo	2.80	Permanganato	1.68
Oxígeno atómico	2.42	Dióxido de cloro	1.57
Ozono	2.07	Ácido hipocloroso	1.49
Peróxido de hidrógeno	1.78	Cloro	1.36

Fuente: Forero *et al.*, 2005; Wu *et al.*, 2008.

Tabla 1. 4 Clasificación de los procesos avanzados de oxidación.

Procesos no fotoquímicos	Procesos fotoquímicos
Ozonización en medio alcalino (O ₃ /OH ⁻)	Oxidación en agua sub/y supercrítica
Ozonización con peróxido de hidrógeno (O ₃ /H ₂ O ₂)	Procesos fotoquímicos como Fotocatálisis heterogénea
Oxidación electroquímica	Fotólisis del agua en el ultravioleta de vacío (UVV)
Radiólisis gamma y tratamiento con haces de electrones	UV/peróxido de hidrógeno
Plasma no térmico	UV/O ₃
Procesos Fenton (Fe ²⁺ /H ₂ O ₂) y relacionados	Foto-Fenton y relacionadas

Fuente: Doménech *et al.*, 2001.

1.5.1. Oxidación de materia orgánica con ozono

El O₃ es un gas incoloro, irritante y altamente reactivo considerado como contaminante secundario (no es emitido al aire directamente). Está compuesto de tres átomos de oxígeno. Es el principal componente del smog, el cual es producido

primariamente por emisiones de automóviles, predominantemente en áreas urbanas. Diferente a la capa estratosférica de O₃, la cual se sitúa a 10 km sobre la superficie de la tierra, el O₃ contaminante se encuentra en la tropósfera y es formada por reacciones fotoquímicas impulsadas por la acción de luz ultravioleta en los contaminantes precursores de óxidos de nitrógeno (NO_x), y compuestos orgánicos volátiles (VOC's, por sus siglas en Inglés) (EPA, 2013). El O₃ es cada vez más utilizado como un desinfectante en acuicultura. Destruye los virus, bacterias, hongos y protozoos. Se ha utilizado para el tratamiento de agua en sistemas de recirculación, para la desinfección de aguas residuales y para los huevos de peces (Buchan *et al.*, 2005). Por lo tanto, la desinfección microbiológica se puede lograr con la concentración más baja en más corto tiempo de contacto en comparación con otros desinfectantes, tales como cloro, dióxido de cloro, las mono-, di- y tricloraminas (IPCS, 2000). Además, el O₃ puede oxidar compuestos causantes del sabor y del olor, microcontaminantes orgánicos, hierro y manganeso (Papageorgiou *et al.*, 2014).

De la misma manera, la ozonización es la adición de O₃ al agua o agua residual con el propósito de desinfectar, oxidar la materia orgánica o eliminar componentes causantes del olor, de acuerdo a la norma mexicana NMX-AA-089/1-SCFI-2010, el O₃ (que viene de la palabra griega *ozein-oler*) es un gas alótropo del oxígeno. A condiciones normales de temperatura y presión es un gas inestable que se descompone rápidamente para volver a la molécula de oxígeno (O₂). Debido a esta característica, no se puede almacenar o envasar, sino que debe generarse *in situ* y usarse inmediatamente. El O₃ se produce cuando las moléculas de O₂ son disociadas por medio de una fuente de energía produciendo átomos de oxígeno que posteriormente chocan con una molécula de O₂ para formar un gas inestable (Figura 1.3).

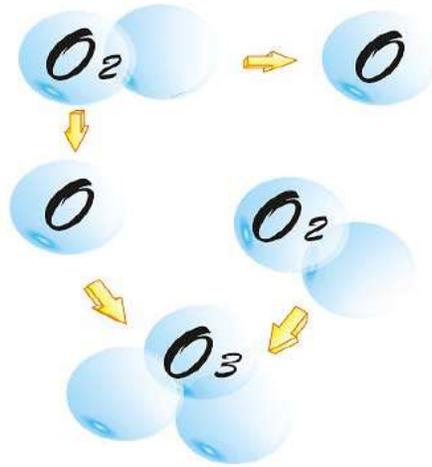


Figura 1.3 Formación de O₃.

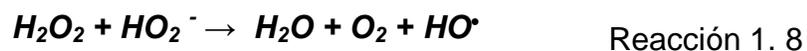
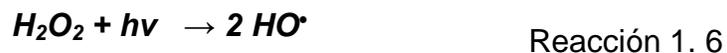
Algunas de las propiedades químicas del O₃ se pueden ilustrar basándose en sus reacciones de descomposición, que se entiende tienen lugar de acuerdo con las siguientes expresiones:



Los radicales libres que se generan, el HO₂[•] y el HO[•], tienen gran poder oxidante, y son los probables responsables de la acción desinfectante. Estos radicales libres también tienen suficiente capacidad oxidante como para hacer reacción con otras impurezas en las soluciones acuosas (Gottschalk, 2010; Metcalf y Eddy, 1996).

El proceso O₃/UV emplea los fotones de radiación UV para activar las moléculas de O₃ y facilitar la formación de radicales HO[•]. En las siguientes reacciones se

representa la descomposición del O₃ con radiación ultravioleta en agua y la formación de los radicales HO•.



Por lo general, la ozonización se utiliza cuando se requiere su propiedad más importante: su elevado potencial oxidante, que permite degradar los compuestos orgánicos que dan color, sabor u olor desagradables al agua y, al mismo tiempo, cuando se desea inactivar los microorganismos patógenos del agua, así el O₃ puede reaccionar con las sustancias en dos formas diferentes, indirecta y directa.

Estas diferentes vías de reacción conducen a diferentes productos de oxidación y son controlados por diferentes tipos de cinética, la Figura 1.4 presenta un resumen de las vías directas e indirectas, y su interacción (Gottschalk, 2010; Hoigné *et al.*, 1983; Von Gunten *et al.*, 2003).

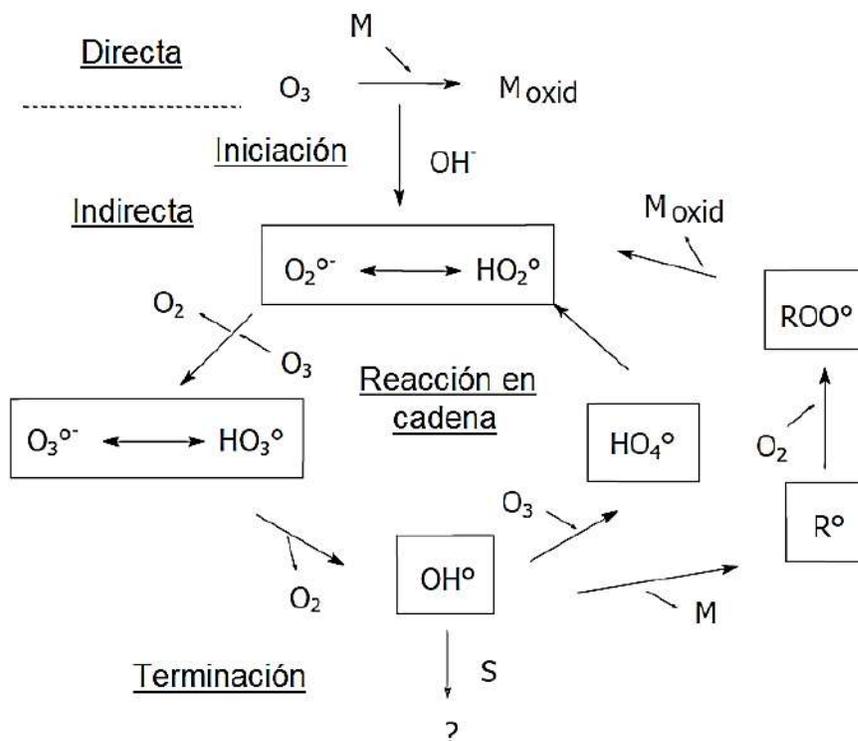


Figura 1. 4 Mecanismo directo e indirecto de la ozonización, S: Desechos, R: Producto de reacción, M: microcontaminantes.

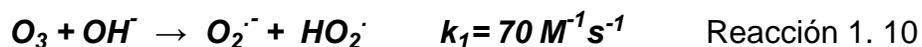
Fuentes: Gottschalk, 2010; Staehelin y Hoigné, 1983.

a) Reacción Indirecta

El camino de reacción indirecta implica radicales. La mayoría de los radicales son altamente inestables e inmediatamente se someten a una reacción con otra molécula con el fin de obtener los electrones faltantes. El primer paso es la descomposición del O_3 , acelerado por iniciadores como HO^- , para formar oxidantes secundarios tales como radicales hidroxilo (HO^\bullet). La reacción es inmediata y no es selectiva ($k = 10^8$ - $10^{10} M^{-1}s^{-1}$), la vía con radicales es muy compleja y está influenciada por muchas sustancias. Las principales reacciones y productos de reacción se muestran a continuación. El mecanismo se puede dividir en tres partes bien diferenciadas (Gottschalk, 2010; Staehelin y Hoigné, 1983; Tomiyasu *et al.*, 1985):

Iniciación

La reacción entre los iones de hidróxido y el O_3 conduce a la formación de un radical superóxido y uno hidroperóxido, donde k es la velocidad de reacción correspondiente.

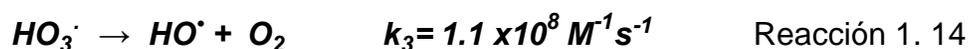
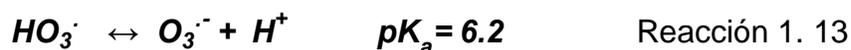


El radical hidroperóxido esta en un equilibrio ácido-base.

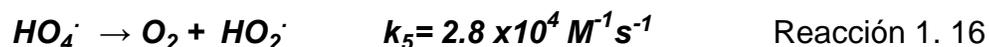
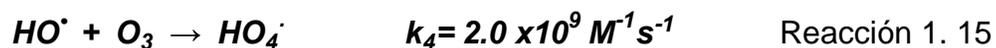


Reacción en cadena

El radical ozónido ($O_3^{\cdot-}$) formado por la reacción entre el O_3 y el radical superóxido ($O_2^{\cdot-}$) se descompone inmediatamente en un radical $HO\cdot$.



Este $HO\cdot$ puede reaccionar con el O_3 de la siguiente manera (Hoigné, 1983):



Con la decadencia de HO_4^{\cdot} y con O_2 la reacción en cadena de radicales hidroperóxido puede comenzar de nuevo (ver reacción 1.10). Las sustancias que convierten $HO\cdot$ en radicales superóxido $O_2^{\cdot-}$ / HO_2^{\cdot} promueven la reacción en cadena, y actúan como promotores. Las moléculas orgánicas, R, también pueden

actuar como promotores. Algunos de ellos contienen grupos funcionales que reaccionan con HO• y forman los radicales orgánicos R•.

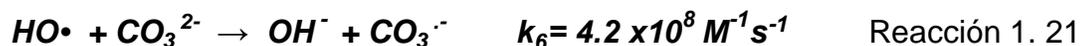


Si el O₂ está presente, los radicales orgánicos peroxi ROO• se puede formar. Estos pueden reaccionar adicionalmente, eliminando O₂^{•-} / HO₂[•] y así entrar de nuevo en la reacción en cadena.

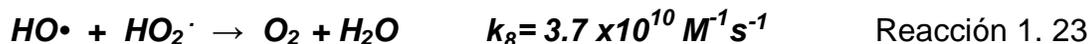


Terminación

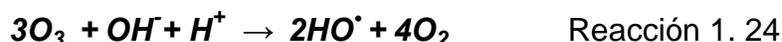
Algunas sustancias orgánicas e inorgánicas reaccionan con HO• para formar radicales secundarios que no producen O₂^{•-} / HO₂[•]. Estos inhibidores generalmente terminan la reacción en cadena e inhiben la descomposición de O₃.



Otra posibilidad de interrumpir la reacción en cadena es la reacción de dos radicales:



La combinación de las reacciones (1.10 a la 1.16) muestra que tres moléculas de O₃ producen dos HO•.



En la Figura 1.5 se muestra un ejemplo de degradación vía radicales.

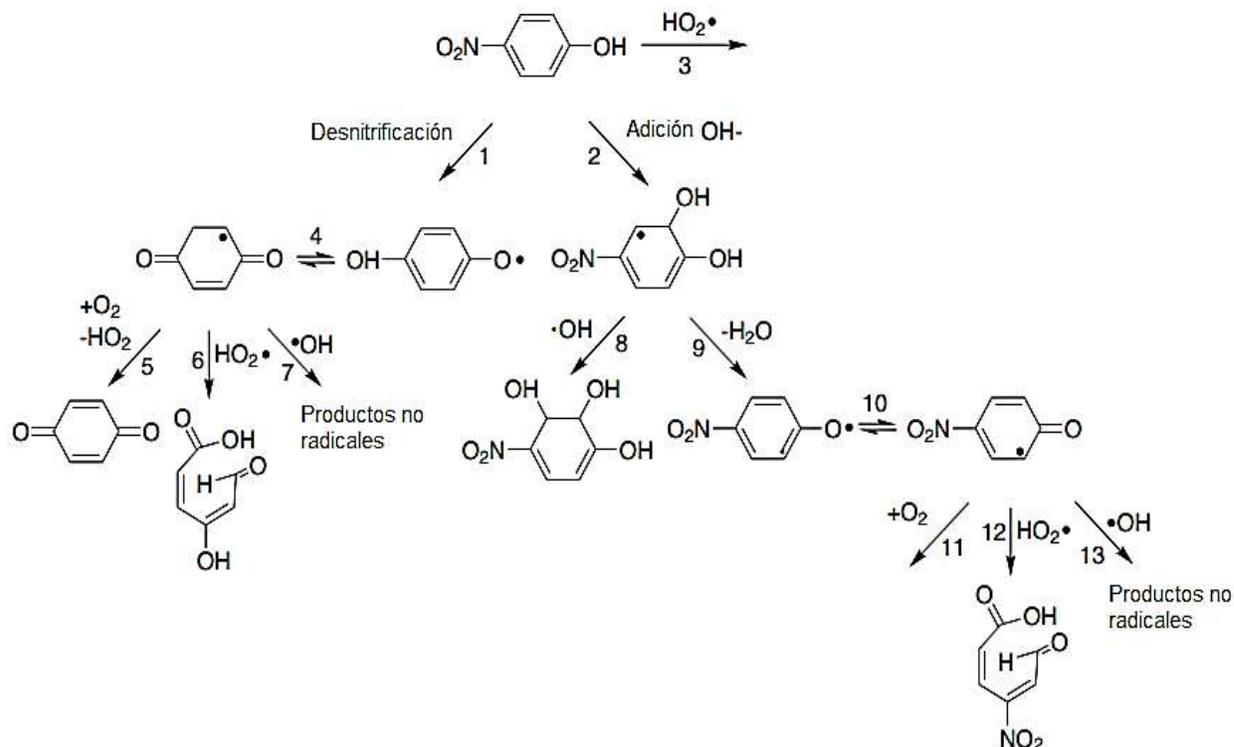


Figura 1.5 Ejemplo de las posibles vías de degradación del p-nitrofenol en presencia de $\text{HO}\cdot$, $\text{HO}_2\cdot$ y O_2 .

Fuente: Sufang *et al.*, 2013.

b) Reacción directa

La oxidación directa de compuestos orgánicos por O_3 es una reacción selectiva con lentas constantes de velocidad de reacción. La molécula de O_3 reacciona con el enlace insaturado debido a su estructura dipolar y conduce a una separación de la unión, así mismo el O_3 reacciona lentamente con muchos tipos de contaminantes del agua tales como compuestos alicíclicos, trihalometanos y compuestos aromáticos inactivados tales como bencenos y clorados, pero el O_3 reacciona más rápido con cierto tipo de compuestos y si no hay tal sustituyente la tasa de ozonización es mucho más lenta (ver Figura 1.6). En general, la forma ionizada o disociada de

compuestos orgánicos reacciona mucho más rápido con el O₃ que la forma neutra (no disociado). Las olefinas son por lo general más reactivos que los compuestos aromáticos con los mismos sustituyentes (Gottschalk, 2010).

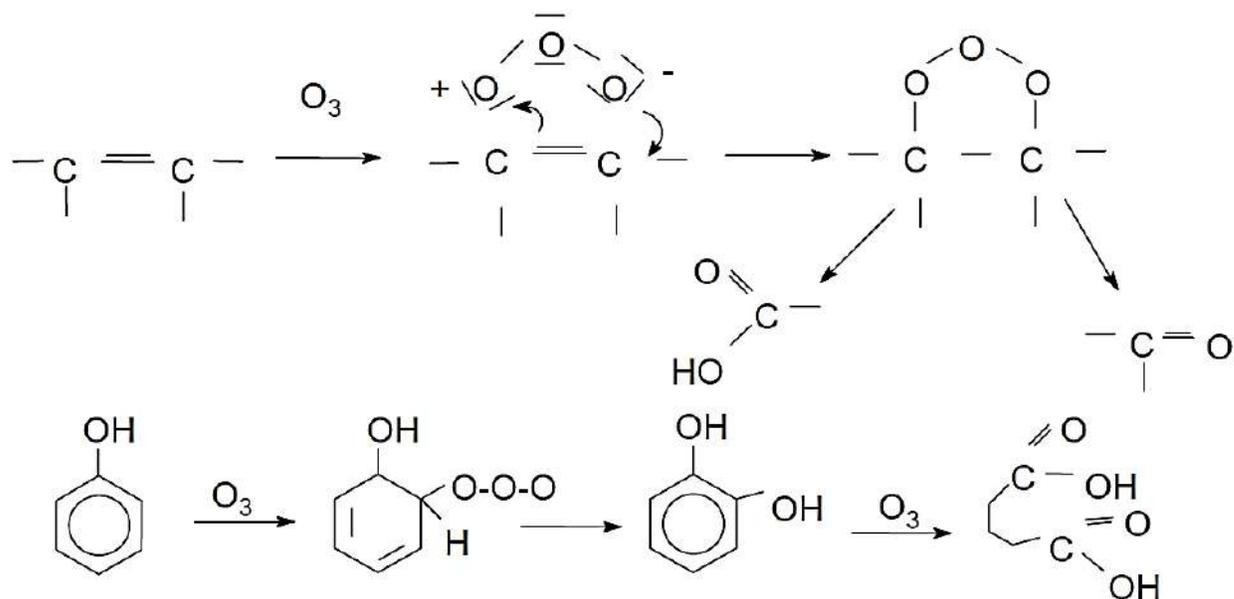


Figura 1.6 Ejemplo de reacciones acuosas posibles con O₃ para degradar materia orgánica.

Fuente: Gottschalk, 2010; Hoigné *et al.*, 1983.

El siguiente orden de reactividad del ozono se puede utilizar como regla general para los diversos grupos de compuestos para las reacciones directas (Gottschalk, 2010; Hoigné *et al.*, 1983; Francis *et al.*, 1987; Von Gunten *et al.*, 2003):

Alifáticos saturados < Anillo aromático < Alifático insaturado
 Desmerecen e⁻ < No sustituido < Suministran e⁻
 Sin disociar < Disociados

La reacción es más rápida con compuestos inorgánicos ionizados o disociados, debido al carácter nucleófilo del compuesto (Hoigné *et al.*, 1983; Von Gunten *et al.*, 2003).

c) Proceso de ozonización industrial

En la aplicación a gran escala de O_3 , éste se genera mediante de una corriente alterna de alto voltaje (6 a 20 kilovoltios) a través de una brecha entre placas dieléctricas de descarga en donde se encuentra un gas de alimentación que contiene aire y/o O_2 , el cual es transmitido al generador de O_3 a una tasa establecida de flujo. Después de su generación, el O_3 es alimentado a una cámara de contacto que contiene el agua residual a ser tratada. El propósito principal de la cámara de contacto es transferir el O_3 que se encuentra dentro de la burbuja de gas al cuerpo del líquido mientras que se permite suficiente tiempo de contacto. Debido a que el O_3 se consume rápidamente, debe proveerse un contacto uniforme en una cámara de flujo en pistón (tubular). Los gases de escape de la cámara de contacto deben ser tratados para destruir cualquier O_3 restante antes de ser liberados a la atmósfera. Por lo tanto, es esencial mantener una dosificación óptima del O_3 para una mejor eficacia. Cuando se utiliza el O_2 puro como gas de alimentación, los gases de escape de la cámara de contacto pueden ser reciclados para generar el O_3 o para la reutilización en el tanque de aireación. Los gases de escape del O_3 que no se utilizan se envían a una unidad de destrucción de O_3 o se reciclan (Figura 1.7) (USEPA, 1999).

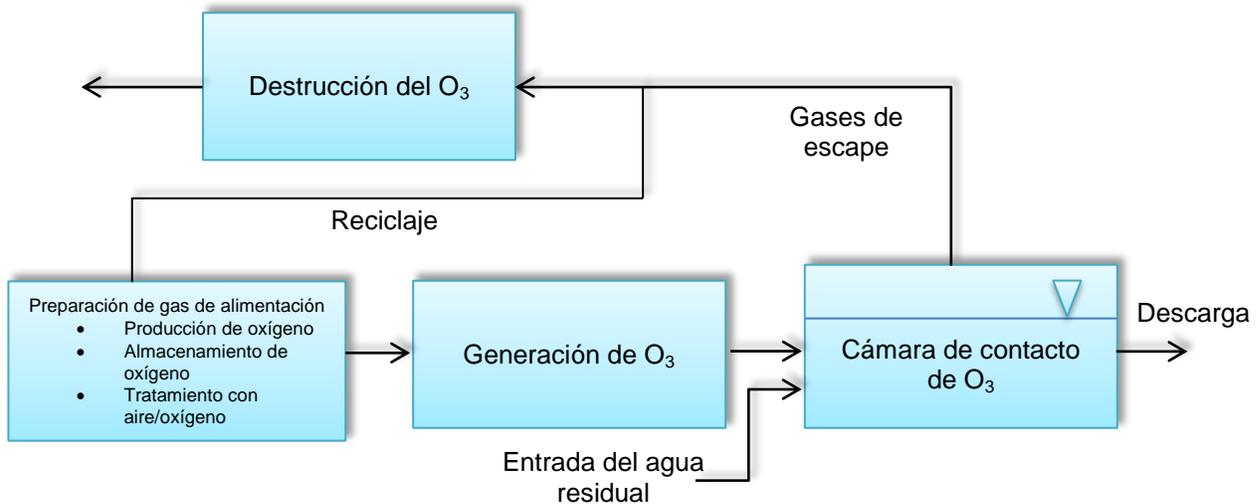


Figura 1. 7 Diagrama esquemático del proceso de ozonización.

Fuente: USEPA, 1999.

1.5.1.1. Ozonización

La oxidación con O_3 representa una de las alternativas para la eliminación de compuestos biológicamente resistentes y tóxicos de agua residual. El proceso de ozonización puede conducir a una degradación total de compuestos químicos o a la transformación de orgánicos hidrofóbicos como los organoclorados, que son altamente resistentes a moléculas biodegradables más polares (Colin, 2004). La ozonización puede conducir a la mineralización, es decir, la transformación de los compuestos orgánicos a CO_2 y H_2O (Derco y Mital'ová, 2006).

El O_3 en solución acuosa puede reaccionar con la mayoría de contaminantes que están en las aguas residuales industriales de las dos maneras mencionadas anteriormente. La dosis de O_3 aumenta de acuerdo al tipo de tratamiento, lo cual es razonable si se considera que los compuestos de materia orgánica remanentes tras el tratamiento biológico, están constituidos generalmente, por compuestos orgánicos polares de bajo peso molecular y compuestos orgánicos complejos dispuestos alrededor de la estructura anular del benceno.

Algunas investigaciones han concluido que el O_3 mediante una serie de reacciones con otros compuestos puede producir algunos agregados tóxicos, mutagénicos o cancerígenos como pesticidas, arsénico, organoclorados y otros compuestos químicos sintéticos (Colin, 2004). No obstante, estos compuestos son inestables, y su presencia en el agua ozonada sólo se prolongaría por espacio de unos minutos. Por lo tanto no es de suponer que estos compuestos estuvieran presentes en el efluente en el momento de la descarga a los cuerpos receptores de agua (Metcalf y Eddy, 1996).

Los procesos avanzados de oxidación (POA's), tales como O_3/UV , tienen un potencial considerable para el tratamiento de las aguas residuales. El O_3 es un oxidante con alto potencial ya que puede reaccionar con numerosos productos químicos orgánicos. Sin embargo, la mayoría de éstos productos, como los alcanos clorados, sólo reaccionan lentamente con O_3 molecular. Éstos procesos químicos, que implican la generación del radical $HO\bullet$, el tratamiento puede ser más eficaz. El O_3 en combinación con irradiación UV y/o H_2O_2 se puede utilizar para generar $HO\bullet$. La reacción del ion hidróxido con el O_3 también puede resultar en la formación de radicales hidroxilo (Hernández *et al.*, 2010). Aunque el radical hidroxilo es un oxidante muy fuerte y no selectivo, su eficacia puede ser reducida en los desechos que contienen altas concentraciones de bicarbonatos, carbonatos, y la materia orgánica natural. Los procesos de oxidación de la materia orgánica pueden ser (Colin, 2004);

a) Ozonización heterogénea catalítica ($O_3/Cat.$)

La catálisis heterogénea como método de oxidación avanzada ofrece con respecto a los sistemas catalíticos homogéneos (como el proceso Fenton) la ventaja de la facilidad de separación del producto. Los principales catalizadores que se utilizan en ozonización son los óxidos de metales de transición (MnO_2 , TiO_2 , Al_2O_3), metales u óxidos soportados (Cu/Al_2O_3 , TiO_2/Al_2O_3), carbón activado granular y sistemas

mesoporosos, como los silicatos. La actividad catalítica está directamente relacionada con la capacidad de descomposición de O₃ disuelto y la consiguiente generación de radicales hidroxilo. La eficacia de la ozonización depende en esencia de las propiedades físicas y químicas de la superficie catalítica y de su interacción con las especies presentes en la disolución, que en buena medida son función del pH del medio. Las propiedades físicas fundamentales son la superficie específica, la distribución del tamaño de poros y las propiedades mecánicas, generalmente determinadas por el soporte del catalizador. Las propiedades químicas se deben a la presencia de centros activos en la superficie que, esencialmente, son sitios ácidos de Lewis o Brönsted. La mayoría de los catalizadores de ozonización se comportan como sustancias anfóteras en medios acuosos, siendo capaces de intercambiar cationes o aniones. Por ejemplo, un centro activo Brönsted puede encontrarse cargado positiva o negativamente en función del pH del medio:



Lo que afecta a sus propiedades químicas en aspectos fundamentales como la posibilidad de inhibición de la reacción por competencia con especies cargadas presentes en el medio. En el caso de la ozonización utilizando carbón activado o catalizadores soportados sobre carbón activado, la interacción física entre contaminante y superficie mejora el rendimiento de ozonización en sistemas con contaminantes complejos y diluidos tales como plaguicidas. Los resultados indican que la reducción de la demanda química de oxígeno utilizando O₃ en presencia de catalizadores es más eficaz que la que tiene lugar mediante O₃ alcalino, permitiendo incluso la completa mineralización de los ácidos orgánicos y otros compuestos resistentes a los tratamientos O₃/H₂O₂/HO• (Rodríguez *et al.*, 2006).

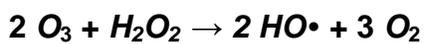
b) Ozonización en medio alcalino

El O_3 es inestable en agua: tiende a descomponerse en una secuencia de reacciones que generan radicales entre los que se encuentra el radical hidroxilo. A valores de pH elevados (8 - 11), la velocidad de autodescomposición de O_3 en agua se incrementa y con ella, la velocidad de generación de radicales (Hernández *et al.*, 2010). En estas condiciones, la oxidación de los compuestos orgánicos contenidos en el efluente, se produce por la combinación de dos mecanismos: la vía directa que representa la reacción entre la molécula orgánica y el O_3 disuelto, y la vía indirecta, mediante la cual los radicales hidroxilo actúan como oxidantes.

La vía indirecta se beneficia de la elevada velocidad de reacción entre moléculas orgánicas y radicales hidroxilo, típicamente, entre 106 y 109 veces mayor que la reacción directa con O_3 molecular. La principal desventaja del proceso, como de todos los que implican la utilización de O_3 , es el costo de su generación mediante descarga eléctrica. La energía que se requiere para la síntesis de O_3 a partir de aire oscila entre 22 y 33 kWh/kg O_3 , mientras que a partir de O_2 se reduce a 12-18 kWh/kg O_3 al que hay que sumar el costo del O_2 . Una desventaja inherente al medio es que los aniones carbonato y bicarbonato, abundantes en muchas aguas residuales y naturales, son agentes neutralizantes de radicales que reaccionan con los hidroxilos del medio para formar radicales carbonato o bicarbonato que no intervienen en reacciones de mineralización de materia orgánica. Una elevada alcalinidad del agua es un motivo para optar por técnicas menos sensibles a la neutralización de radicales (Rodríguez *et al.*, 2006).

c) Ozonización con peróxido de hidrógeno (O_3/H_2O_2) y ($O_3/H_2O_2/HO\bullet$)

La adición de peróxido de hidrógeno combinado con el O_3 provoca la iniciación de un ciclo de descomposición que resulta en la formación de un mol de radicales hidroxilo por cada mol de O_3 que se descompone:



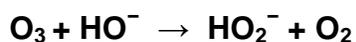
Reacción 1. 27

La ozonización con peróxido de hidrógeno, al igual que la ozonización alcalina, se basan principalmente en la degradación indirecta por vía radicales libres. Los resultados indican que la óptima operación en la degradación de la materia orgánica tiene lugar para una dosis de peróxido de hidrógeno de entre un tercio y la mitad en peso respecto al O_3 la cual debe ser precisada mediante datos experimentales para cada aplicación en concreto (Derco y Mital'ová, 2006).

d) Tratamiento de aguas residuales mediante O_3 , O_3/UV y $\text{O}_3/\text{UV}/\text{H}_2\text{O}_2$

Lucas *et al.*, 2010, realizaron una comparación de la eficiencia de los diferentes procesos de oxidación avanzada de O_3 a base de (O_3 , O_3/UV y $\text{O}_3/\text{UV}/\text{H}_2\text{O}_2$) en el tratamiento de aguas residuales, el proceso investigado a escala piloto fué en un reactor de columna de burbujas. La tasa de eliminación de la demanda química de oxígeno (DQO) y el carbono orgánico total (COT) se vió reforzada por el funcionamiento a pH neutro (pH 7) y a pH alcalino (pH 10). La tasa de consumo de O_3 se encontró en el intervalo de 70-95%, lo que sugiere un uso eficaz del O_3 suministrado al sistema. Un análisis económico de los costos de operación de los procesos POA's reveló que el $\text{O}_3/\text{UV}/\text{H}_2\text{O}_2$ como el proceso más económico (1,31 euros $\text{m}^{-3} \text{g}^{-1}$ de COT mineralizado en condiciones optimizadas).

La eliminación más rápida de MO medida como DQO se observó a pH 10 como resultado de la reacción rápida de la MO con las especies de radicales (es decir, $\text{HO}\cdot$, $\text{HO}_2\cdot$, $\text{O}_2\cdot^-$ y $\text{O}_3\cdot^-$). A pH alcalino, el O_3 se auto descompone a radicales, lo que produce como resultado la reacción de iniciación: $k= 40(\text{M}^{-1} \text{s}^{-1})$, pH = 10.



Reacción 1. 28

Los resultados globales indicarán que O_3/UV y $O_3/UV/H_2O_2$ son procesos viables para el tratamiento de las aguas residuales. Estos procesos, comparados con la radiación UV y la ozonización solo en pH natural (pH 4), implican la formación de radicales altamente reactivos en soluciones resultantes en una degradación más rápida.

El tratamiento con O_3 redujo rápidamente el cloroformo en una cantidad significativa (aproximadamente el 50 %). La combinación O_3/UV condujo a la mineralización de carbono orgánico, como se ha demostrado por una disminución en la concentración de COT. De la misma manera el tratamiento con O_3/UV redujo significativamente la posibilidad de formación de trihalometanos y ácidos haloacéticos. El potencial de formación de cloroformo se redujo en aproximadamente un 80 % (Chin y Bérubé, 2005).

e) Combinación de métodos físico-químicos (coagulación / floculación y ozonización)

Ntampou *et al.*, 2006, presentaron un estudio de procesos de ozonización y la coagulación / floculación, con el objetivo de proporcionar un método eficaz para el tratamiento de estabilizado / biológicamente de lixiviados pre-tratados, con el fin de reducir los contaminantes orgánicos. La coagulación de las muestras de lixiviado se estudiaron mediante la adición de cloruro férrico y cloruro de poli-agentes de aluminio en varias dosificaciones. Las tasas de eliminación de DQO máximo (hasta 72%) se lograron mediante la adición de 7 mM de Fe, y de 11 mM de Al, respectivamente, se demostró que la coagulación floculación seguida de ozonización, es un procedimiento eficaz para la reducción de la DQO inferior a 180 mg/L.

Los experimentos de ozonización se llevaron a cabo en un reactor de burbuja semi-discontinuo de laboratorio, así mismo la reducción de color se puede atribuir

principalmente al ataque directo del O_3 en los enlaces dobles de carbono, dando como resultado la formación de productos blanqueados, tales como ácidos alifáticos, cetonas y aldehídos. La reducción de la absorbancia UV se atribuyó a la reacción del O_3 con los enlaces insaturados y los anillos aromáticos, que conducen a la división de los enlaces y la disociación de los anillos.

f) Filtración en arena

La filtración en arena consiste en la remoción de partículas suspendidas y coloidales presentes en una suspensión acuosa que escurre a través de un medio poroso. En general, la filtración es una operación de clarificación que se realiza en planta de tratamiento de agua y, por consiguiente, es la responsable principal de la producción de agua de calidad. Como las fuerzas que mantienen a las partículas removidas de la suspensión adheridas a las superficies de los granos del medio filtrante, son activas para distancias relativamente pequeñas (ángstroms), la filtración usualmente es considerada como el resultado de dos mecanismos distintos pero complementarios:

Transporte y adherencia. Inicialmente, las partículas por remover son transportadas de la suspensión a la superficie de los granos del medio filtrante. Ellas permanecen adheridas a los granos, siempre que resistan la acción de las fuerzas de cizallamiento debidas a las condiciones hidrodinámicas del escurrimiento, uno de ellos se muestra en la Figura 1.8, mientras los mecanismos de adherencia son los siguientes (Cánepa, 2004):

- a) Fuerzas de Van der Waals.
- b) Fuerzas electroquímicas.
- c) Puentes de hidrógeno.

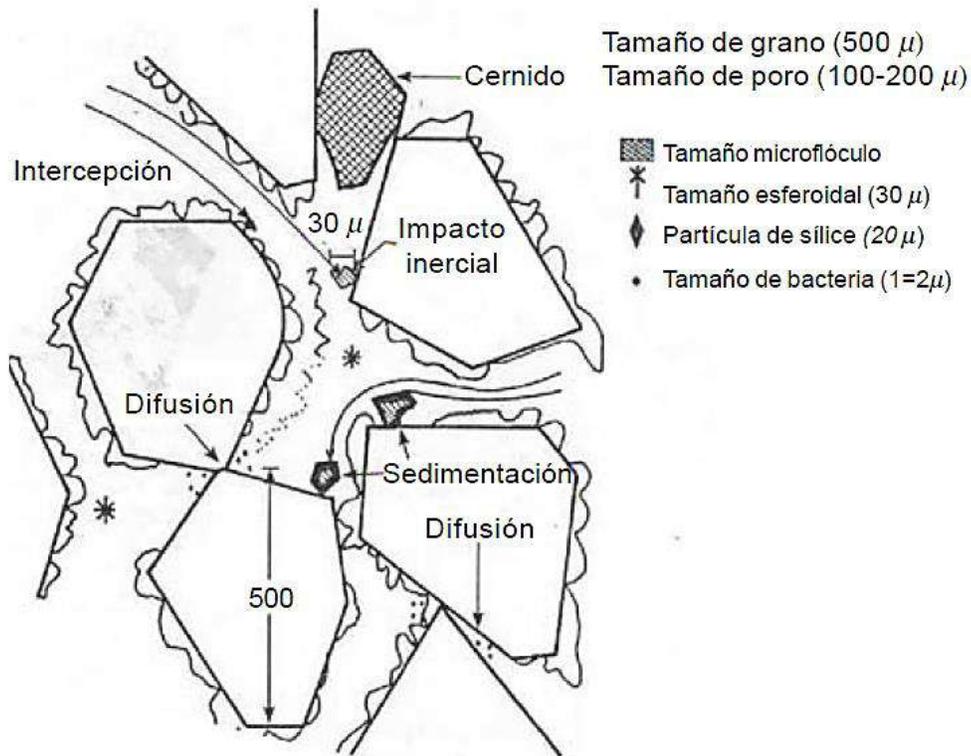


Figura 1. 8 Diferentes mecanismos que pueden realizar transporte.

Fuente: Cánepa, 2004.

Características y rendimiento del medio filtrante

Entre las características del medio filtrante que influyen en la filtración, destacan:

- a) Tipo del medio filtrante.
- b) Características granulométricas del material filtrante.
- c) Peso específico del material filtrante.
- d) Espesor de la capa filtrante (Cánepa, 2004).

El rendimiento de los filtros para la filtración granular empleando filtración rápida o lenta en arena está relacionado principalmente con el tamaño de poro, así sólo puede eliminar las partículas mayores de 10 micras, los quistes de protozoarios, así

mismo se requiere el uso de una etapa de desinfección para eliminar cualquier patógeno bacteriano o viral restante (Gray *et al.*, 2014), por ende la filtración rápida en arena en tratamiento de agua es eficaz en la eliminación de la turbidez y microorganismos (patógenos) y su rendimiento depende de las características del agua fuente, la temperatura (Schijven *et al.*, 2013), junto con el pH, la turbidez es uno de los parámetros más importantes para la supervisión del rendimiento de un filtro ya que la turbidez sirve como un portador para los nutrientes y patógenos que pueden resultar en la actividad biológica (Tyagi *et al.*, 2009), mientras el pH influye en la capacidad de intercambio iónico entre las partículas suspendidas y los granos del medio filtrante. Para valores de pH inferiores a 7, disminuye el intercambio de cationes y aumenta el intercambio de aniones sobre las superficies positivas; mientras que, para valores de pH superiores a 7, se produce un aumento en el intercambio de cationes y una disminución en el intercambio de aniones sobre las superficies negativas (Cánepa, 2004).

En cuanto a la calidad de los efluentes, la eficacia de costos y simplicidad operacional, la filtración puede ser considerada como una de las opciones de tratamiento posterior más prometedoras. Varios investigadores encontraron que la eficacia de los filtros de arena para el tratamiento terciario de las aguas residuales a escala de laboratorio y piloto con diferente carga hidráulica y tamaño de arena son capaces de eliminar la DBO y sólidos suspendidos, turbiedad y coliformes totales hasta el 86%, 68%, 88% y más del 99%, respectivamente (Tyagi *et al.*, 2009).

1.5.1.2. Parámetros que influyen en el proceso O₃/UV

Además de las características del efluente a tratar, otros factores que afectan sustancialmente la eficiencia y la velocidad de oxidación de la materia orgánica son (Hernández *et al.*, 2010):

a) pH

El pH juega un papel importante en los procesos debido a la disociación de especies o precipitación de las mismas, de acuerdo al pH de la solución, facilitando así el tratamiento de la muestra ya que un pH básico es óptimo para este proceso O_3/UV , debido a la cantidad de radicales hidroxilo.

b) Turbiedad

Permite u obstruye la radiación UV a lo largo de la muestra, por lo que entre más turbia este la muestra, irá disminuyendo la eficiencia del tratamiento O_3/UV .

c) Tiempo de contacto

El tiempo de contacto es un indicador de la degradabilidad de la materia orgánica contenida en la muestra, debido a que entre mayor tiempo de contacto haya entre la muestra y el O_3/UV mayor será la degradación hasta llegar al límite establecido por el material persistente inmerso en la muestra.

1.6. Método de determinación de ozono residual (Método índigo)

La concentración de O_3 en solución acuosa puede ser determinada por la decoloración de potasio índigo trisulfonato ($\lambda = 600$ nm). El método es estequiométrico y extremadamente rápido. La molécula de índigo sólo contiene un enlace doble $C=C$ que se puede esperar para reaccionar con el O_3 directamente y con una velocidad de reacción muy alta (Figura 1.9). Un mol de O_3 decolora un mol de potasio índigo trisulfonato acuoso a un pH inferior a cuatro. El peróxido de hidrógeno y peróxido orgánico reaccionan muy lentamente con el reactivo de índigo. Si el resto de O_3 se mide en menos de seis horas los demás reactivos (Cl, Br y Mg) no interfieren, la reacción es muy rápida y selectiva, además de que los oxidantes secundarios no interfieren en el tiempo dentro de 4 a 6 hrs (Gottschalk, 2010).

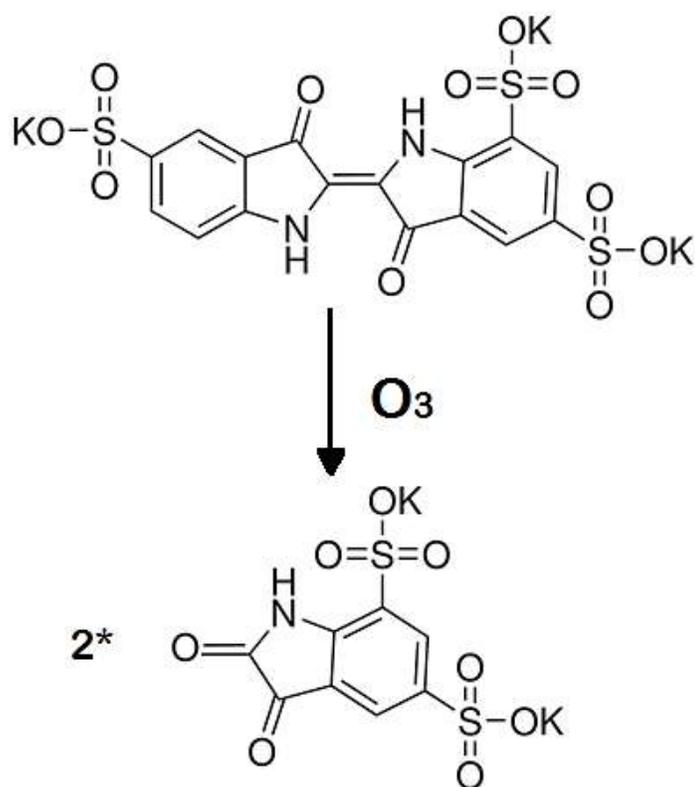


Figura 1. 9 Oxidación de potasio índigo trisulfonato por O_3 .

Fuente: Gottschalk, 2010.

Los POA's tienen actualmente un grado de desarrollo y se encuentran en constante cambio a medida que se avanza científica y tecnológicamente en el tema, en la Tabla 1.5 se presentan datos de diferentes trabajos considerando la presencia de O_3 y O_3/UV .

Tabla 1. 5 Resumen de los trabajos reportados considerando la presencia de O₃ u O₃/UV mediante POA´s.

Tema	Resultados	Proceso empleado	Autor (es)
Tratamiento avanzado de aguas residuales industriales con ozono.	La ozonización del permeado de la nanofiltración es la mejor solución de proceso antes del tratamiento final y la descarga del efluente.	Nanofiltración (NF), ultrafiltración (UF) y ozonización	(Ferella <i>et al.</i> , 2013)
	Valoración de los resultados y las condiciones de la aplicación del O ₃ como una alternativa sustentable en el tratamiento poscosecha de productos frutícolas y hortícolas.	Ozonización	(Bataller <i>et al.</i> , 2010)
	La eliminación completa de diclofenaco en 6 min y disminuciones de 60 a 75% de COT después de 60 minutos de reacción, consumo de O ₃ de 6 mg por mg consumido de COT a 30 minutos de reacción.	O ₃ /UVA/TiO ₂	(Aguinaco <i>et al.</i> , 2012)
	Estudio de los factores que afectan a la (DQO) de una solución con un colorante básico soluble en agua, la completa degradación se observó en 12 min, la DQO se redujo 64,96% en pH 12.	Ozonización	(Turhan <i>et al.</i> , 2012)
	Degradación biológica posterior con un biofilm, para reducir el color y la demanda química de oxígeno (DQO). Con eficiencias de eliminación de más de 96%.	Ozonización	(Arruda <i>et al.</i> , 2010)

Tema	Resultados	Proceso empleado	Autor (es)
Oxidación de materia orgánica con O ₃ en aguas residuales municipales a gran escala.	Tratamiento de aguas residuales con 1,24 g O ₃ /g de carbono orgánico disuelto (COD), se inactivó la <i>E. coli</i> .	Ozonización	(Zimmermann <i>et al.</i> , 2011)
Aplicación de tratamientos a base de O ₃ de efluentes secundarios.	Inactivación de coliformes y de subproductos de desinfección, con dosis de O ₃ de 5.0, 10.0 y 15.0 mg/L para tiempos de contacto de 2, 5 y 10 min. Se tiene que 10 mg O ₃ /L a 5 minutos de exposición fue la mejor dosis para la más alta degradación de DQO, COT, el color, la turbidez y una inactivación microbiana en entre 95% y 98%.	Ozonización	(Tripathi <i>et al.</i> , 2011)
El uso de un proceso combinado de electrocoagulación-ozono como un pretratamiento para aguas residuales industriales.	Disminución del color y la turbiedad de las aguas residuales industriales en más de un 90% y la DQO en más de un 60%. La ozonización fue capaz de disminuir la carga contaminante de las aguas residuales.	Electrocoagulación-ozonización	(Hernández <i>et al.</i> , 2010)
Eliminación del aceite y brillo de aceite del agua por la presión asistida de la ozonización y filtración por arena.	Eliminación de 20 mg/L de aceite en ácidos orgánicos solubles en agua, disminución de la turbiedad 200-2 NTU, y la eliminación del brillo de la superficie.	Ozonización y filtración por arena	(Cha <i>et al.</i> , 2010)

Tema	Resultados	Proceso empleado	Autor (es)
Tratamiento con O ₃ .	Los resultados sugirieron la dosis óptima de O ₃ de 3.15 g/h (concentración de 52.5 mg/L) para el tratamiento. Las eficiencias de remoción del color, la DQO y el COT fueron 95%, 56% y 40% respectivamente, con una concentración de DQO en el influente de 835 mg/L.	Ozonización	(Wu <i>et al.</i> , 2012).
Remoción de subproductos de precursor por desinfección con un proceso de oxidación avanzada de O ₃ /UV.	El proceso combinado O ₃ /UV es más eficaz que cualquier tratamiento con O ₃ o solo con UV. El PAO O ₃ /UV es capaz de mineralizar hasta el 50% del carbono orgánico total de la fuente de agua cruda a una dosis de ozono de 0.62 ± 0.019 mg O ₃ /mL y una dosis UV de 1.61 W s/cm ² , reduce el potencial de formación de trihalometanos en un 80% y el potencial de formación de ácidos haloacéticos en un 70%.	O ₃ /UV y Ozonización	(Chin y Bérubé, 2005).
Oxidación de materia orgánica con O ₃ en aguas residuales municipales a gran escala.	El O ₃ se usa principalmente como un desinfectante, aunque también se utiliza para controlar el olor, mejorar la eliminación de sólidos en suspensión, mejorar el rendimiento de unidades de carbono activado granular, lodos y para mejorar la biodegradabilidad de las aguas residuales.	Ozonización	(Masten <i>et al.</i> , 1994).
Ocurrencia y destino de subproductos en la ozonización en una planta de tratamiento de agua potable a gran escala.	La aparición de compuestos carbonílicos en concentraciones de 67.3 ± 43.3 mg/L como suma de 14 compuestos de carbonilo, como subproductos de la pre-ozonización en una planta de tratamiento de agua potable a gran escala, estos compuestos disminuyeron a través del tren de tratamiento.	Pre-ozonización, coagulación / floculación, filtración y cloración.	(Papageorgiou <i>et al.</i> , 2014).

Tema	Resultados	Proceso empleado	Autor (es)
Oxidación de materia orgánica persistente en aguas residuales industriales mediante tratamientos electroquímicos.	Se obtuvo una remoción del 99% de la demanda química de oxígeno (DQO), 99% de color y 97% de turbiedad, en un tiempo de 2 h.	Electrocoagulación.	(Linares <i>et al.</i> , 2011)

II PARTE EXPERIMENTAL

En este apartado se describe la metodología empleada para llevar a cabo la degradación de la materia orgánica empleando el proceso O₃/UV aplicado a una muestra de agua residual industrial. En la Figura 2.1 se presenta un bosquejo de las etapas en que se dividió el proyecto.

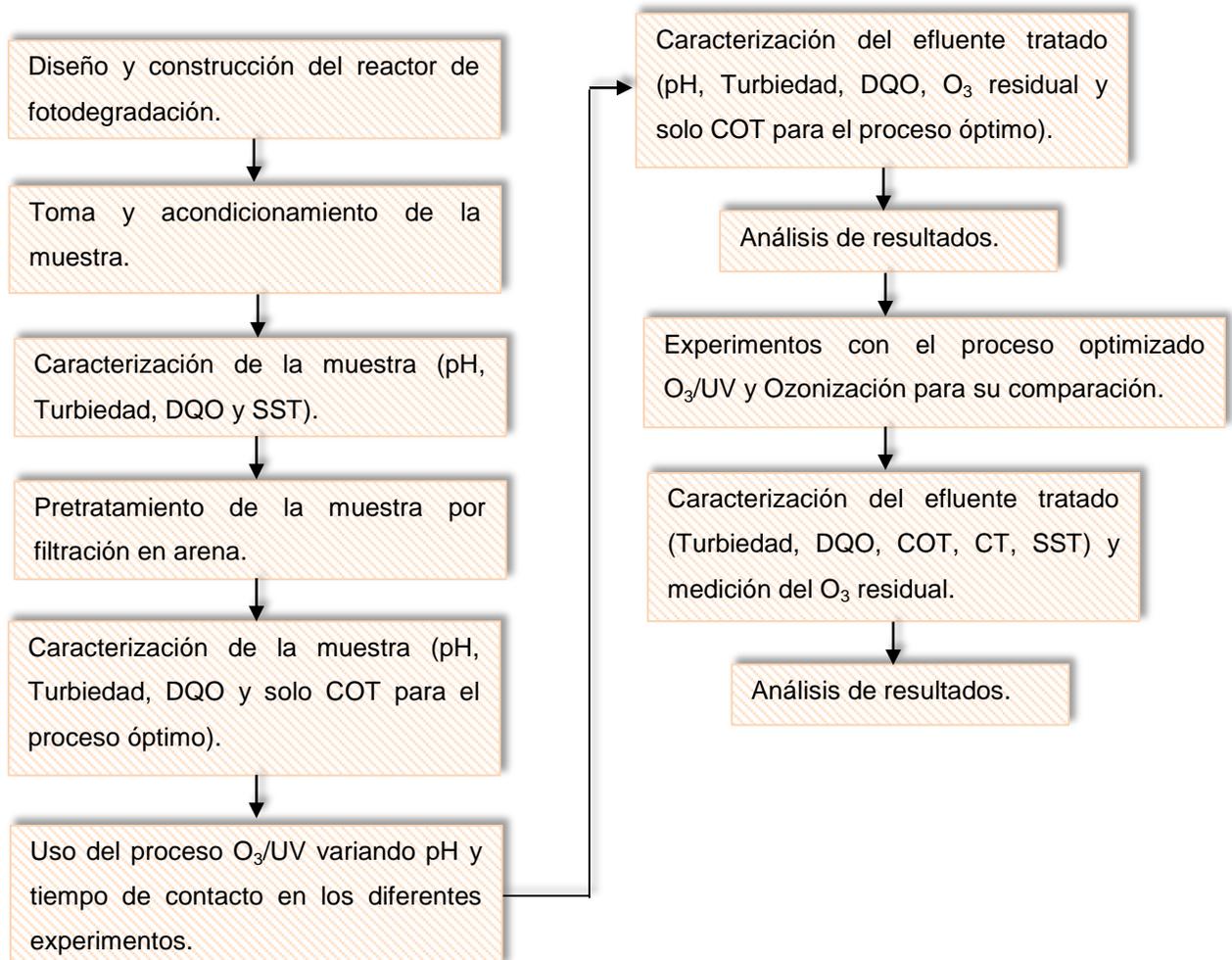


Figura 2. 1 Diagrama del procedimiento experimental.

2.1. Diseño y construcción del reactor

Los experimentos fueron realizados a condiciones ambiente en un reactor de vidrio de 149 cm de largo y 16.5 cm de diámetro interno con una capacidad de 19 L. La Figura 2.2 muestra el montaje experimental que se utilizó en el tratamiento de las aguas residuales industriales. Para el diseño del reactor se tomó en cuenta el radio a la lámpara UV (Beltrán *et al.*, 2006), el difusor, flujo ascendente, trampas de KI (Chin y Bérubé, 2005), las características de la lámpara UV, la estructura geométrica del reactor (Lovato *et al.*, 2011), el tubo Venturi, las respectivas dimensiones (Mandal *et al.*, 2003), la configuración del reactor O_3/UV (Oeller *et al.*, 1997; Steiner, 1987), las características de las trampas de KI (Turhan *et al.*, 2012), la cantidad de válvulas y la altura de la columna (Velan *et al.*, 1992).



Figura 2. 2 Esquema del reactor y estructura de soporte diseñados e instalados.

Fuentes: Beltrán *et al.*, 2006; Chin y Bérubé, 2005; Lovato *et al.*, 2011; Mandal *et al.*, 2003; Oeller *et al.*, 1997; Turhan *et al.*, 2012; Steiner, 1987; Velan *et al.*, 1992.

El montaje incluye dos trampas en serie de yoduro de potasio (KI) para captar eficazmente el O₃ residual en el gas de escape (Chin y Bérubé, 2005), cada una de ellas con 500 mL de solución acidificada de 2-5% de KI para la retención de O₃ no utilizado, en las trampas la solución de yoduro de potasio reacciona con el exceso de O₃ de acuerdo con la siguiente reacción (Turhan *et al.*, 2012):



2.2. Muestreo

Los muestreos se realizaron en la planta de tratamiento Reciclagua Ambiental, S.A. de C.V., la cual se encuentra ubicada en el margen izquierdo del Río Lerma, en el municipio del mismo nombre. La planta consta de un sistema de tratamiento a base de un proceso de lodos activados con difusión de aire, equipos de medición en pruebas de campo y muestreo de aguas residuales, un laboratorio acreditado por la ema, para realizar los análisis relacionados con la calidad del agua y los efluentes industriales.

Sirve a 165 empresas del corredor industrial del Valle de Toluca y del Parque Industrial Lerma, además de industrias que transportan en pipas sus aguas residuales, la planta da tratamiento a 10 millones de metros cúbicos de agua anualmente: 400 L/s.

2.2.1. Toma de muestra

Para la caracterización de la muestra se realizaron los muestreos en base a la norma oficial (NMX-AA-003-1980), en la planta tratadora, en el efluente de los tanques clarificadores secundarios.

2.3.5. Determinación del carbono orgánico total (COT)

Para poder conocer la cantidad de carbono orgánico total en la muestra correspondiente se empleó un kit de baja concentración (0-20 mg/L), empleando un digestor marca HACH modelo DRB200 y un colorímetro HACH modelo DR/890.

2.4. Pretratamiento de la muestra

En esta fase del experimento se llevó a cabo la filtración en lotes de 200 litros de agua residual industrial por muestreo, en un filtro multimedio de arena, grava y antracita, como pretratamiento para la disminución de SST y turbiedad, esto como consecuencia de los resultados de la medición inicial de los SST y para no disminuir la eficiencia del proceso O_3/UV con los altos valores de turbiedad. La filtración se realizó sin modificar las condiciones iniciales de cada muestra a un flujo de 5 L/min, posteriormente se introdujo al reactor.

2.5. Uso del proceso O_3/UV

Todos los experimentos fueron realizados con una generación de O_3 de 0.033 g O_3 /min, un flujo de O_3 de 7.08 L/min y con radiación UV de 254 nm de longitud de onda. El tiempo total de reacción para el proceso O_3/UV fué de 2 hrs, se tomaron muestras de 125 mL para análisis por duplicado durante los siguientes tiempos (Tabla 2.1):

Tabla 2. 1 Tiempos de toma de muestra.

Muestra No.	Tiempo (minutos)	Muestra No.	Tiempo (minutos)
1	0	8	70
2	10	9	80
3	20	10	90
4	30	11	100
5	40	12	110
6	50	13	120
7	60		

2.8.1. Determinación de coliformes totales (CT)

Se determinó la cantidad de coliformes totales en el influente y efluente del reactor de fotodegradación de acuerdo a la norma NMX-AA-102-SCFI-2006, únicamente para las pruebas del proceso óptimo y ozonización.

2.9. Análisis de resultados

Tomando en cuenta los resultados de los experimentos se realizó un análisis estadístico de las pruebas realizadas con la muestra M 3 al 10% y tres pH diferentes, fueron analizados considerando como factor de respuesta la DQO, con el propósito de evaluar el efecto del pH y el tiempo de tratamiento de forma independiente, empleando el software de estadística MINITAB 16. A continuación la Tabla 2.2 presenta número de muestra con el cual se realizaron los experimentos correspondientes.

Tabla 2. 2 Muestras y sus experimentos correspondientes

Muestra	Experimentos
M 1	Caracterización inicial
M 2	Prueba presuntiva 1 a pH 7,, sin dilución
	Prueba presuntiva 2 a pH 7, sin dilución
	Prueba al 10% a pH 7
	Prueba al 30% a pH 7
M 3	Prueba a pH 7 al 10%
	Prueba a pH 8 al 10%
	Prueba a pH 9 al 10%
	Prueba a pH 8 al 10%
	Prueba a pH 8 al 20%
M 4	Prueba a pH 8 al 10%
	Prueba a pH 8 al 10%
	Prueba óptimo O ₃ /UV
	Prueba ozonización

Las condiciones finales del proceso O₃/UV y ozonización, para la degradación del 100% de la materia orgánica en las aguas residuales industriales en cuestión se muestran en la Tabla 2.3.

Tabla 2. 3 Condiciones óptimas para la degradación de la MO medida como DQO de la muestra en cuestión.

	Condiciones óptimas	Resultado
Pretratamiento	Filtración rápida en un lecho multimedio a 5 L/min	
Equipo	Reactor de fotodegradación (19 L)	
Lámpara	UV de 254 nm (29 W)	
Dilución de la muestra	10 %	Degradación de la MO al 100%
pH inicial	8.00	
Flujo de O₃	7.08 L/min	
Producción de O₃	0.033 g O ₃ /min	
Tiempo de tratamiento	60 minutos	

En la Tabla 2.3 se muestran las condiciones óptimas para el proceso O₃/UV y para el proceso de ozonización, se emplearon las mismas condiciones, con excepción de la radiación UV, dado que solo se trabajó con O₃.

III RESULTADOS Y DISCUSIÓN

A continuación se resume la implementación del reactor diseñado, así como las condiciones del sitio donde se realizó el muestreo y los respectivos resultados de la caracterización de la muestra del agua residual industrial. Posteriormente se discuten los resultados obtenidos en los experimentos realizados en el Proceso de Oxidación Avanzado O₃/UV.

3.1. Esquema experimental a nivel laboratorio

El sistema de tratamiento consta de un reactor de fotodegradación por lotes de 149 cm de longitud, con una capacidad de 19 L. En la parte inferior del reactor se cuenta con una entrada por donde se inyecta el O₃, conectada a una interface integrada por medidor de flujo y una válvula de retención a un generador de O₃ PROZONE®, modelo PZ2-4V, el cual cuenta con una generación de O₃ de 0.033 g O₃/min alimentado por aire seco proveniente de un compresor. El sistema de tratamiento tiene una toma de muestras que permite extraer alícuotas a diferentes tiempos.

En el interior del reactor está colocado un tubo de cuarzo con una lámpara UV que opera a una longitud de onda de 254 nm (29 W), a esta longitud de onda, el coeficiente de absorción molar de O₃ es de 3300 M⁻¹cm⁻¹, que es la más alta que resulta en la tasa máxima de fotólisis de O₃ (Ratpukdi *et al.*, 2010), cuenta con una salida en la parte superior conectada a dos trampas de yoduro de potasio (KI) al 5% que permite la retención del O₃ residual de acuerdo a la reacción 2.1. En la Figura 3.1 se muestra el reactor que fué diseñado, construido e instalado para posteriormente realizar el proceso de oxidación avanzada, para la fotodegradación del agua residual industrial mediante el proceso O₃/UV.

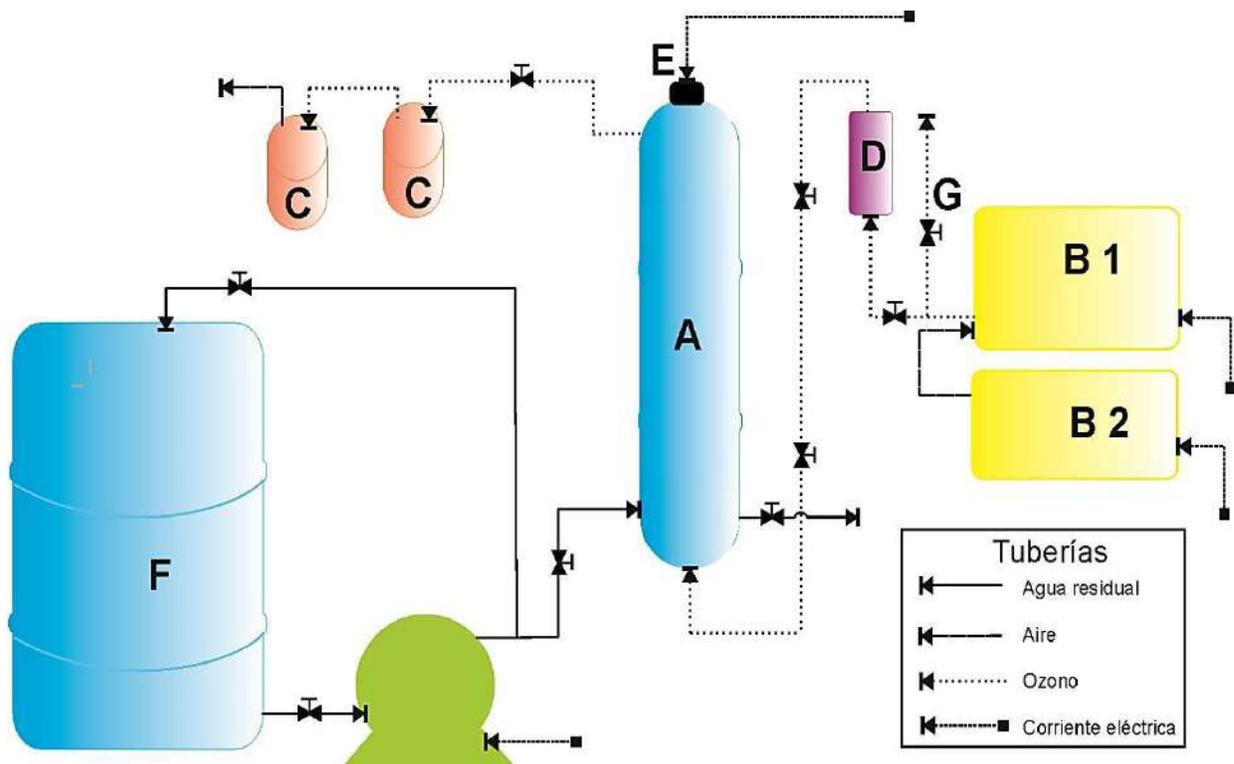


Figura 3. 1 Diseño experimental, donde “A” es el reactor de fotodegradación; “B 1” el generador de O_3 ; “B 2” el compresor; “C” las trampas de KI; “D” el rotámetro que mide el flujo de O_3 ; “E” el balastro de la lámpara UV; “F” el sistema de preparación del efluente y “G” la válvula de seguridad.

3.2. Descripción del sitio de muestreo

Se realizaron cuatro muestreos en la planta tratadora de aguas residuales “Reciclagua Ambiental S.A. de C.V.”, ubicada en el margen izquierdo del Río Lerma, en el municipio del mismo nombre; tomando la muestra de los tanques clarificadores secundarios, antes de la etapa de cloración debido a la posible formación de organoclorados (Figura 3.2).

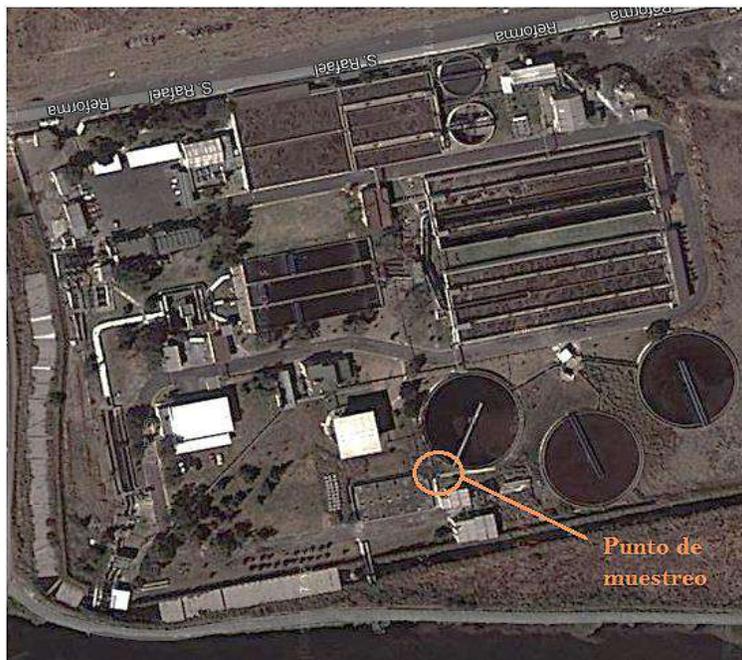


Figura 3. 2 Ubicación del punto de muestreo en la planta de tratamiento de aguas residuales industriales.

Los resultados de las determinaciones se reportan en la Tabla 3.1. Las muestras se nombraron en base a la fecha de muestreo. Se consideraron controles para validar los resultados obtenidos.

Tabla 3. 1 Resultados de las determinaciones.

Muestra	Fecha de muestreo	Temperatura (°C)	pH	Turbiedad (NTU)	DQO (mg/L)	SST (mg/L)
				EPA 180		
M 1	2013/10/17	37.00	7.94	604.00	4107.60	—
M 2	2014/02/17	30.00	7.14	17.20	1137.30	48.00
M 3	2014/05/02	31.00	7.20	13.30	865.00	32.00
M 4	2014/06/23	30.00	7.33	43.60	708.00	113.35

— No se determinó

La Tabla 3.2 resume las condiciones ambientales bajo las cuales se realizaron los muestreos además de las características visuales de las muestras tomadas.

Tabla 3. 2 Condiciones de muestreo.

Muestra	Condiciones Ambientales T(°C)	Apariencia de la muestra	Observaciones
M 1	27.00	Café intenso, presencia de sólidos suspendidos.	Presencia de exceso de filamentosos. Muestra tomada en otoño.
M 2	26.00	Café intenso, presencia de sólidos suspendidos.	Muestra tomada en invierno.
M 3	28.00	Negro, presencia de sólidos suspendidos.	Muestra tomada en primavera.
M 4	24.00	Café intenso, presencia de sólidos suspendidos en exceso.	Muestra tomada en verano.

3.3. Pretratamiento de la muestra

Los resultados de las muestras filtradas se muestran en la Tabla 3.3.

Tabla 3. 3 Resultados del comportamiento de la turbiedad y DQO durante el pretratamiento de las muestras M 1, M 2, M 3 y M 4.

Muestras	Turbiedad (NTU)		Remoción de turbiedad (%)	DQO (mg/L)		Remoción de DQO (%)
	Influyente	Efluente		Influyente	Efluente	
M 1	—	—	—	4107.60	—	—
M 2	17.20	3.71	78.40	1137.30	785.40	30.94
M 3	13.30	7.38	44.51	865.00	800.00	7.50
M 4	43.60	8.82	79.77	708.00	651.36	8.00

— No se determinó

Respecto a la Tabla 3.3, podemos observar que existe una disminución de materia orgánica durante el pretratamiento, demostrado por la DQO cuyos resultados se reflejan en la misma tabla.

El perfil de comportamiento de la DQO indica que cierta fracción del material orgánico dentro de la muestra es retenido por el filtro, por lo que se observa una disminución al igual que en la turbiedad. Tomando estos dos parámetros como referencia se decide optar por la filtración rápida como pretratamiento del proceso O_3/UV .

3.4. Resultados de la demanda química de oxígeno como parámetro para la medición de la degradabilidad de la materia orgánica

Como se mencionó anteriormente, la DQO es un parámetro que caracteriza la degradabilidad del sistema de tratamiento. Para tener una estimación de la degradabilidad de la MO medida como DQO se realizaron dos pruebas presuntivas a pH 7, sin dilución de la muestra M 2, los resultados se observan en la Figura 3.3 y en tablas que se encuentran en el Anexo A de este trabajo.

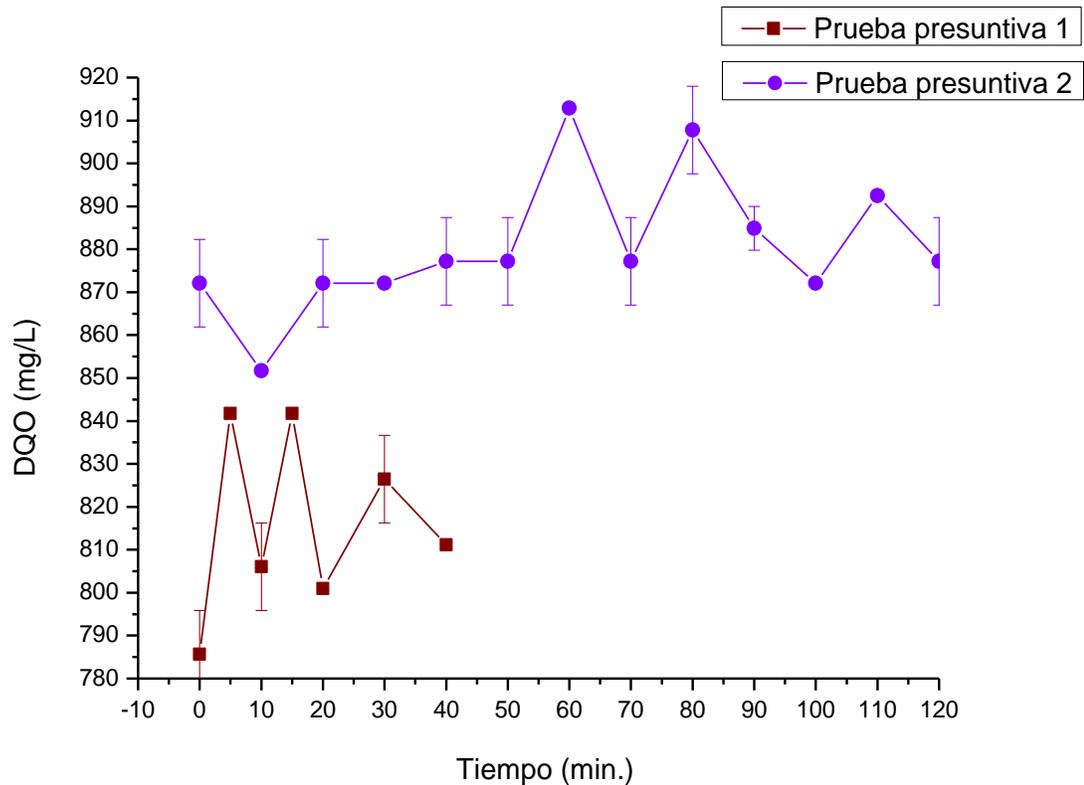


Figura 3. 3 Perfil de comportamiento de la DQO en las pruebas presuntivas de la muestra M 2.

Como se puede apreciar en la Figura 3.3 el comportamiento de la DQO es variable durante estos tiempos de muestreo en la prueba presuntiva 1, por consecuencia se decidió realizar una prueba presuntiva 2 con un rango de tiempo de tratamiento de 120 minutos, con un muestreo cada 10 minutos, para determinar la eficiencia de tratamiento. Como se puede observar, el comportamiento de la DQO en la prueba presuntiva 2, continúa sin tendencia, especialmente al inicio, de un tiempo de reacción de 50 minutos, se puede apreciar una mayor inestabilidad debida a la baja variación del pH y una mayor descomposición del O_3 , también se aprecia una disminución a los 10 minutos de tratamiento, reduciendo un 2.34% de la DQO inicial. De tal manera se decidió realizar las pruebas con diluciones del 10 y 30%, a pH 7 y con la muestra M 2 debido a que las pruebas presuntivas mostraron una baja

eficiencia del 2.34% de degradación de la MO debido a la alta carga de turbiedad en la muestra, estos resultados se observan en la Figura 3.4.

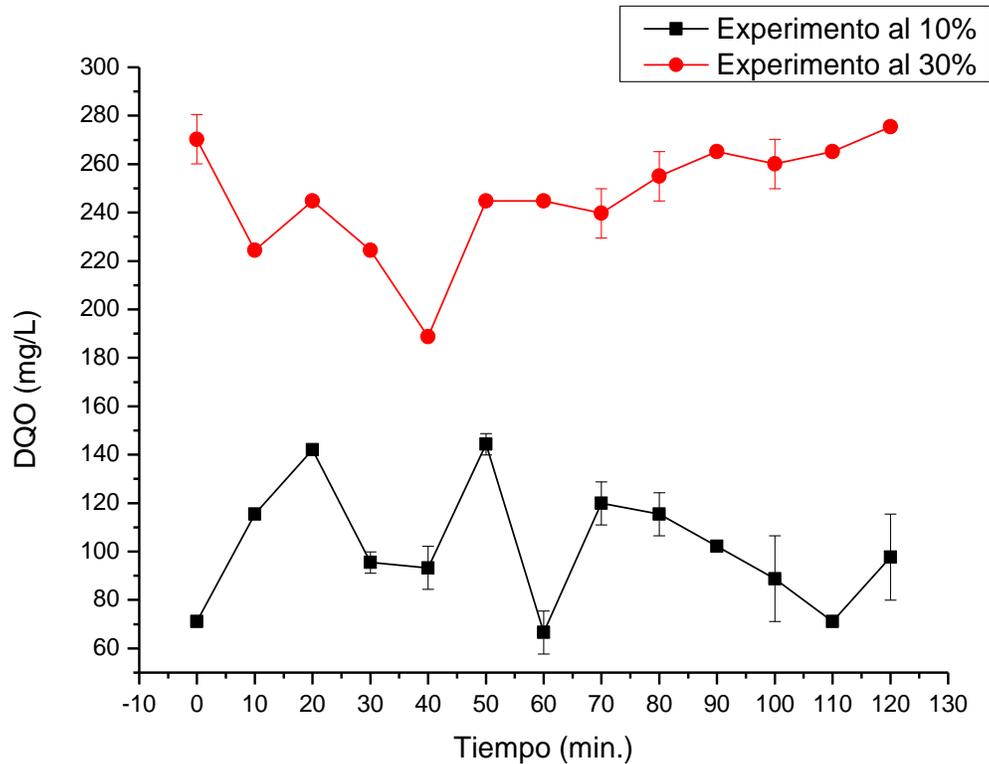


Figura 3. 4 Resultados de la DQO de las pruebas realizadas con dilución al 10 y 30% de la muestra M 2.

Como lo refleja la Figura 3.4, la dilución al 30% indicó mejores resultados que la muestra concentrada, ya que se tiene una disminución de aproximadamente el 30 % de la DQO, en el minuto 40 a un pH estable de 7.73, lo que comprueba el efecto de la turbiedad en la eficiencia del proceso, en lo que respecta a la prueba al 10% se puede percibir una disminución de la DQO a los 60 minutos de tratamiento, debido a esto se decide implementar experimentos con diluciones al 10% para verificar si hay un mayor grado de degradabilidad de la MO medida como DQO. Los resultados de estas pruebas realizadas con la muestra M 3 y a pH 7, 8 y 9 se presentan en la Figura 3.5.

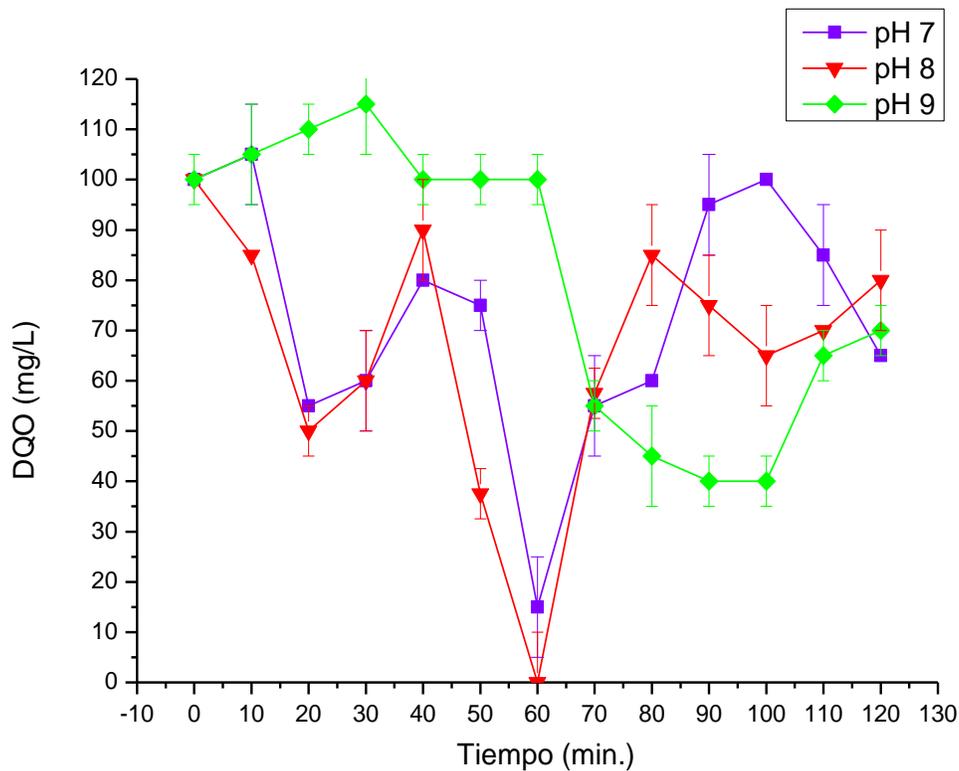


Figura 3. 5 Perfil de comportamiento de la DQO en las pruebas realizadas con la muestra M 3, a una dilución al 10% a diferentes pH.

Cabe destacar que dentro de los resultados obtenidos de las pruebas realizadas para la degradación de la materia orgánica (MO), se encontró el mejor tiempo y pH para una degradación del 100% de la DQO, este resultado se observa en la Figura 3.5, donde los parámetros son un pH de 8, a 60 minutos de tratamiento en una dilución al 10%. El comportamiento de la DQO apartir del minuto 70 al 120 de tratamiento se debe a la formación de subproductos del proceso, como los compuestos de carbonilo, ácidos carboxílicos y ceto-ácidos, los cuales tienen una DQO variable, ésta formación se debe a varios factores como la alcalinidad (Papageorgiou *et al.*, 2014; Ntampou *et al.*, 2006).

Debido a esto se procede con la realización de los experimentos mostrados por la Figura 3.6 a un pH de 8 y diferentes tiempos de tratamiento, empleando la muestra M 3 y M 4.

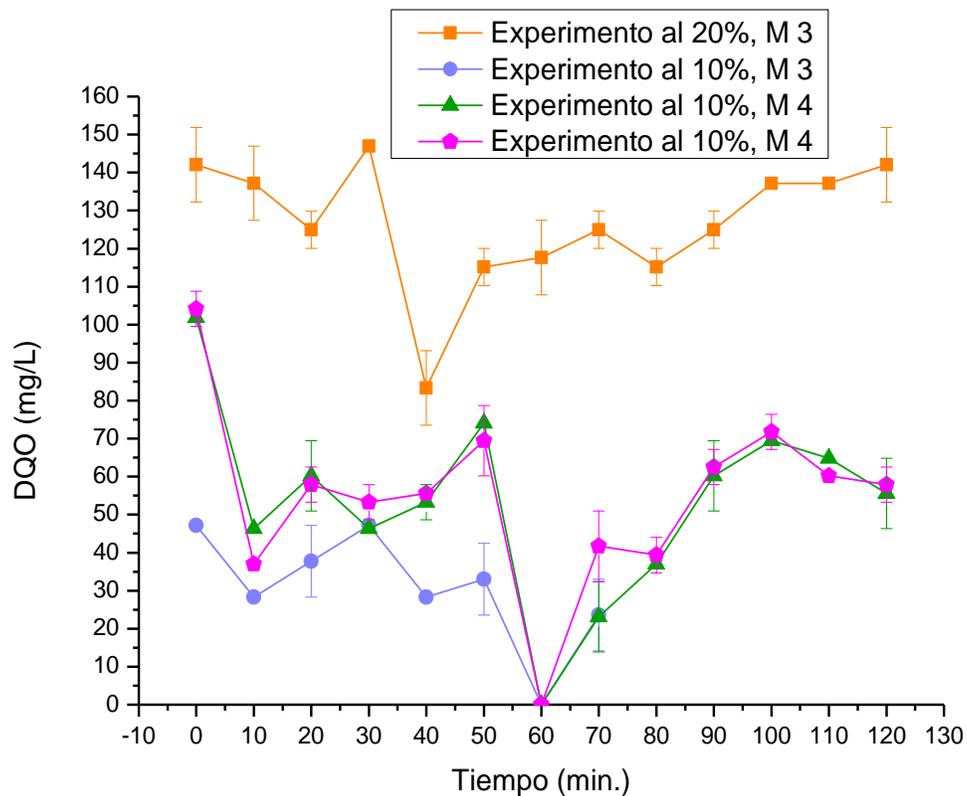


Figura 3. 6 Perfil de comportamiento de la DQO en las pruebas realizadas a pH 8.

En la Figura 3.6 se presentan los resultados de una prueba realizada a una dilución al 20% y se verificó que se necesitaba una dilución menor, debido a que entre menor sea la dilución, menor será la turbiedad del agua y habrá más paso de radiación UV además de que la carga contaminante disminuye. Al minuto 60 se observa una disminución de la DQO hasta llegar a su completa eliminación y posteriormente se inicia una formación de compuestos causantes del aumento de la DQO (Papageorgiou *et al.*, 2014), de tal manera se procede a la realización de la experimentación del proceso óptimo de degradación (las condiciones óptimas de tratamiento se encuentran en la Tabla 2.3 de la pag. 54), así como el proceso de ozonización solo hasta el minuto 60 para verificar la eficiencia del proceso O_3/UV , cuyos resultados se muestran en la Figura 3.7.

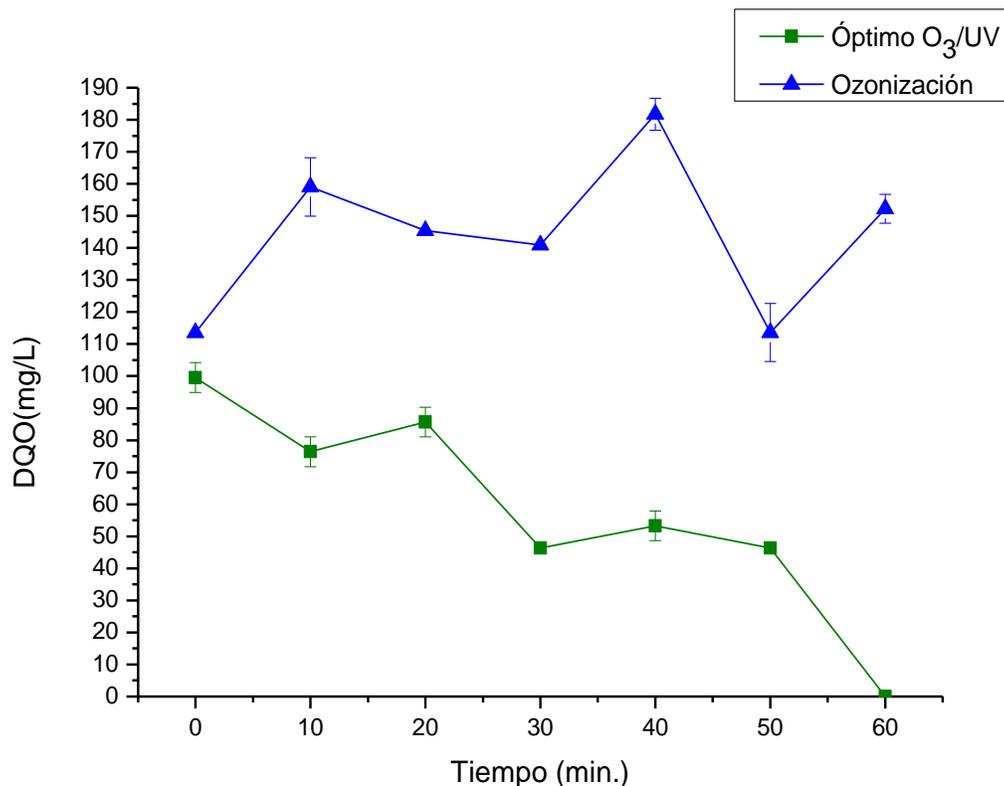


Figura 3. 7 Perfil de comportamiento de la DQO en las pruebas del proceso óptimo O₃/UV y ozonización, realizadas con la muestra M 4, a una dilución al 10% a pH 8.

En la Figura 3.7 se observa que la ozonización en comparación con el proceso O₃/UV, es ineficiente en la degradación de la MO expresada como DQO, dado que solo propicia la formación de compuestos que acrecientan éste parámetro, así como cambios en la composición del agua residual industrial (Papageorgiou *et al.*, 2014), caso contrario ocurre en el proceso O₃/UV que lleva a la MO a su completa degradación al minuto 60, destacando la radiación UV que ayuda a la formación de radicales hidroxilo y a la degradación de MO, así como a la desinfección del agua (Ntampou *et al.*, 2006). De la misma forma se observa inestabilidad en las concentraciones de DQO a lo largo del tratamiento de O₃/UV; un comportamiento similar lo presenta la turbiedad, este perfil en ambos parámetros es debido a la

aparición y formación de compuestos carbonílicos como subproductos del proceso en estudio (Papageorgiou *et al.*, 2014).

Los compuestos carbonílicos, ácidos carboxílicos y ceto-ácidos se forman durante la ozonización de agua como subproductos de la reacción entre el O₃ y la MO. Los compuestos de carbonilo junto con ácidos carboxílicos representan alrededor del 30% de subproductos de la ozonización. Aunque el mecanismo exacto de su formación no está claramente definido, se ha establecido informado que el O₃ escinde las moléculas orgánicas más grandes en otras más pequeñas, reacciona con compuestos alifáticos insaturados o grupos aromáticos de la MO para producir compuestos carbonílicos. Su formación depende de varios factores, tales como la dosificación de O₃, pH, temperatura, alcalinidad del agua y sobre todo de la concentración y química de la MO, un ejemplo de compuestos carbonílicos formados son el formaldehído, acetaldehído, glioxal y metil glioxal siendo los compuestos dominantes (Papageorgiou *et al.*, 2014; Ntampou *et al.*, 2006; Zimmermann *et al.*, 2011).

3.5. Resultados de la turbiedad

Los resultados respecto a la turbiedad, para tener una estimación de la degradabilidad de la MO durante las pruebas presuntivas a pH 7 y sin dilución de la muestra M 2, se observan en la Figura 3.8.

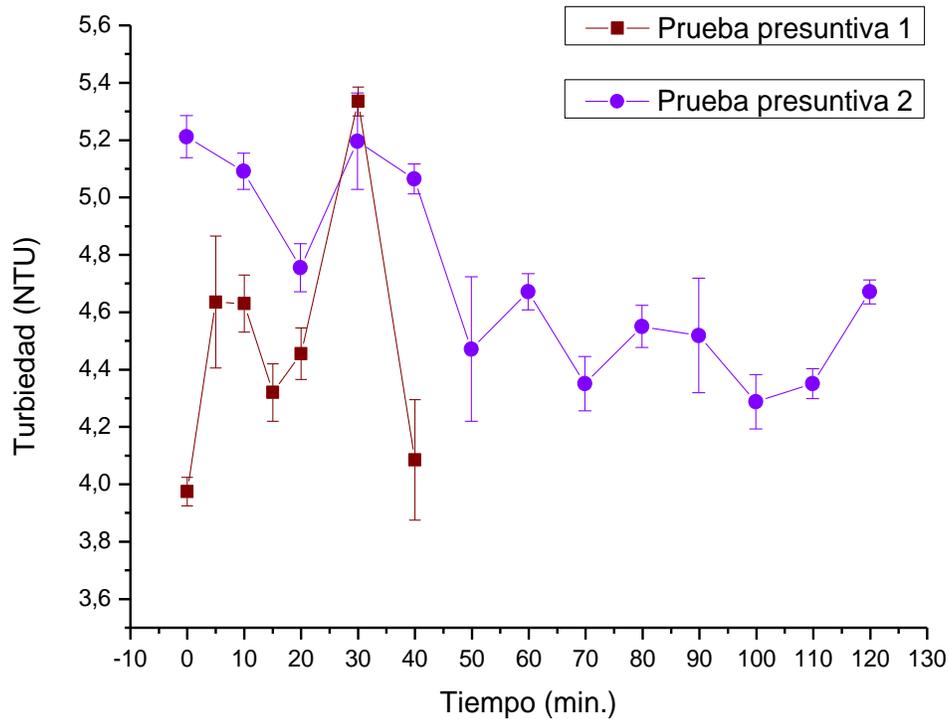


Figura 3. 8 Comportamiento de la turbiedad en las pruebas presuntivas a pH 7, sin dilución de la muestra M 2.

Como se puede apreciar, el comportamiento de la turbiedad es variable durante este tiempo, una causa de ello puede ser la turbiedad característica de los componentes carbonílicos formados durante los diferentes tiempos de tratamiento (Papageorgiou *et al.*, 2014), y tomando en cuenta la baja eficiencia de degradación al emplear la muestra sin dilución debido a su alta turbiedad y concentración de MO, se realizaron pruebas con un rango de tiempo de 120 minutos, con muestreo cada 10 minutos y diluciones de la muestra al 10 y 30%, para determinar la turbiedad más baja. Los resultados se muestran en la Figura 3.9.

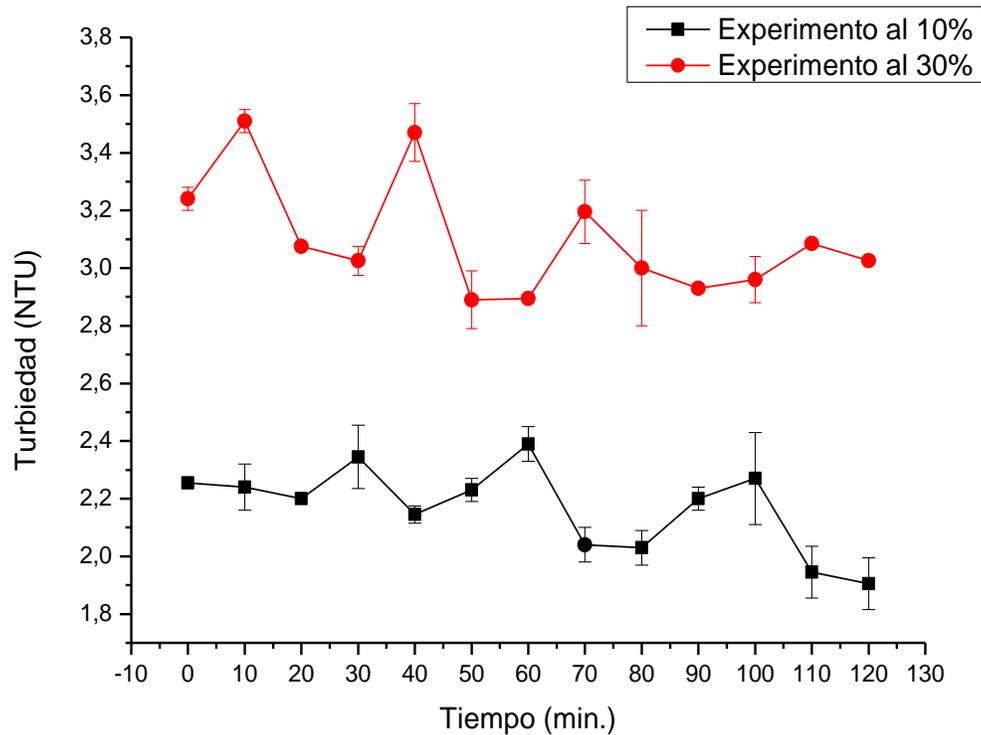


Figura 3. 9 Perfil de comportamiento de la turbiedad, de las pruebas realizadas con la muestra M 2, con dilución al 10 y 30%, a pH 7.

En este caso la turbiedad no tiene un comportamiento uniforme, de tal manera se tienen los valores más bajos de 2.89 NTU al minuto 50 y 60 en el experimento con dilución al 30%, sin embargo en la prueba con dilución al 10% se observa que la turbiedad más baja es de 1.90 NTU a 120 minutos de tratamiento, teniendo una remoción del 15% de ésta.

A continuación en la Figura 3.10 se presentan los resultados de la turbiedad de las pruebas realizadas con la muestra M 3 a pH 7, 8 y 9, trabajando con una dilución al 10% y 120 minutos de tratamiento.

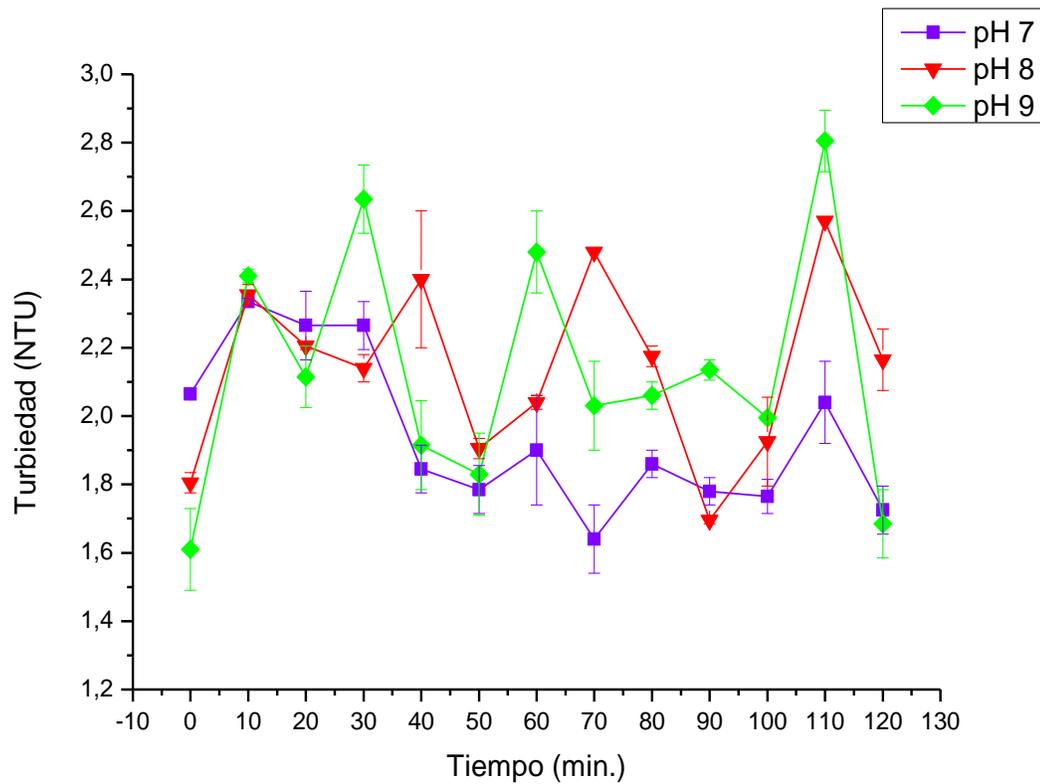


Figura 3. 10 Turbiedad en las pruebas realizadas con la muestra M 3, a una dilución al 10% a diferentes pH iniciales.

Debido a lo que se observa en la Figura 3.10 y aunque la turbiedad más baja se dió a pH 7 al minuto 60 de tratamiento, se optó realizar el resto de los experimentos a pH 8 por tener un mayor grado de degradación de la MO, que fué el objetivo principal de ésta investigación. De tal manera se procedió con los experimentos mostrados por la Figura 3.11 llevado a cabo con un pH de 8 a diferentes tiempos de tratamiento, empleando la muestra M 3 y M 4.

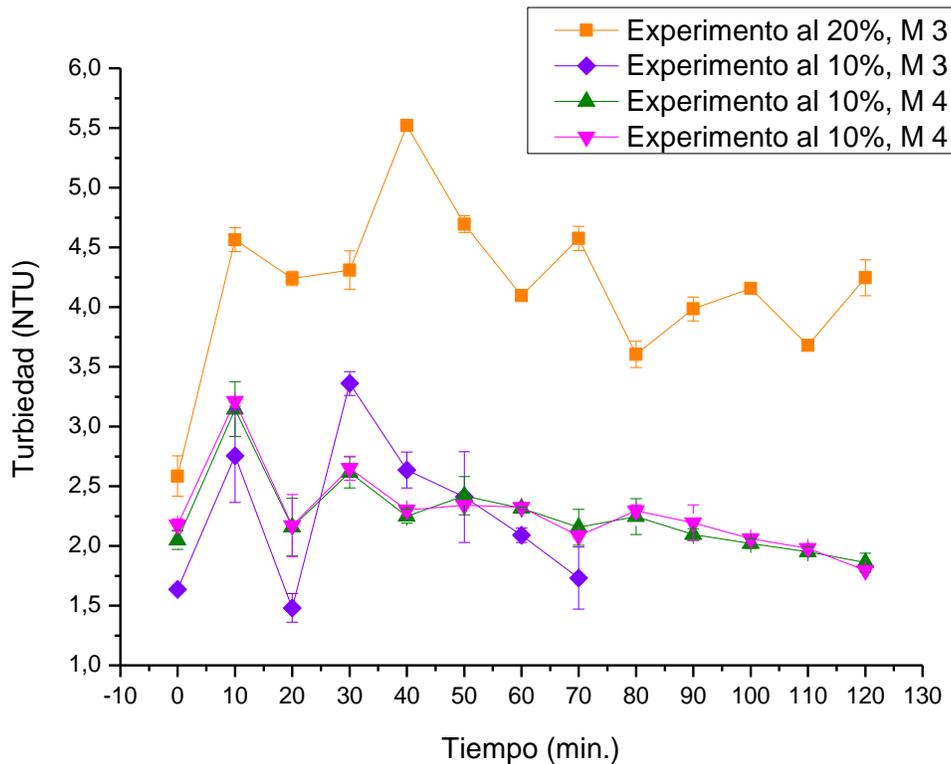


Figura 3. 11 Turbiedad en las pruebas realizadas a pH 8.

En esta Figura 3.11 se observa que la turbiedad tiende a disminuir en las pruebas a una dilución al 10% en comparación con las pruebas anteriores de 20%, dado que su concentración de MO es menor que la dilución al 20% o 30%. Ésta dilución al 10% tiene una menor turbiedad, la cual esta relacionada con la eficiencia de degradación de MO debido a una mayor o menor transmitancia de radiación UV, para verificar la eficiencia de la radiación UV se comparan los perfiles de turbiedad del proceso óptimo y la ozonización, ésta última no cuenta con radiación UV, la Figura 3.12 nos revela el comportamiento de ámbos procesos.

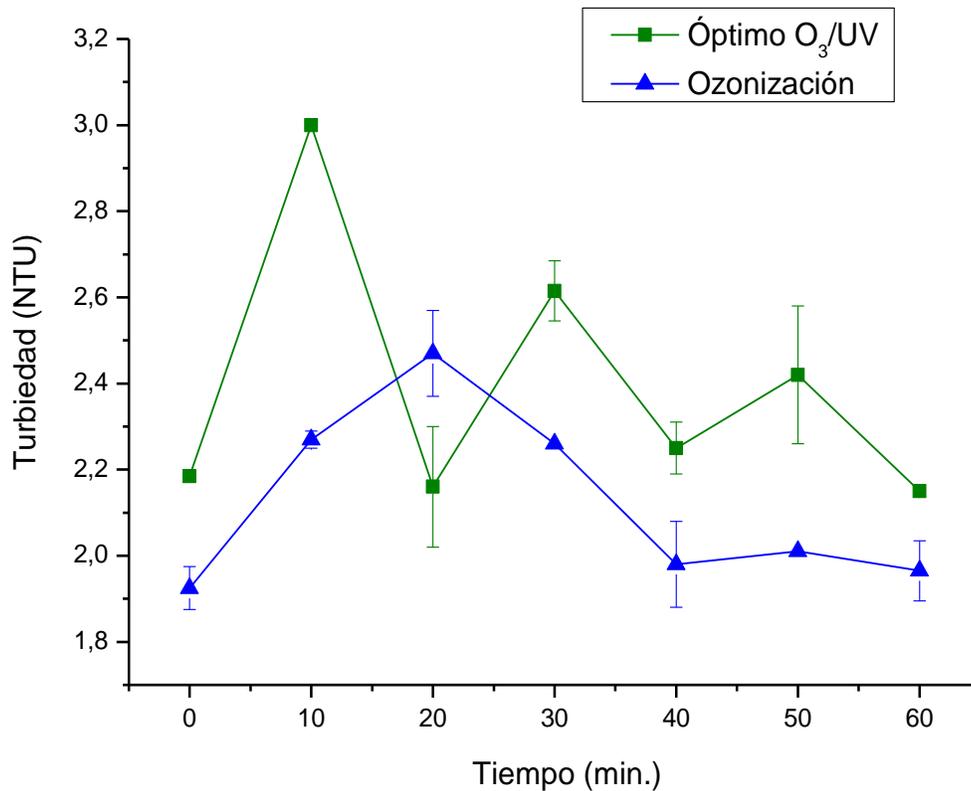


Figura 3. 12 Comportamiento de la turbiedad en las pruebas del proceso óptimo O₃/UV y ozonización, realizadas con la muestra M 4, a una dilución al 10% a pH de 8.

La eliminación de la turbiedad fué indispensable, debido a los problemas ecológicos que ésta pudo ocasionar en el medio acuático y el efecto inhibitor al tratamiento, en el cual la turbiedad al minuto 60 fué de 2.15 NTU en el proceso O₃/UV y de 1.96 NTU en la ozonización (Cánepa, 2004).

3.6. Resultados del pH

Para determinar el efecto que se tuvo en el pH durante el proceso, se monitoreó cada diez minutos desde 0 hasta 120 minutos durante el tratamiento de degradación. Se puede observar en la Figura 3.13 la variación del pH al paso del tiempo de tratamiento, dependiendo de las pruebas, se muestran las tablas de resultados en el Anexo A, incluyendo la de las pruebas presuntivas y los experimentos con diluciones.

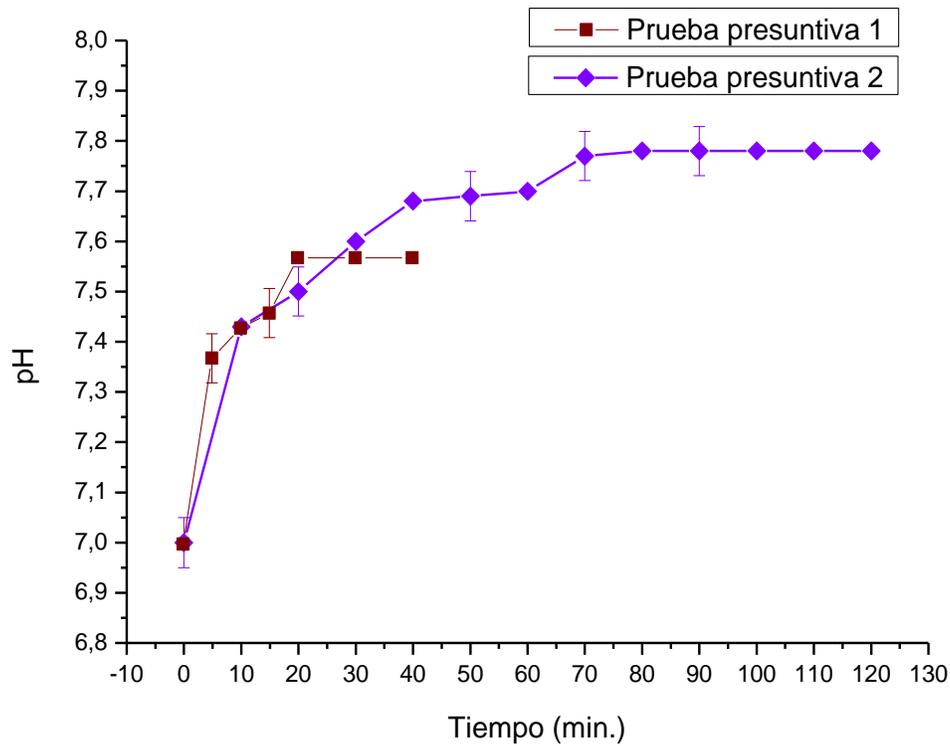


Figura 3. 13 Comportamiento del pH en las pruebas presuntivas a un pH de 7.

Es importante observar en la Figura 3.13 y en la Figura 3.14 que existe un efecto de estabilización debido al aumento de iones HO^- , el pH se estabiliza a los 20 minutos de reacción en la prueba presuntiva 1. En la prueba presuntiva 2, se muestra una estabilización del pH al inicio del minuto 70 y 80, por tal motivo se decidió realizar pruebas con diluciones al 10 y 30%, para observar si el comportamiento del pH es el mismo. Los resultados se muestran en la Figura 3.14.

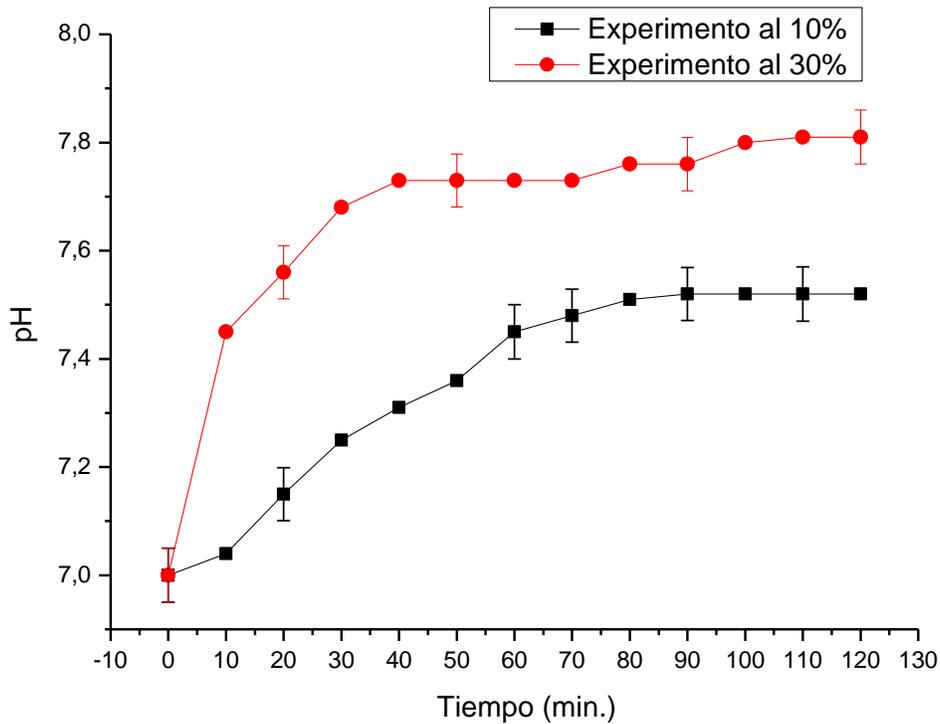


Figura 3. 14 Comportamiento del pH en las pruebas realizadas con la muestra M 2, con dilución al 10 y 30%, pH de 7 y 120 minutos de tratamiento.

En esta figura se aprecia un comportamiento similar a las pruebas anteriores de la Figura 3.13, con una estabilización en el minuto 40 para la prueba al 30%, aun que varia nuevamente en el minuto 80 debido al aumento de la concentración de O_3 y por lo tanto la formación de subproductos. Del mismo modo se procedió a la realización de pruebas con dilución al 10% para asegurar un comportamiento similar, en dichos resultados se observa que el pH se estabiliza al minuto 90, por lo que se puede decir que su comportamiento es similar y de forma creciente, así como el porcentaje de degradación de DQO mostrado en la Figura 3.4 es mayor en la dilución al 10% en comparación a la dilución al 30%.

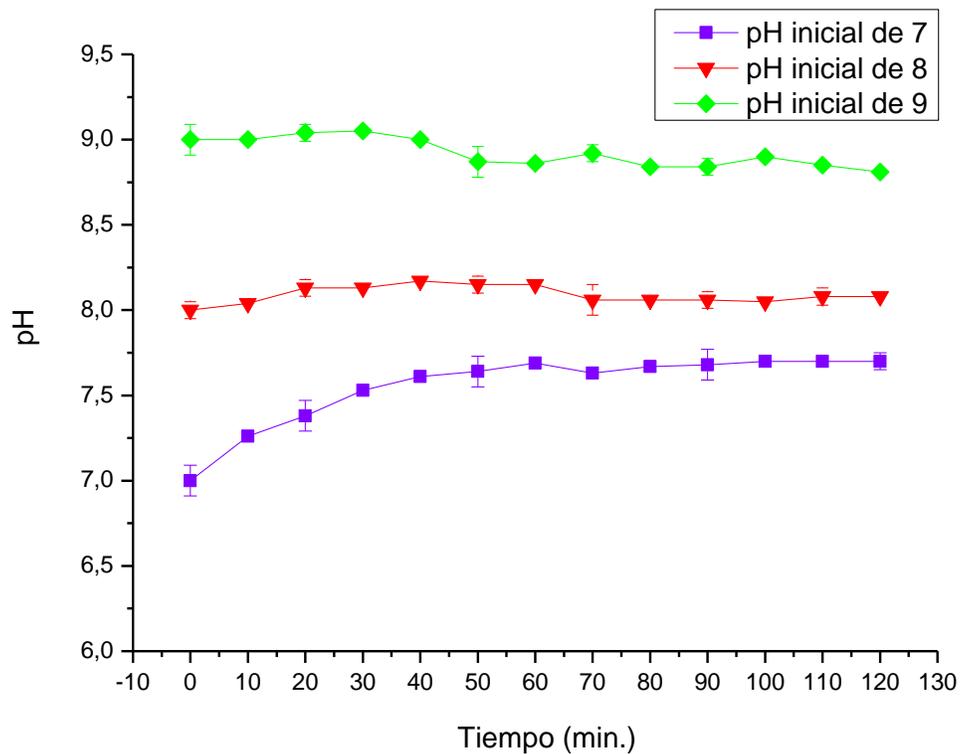


Figura 3. 15 Comportamiento de pH en las pruebas realizadas con la muestra M 3, a una dilución al 10% a diferentes pH iniciales.

Como se observa en la Figura 3.15 el pH tuvo un comportamiento de acuerdo al pH inicial de trabajo, dado que cambió a través del tiempo de tratamiento, éste aumentó cuando se trabajó a pH inicial de 7, sin embargo disminuye en las pruebas con pH inicial de 9, para el caso del pH 8 tiene menos cambios durante el tiempo de tratamiento y en la acumulación de productos finales del proceso O_3/UV de la muestra estudiada, destacando que en pH 8 se obtuvieron los mejores resultados de degradación de la MO medida como DQO y una turbiedad considerable para no afectar el medio donde es vertido el efluente, por lo tanto se realizan las pruebas que muestra la Figura 3.16.

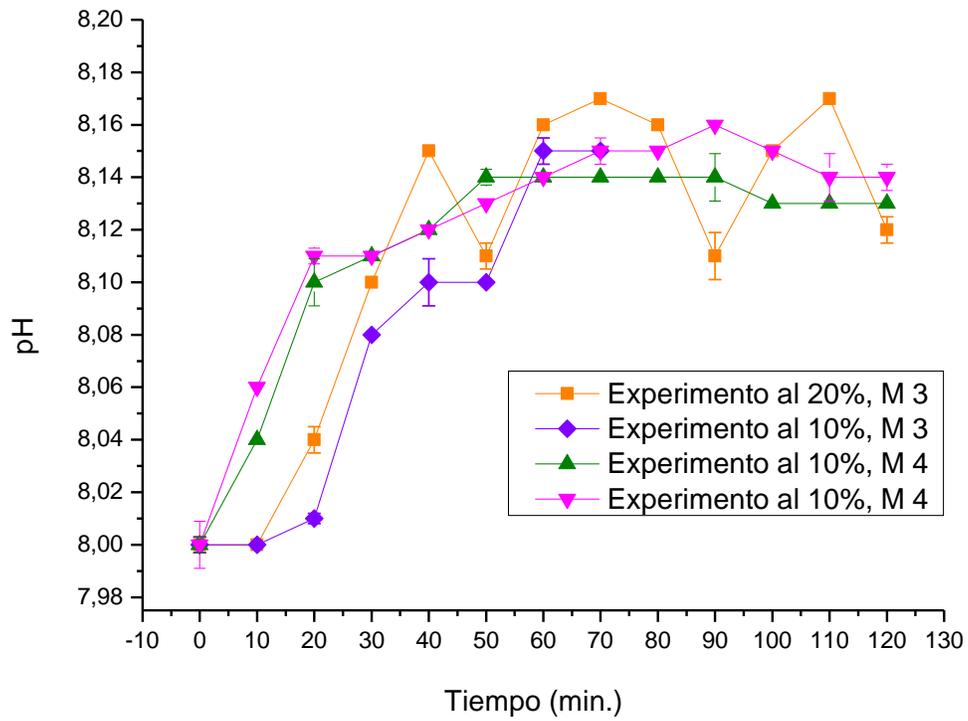


Figura 3. 16 Comportamiento del pH en las pruebas realizadas a pH de 8.

En la Figura 3.16 se observa que el pH tiende a comportarse de una manera similar de forma creciente hasta llegar a una posible estabilización, a continuación se observa en la Figura 3.17 el comportamiento del pH en las pruebas del proceso óptimo de éste tratamiento.

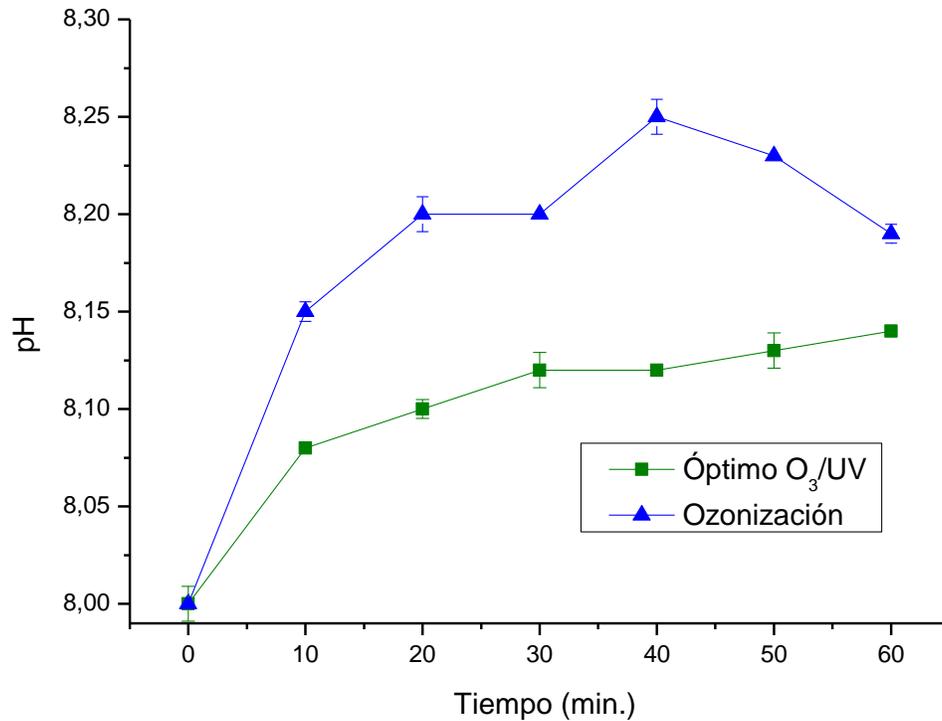


Figura 3. 17 Perfil de comportamiento del pH en las pruebas del proceso óptimo O₃/UV y ozonización, realizadas con la muestra M 4, a una dilución al 10%.

La Figura 3.17 ejemplifica claramente como el pH tiene un incremento similar en el proceso óptimo O₃/UV, un suceso similar ocurre con la ozonización, solo que en este caso el aumento del pH está por arriba del pH del proceso óptimo, por consiguiente es un beneficio que no varíe en más de 0.14 unidades el pH en el proceso O₃/UV, pues éste es uno de los parámetros más importantes en la degradación de la materia orgánica de la muestra tratada.

3.7. Resultados de la medición de O₃ residual

Los resultados de las pruebas presuntivas se observan en la Figura 3.18, en la cual se muestran los resultados de dos de los intervalos de concentración denominados como "A" para 0.01 - 0.1 mg O₃/L y "B" para 0.05 - 0.5 mg O₃/L.

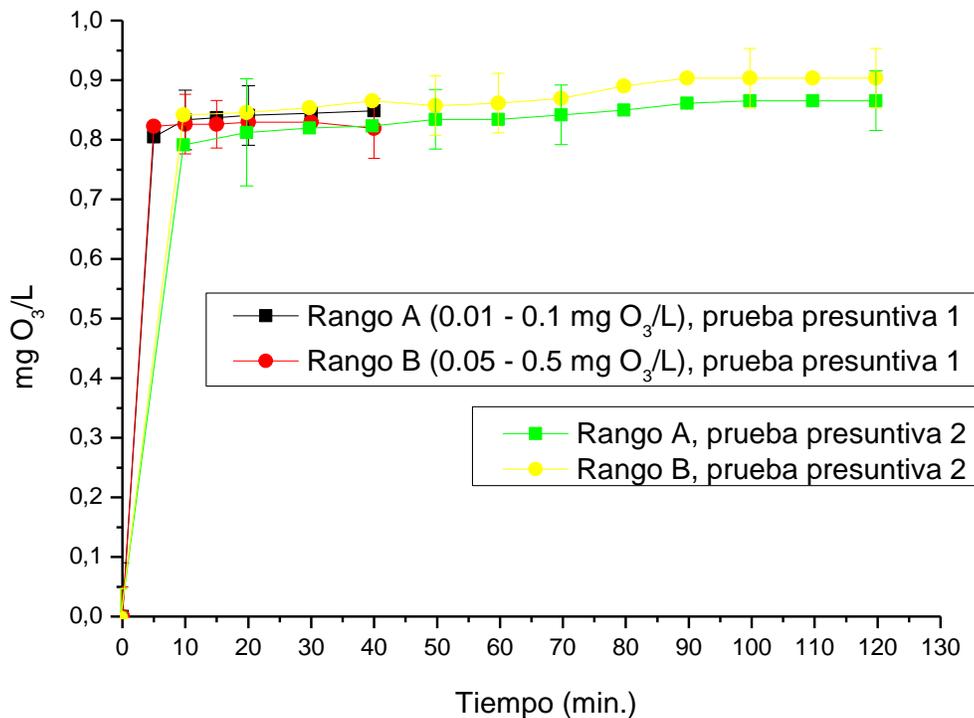


Figura 3. 18 Perfil de comportamiento del O₃ residual en las pruebas presuntivas.

La Figura 3.18 proporciona un claro resumen del efecto del O₃ en la oxidación del potasio índigo trisulfonato. En dicha figura se observa el aumento de O₃ residual de tal manera que al llegar al minuto 90 de tratamiento se empieza a estabilizar. La concentración de O₃ residual al igual que el pH llegan al mismo tiempo a la estabilización (Ver Figura 3.13), por lo tanto el O₃ necesita de estas condiciones para poder reaccionar con la muestra, pues no reacciona totalmente desde el inicio del proceso.

Como se observa en la Figura 3.19, el comportamiento del O₃ residual es el mismo al paso del tiempo, la mayor concentración medida no supera 1.0 mg O₃/L dado que es de 0.91 mg O₃/L, por lo tanto se opta por medir únicamente el O₃ residual de las pruebas finales empleando el rango de concentración "B".

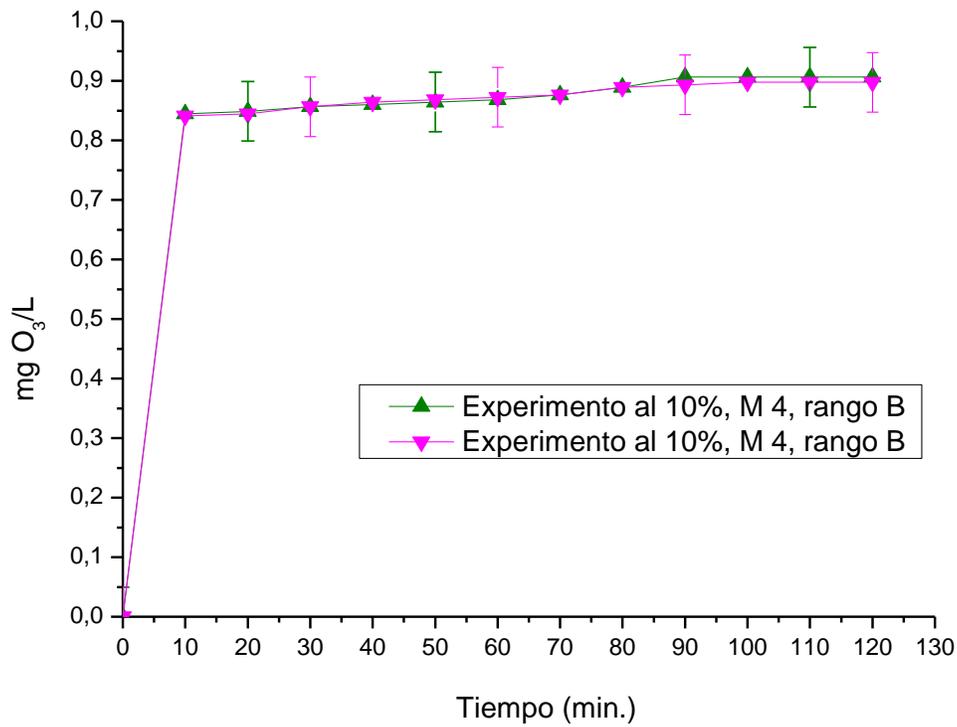


Figura 3. 19 Comportamiento del O_3 residual en las pruebas realizadas a pH de 8.

La Figura 3.19 demuestra el mismo comportamiento del O_3 residual a lo largo del tratamiento en ambos experimentos, sin demostrar una considerable variación, de manera similar se observa la misma tendencia en el proceso óptimo representado por la Figura 3.20.

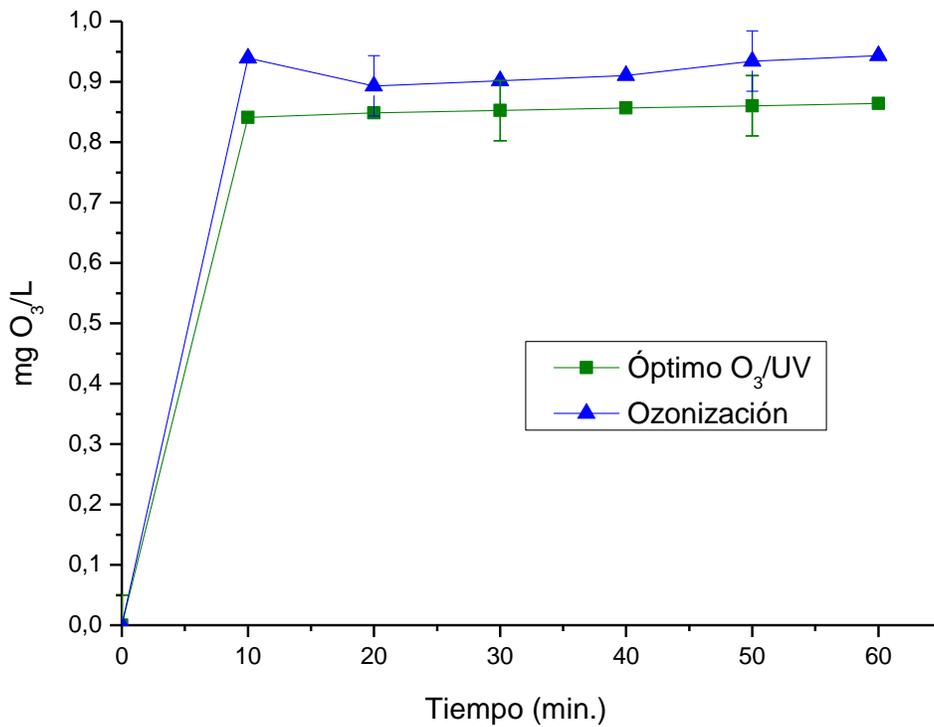


Figura 3. 20 Comportamiento del O₃ residual en las pruebas del proceso óptimo O₃/UV y ozonización, realizadas con la muestra M 4, a una dilución al 10% a pH de 8.

La Figura 3.20 demuestra claramente que el proceso óptimo O₃/UV llega a mantenerse constante al paso del tiempo, lo que indica una interacción con la materia orgánica en el medio para su correspondiente degradación, al comparar este perfil con el de ozonización, se observa que el O₃ residual tiene un comportamiento creciente, consecuencia de la disminución de las reacciones con la materia orgánica. De acuerdo a lo anterior se puede establecer que la radiación UV en el proceso O₃/UV incrementa las reacciones con la MO en el agua residual industrial.

3.8. COT

Se caracterizó la muestra tratada proveniente del proceso óptimo O₃/UV y de la ozonización, teniendo como resultados los mostrados por las siguientes figuras y por la Tabla 3.4. Éstos datos fueron obtenidos de experimentos realizados en las condiciones óptimas de la Tabla 3.4 para ambos procesos (O₃/UV y ozonización).

Iniciando por el comportamiento que tuvo el COT durante el tratamiento en general indicado por la Figura 3.21.

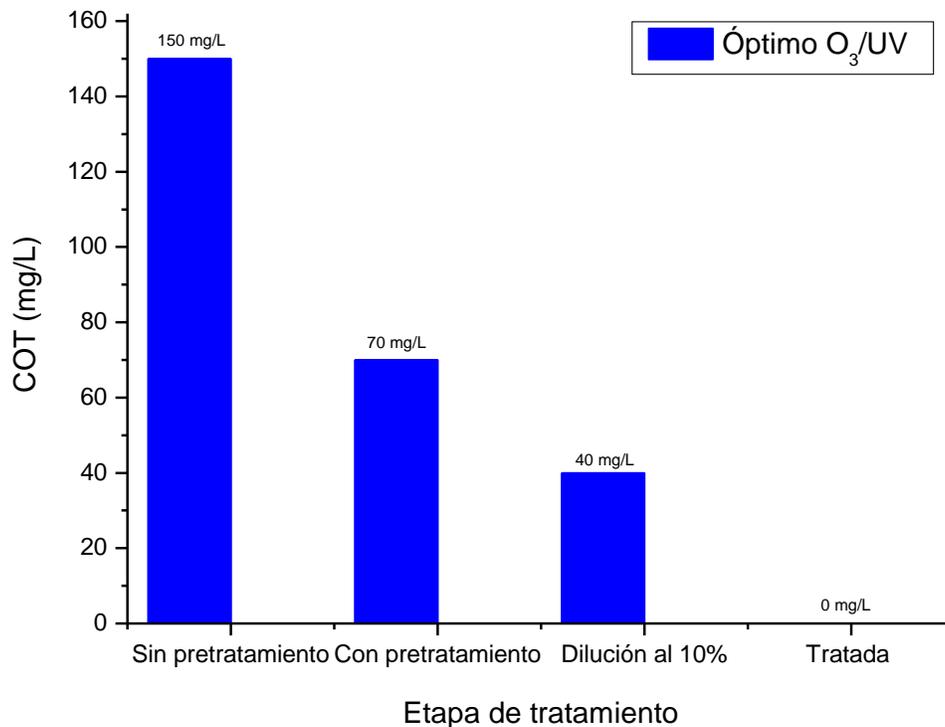


Figura 3. 21 Comportamiento del COT en las diferentes etapas del tratamiento, empleando la muestra M 4.

Como se observa en la Figura 3.21 el COT tuvo una disminución gradual al pasar por las diferentes etapas del tratamiento hasta llegar a su completa eliminación por el proceso O₃/UV.

Al realizar la comparación entre el proceso óptimo O₃/UV contra el de ozonización se aprecia que es más eficiente el proceso O₃/UV para la degradación de la MO en aguas residuales industriales que el de ozonización, esto lo observamos en la Tabla 3.4.

Tabla 3. 4 Efecto de los procesos óptimos O₃/UV y ozonización en el COT, Coliformes Totales, DQO, Turbiedad, O₃ y SST del agua residual industrial.

Parámetro	Óptimo O ₃ /UV			Óptimo ozonización		
	Influyente (D. 10%)	Efluente (Tratado)	% De remoción	Influyente (D. 10%)	Efluente (Tratado)	% De remoción
COT (mg/L)	40.00	0.00	100	40.00	30.00	25
Coliformes Totales (UFC/100 mL)	2.0909x10 ⁶	6.1x10 ⁴	97.08	2.0909x10 ⁶	4.678x10 ⁵	77.63
DQO (mg/L)	99.55	0.00	100	113.60	152.20	Aumento 34%
Turbiedad (NTU)	2.18	2.15	1.60	1.92	1.96	Aumento 2.08%
O ₃ (mg O ₃ /L)	0.00	0.86	-	0.00	0.93	-
SST (mg/L)	12.00	1.09	91	12.00	2.68	77.70

— No se determinó

La Tabla 3.4 nos muestra los valores y las eficiencias de ambos procesos al remover los diferentes parámetros por los cuales se caracterizó el efluente tratado.

De manera general, de acuerdo a la experimentación y a lo que exhibe la Tabla 3.4, empleando las condiciones óptimas del proceso O₃/UV se establece que el COT disminuye hasta llegar al 100% de su eliminación, de igual manera hay un 97.08% de remoción de Coliformes Totales con el tratamiento O₃/UV, un valor inferior en comparación a los resultados de ozonización, respecto a la MO se llega a degradar el 100% de ésta medida como DQO, el cual fué el objetivo principal de esta investigación.

Por otro lado, la turbiedad no tuvo una disminución gradual en el proceso O₃/UV dado que pasó de 2.18 a 2.15 NTU, de ésta manera al ser vertido el efluente no

causará daños al medio, en el caso del O₃ existe un efecto debido a la presencia de radiación UV provocando su mayor reacción con la materia inmersa en la muestra, provocando su degradación y la correspondiente desinfección, por consecuencia una generación menor de O₃ residual. De acuerdo a los SST, éstos demuestran una considerable disminución del 91%.

En el caso de la Ozonización, se aprecia una mínima disminución en el COT en comparación al proceso O₃/UV, pues solo se disminuyó un 25% del COT inicial. Con respecto a los Coliformes Totales, se tuvo una considerable disminución del 77.63%, sin embargo todavía es necesaria una desinfección posterior, para la DQO se tuvo un aumento del 34% en comparación al valor inicial debido a la formación de compuestos carbonílicos causantes de la variación de DQO (Papageorgiou *et al.*, 2014), lo que demuestra que la ozonización no es tratamiento adecuado para degradar la materia orgánica de la muestra en cuestión. En el caso de la turbiedad se observó un aumento del 2.08% consecuencia del incremento de la DQO en este tratamiento, de la misma manera para el O₃ residual se tiene un incremento, lo que demuestra la baja interacción con la MO y como consecuencia un menor porcentaje de degradación de ésta, respecto a la eliminación de SST, solo se removió el 77.66%. De manera general al observar el comportamiento de los parámetros anteriores se concluye que el proceso O₃/UV es más eficiente que la ozonización para la degradación de la MO del agua residual industrial utilizada en esta investigación, de tal manera que se tiene un agua de calidad excelente de acuerdo a la clasificación por la DQO que establece CONAGUA, 2011 con una DQO menor a 10 mg/L.

En este estudio se indica que la degradación de MO se llevó a cabo de manera adecuada, eliminando una gran variedad de contaminantes orgánicos presentes en aguas residuales industriales como los hidrocarburos aromáticos, compuestos orgánicos volátiles, clorofenoles, alquilofenoles, cloroformo y 1,2-diclorobenceno, que son difíciles de tratar (Charles *et al.*, 2014). Sin embargo, los ácidos húmicos pueden

causar la acumulación de H_2O_2 y disminuir las constantes de velocidad de descomposición de ácido haloacético, ácido dicloroacético, ácido tricloroacético, trihalometanos y MO, los ácidos húmicos y HCO_3^- se comportan como secuestradores de radicales en este sistema (Wang *et al.*, 2009). También se eliminó gran parte de algunos microorganismos como los Coliformes Totales (Tripathi *et al.*, 2011), algunos autores demostraron que el proceso O_3/UV es capaz de inactivar esporas de *Bacillus subtilis* (Jung *et al.*, 2008).

Se comparó los resultados de esta investigación con lo aportado por otros autores que emplearon el proceso O_3/UV con efluentes de aguas residuales industriales de diferente origen para degradar materia orgánica específica, se obtiene un mejor porcentaje de degradación en éste trabajo, como se aprecia en la Tabla 3.5.

Tabla 3. 5 Comparación con otros autores, empleando el proceso O_3/UV .

Autor	Remoción	Características del proceso
Ésta investigación	100.00 %	Degradación de MO de aguas residuales industriales.
Charles <i>et al.</i> , 2014	72.00 %	Oxidación avanzada (O_3/UV) y sorción con ciclodextrina, reducción química de contaminantes orgánicos en efluentes industriales.
Ratpukdi <i>et al.</i> , 2010	19.59 %	La mineralización y mejora de la biodegradabilidad de MO por O_3/UV , O_3/VUV , O_3 y VUV .
Wang <i>et al.</i> , 2009	90.00 %	Descomposición de dos ácidos haloacéticos en agua usando O_3/UV y los POA's.

3.9. Análisis estadístico de los resultados

Los resultados de los experimentos realizados con la muestra M 3 al 10% y tres pH diferentes fueron analizados considerando como factor de respuesta la Demanda Química de Oxígeno (DQO), con el propósito de evaluar el efecto del pH y el tiempo de tratamiento de forma independiente, empleando el software de estadística MINITAB versión 16. El análisis de varianza proporciona la estimación de los efectos de cada factor, los valores de **P** definido como el nivel mínimo de significancia al cual la hipótesis nula sería rechazada, en un nivel de significancia $\alpha = 0.05$ para este caso, por lo tanto se puede tomar decisiones de acuerdo a:

Si $P < \alpha$ se rechaza H_0

Si $P > \alpha$ se acepta H_0

Considerando las siguientes hipótesis:

H_0 : El pH no afecta significativamente la degradación de la materia orgánica medida como DQO.

H_1 : El pH afecta significativamente la degradación de la materia orgánica medida como DQO.

H_0 : El tiempo de tratamiento no afecta significativamente la degradación de la materia orgánica medida como DQO.

H_1 : El tiempo de tratamiento afecta significativamente la degradación de la materia orgánica medida como DQO.

Sin embargo para tomar decisiones si estos factores afectan significativamente el proceso de degradación se tomó en cuenta el valor de **P** que se obtiene del software, si este es mayor o menor a α se acepta o rechaza H_0 , es decir:

(A) pH: $P = 0.004 < \alpha = 0.05$

(B) Tiempo de tratamiento: $P = 0.04 < \alpha = 0.05$

Por lo tanto H_0 se rechaza en ambos casos; es decir que el valor del pH y el tiempo de tratamiento afectan significativamente la degradación de la materia orgánica medida como DQO a un nivel de confianza del 95%.

Tabla 3. 6 Análisis estadístico en los resultados de DQO.

Fuente	Suma de cuadrados	GL	Cuadrado medio	F	P
Efectos principales					
A:pH	7462.5	2	3731.25	8.90	0.004
B:Tiempo	8118.5	6	1353.08	3.23	0.04
Error	5033.33	12	419.444		
TOTAL	20614.3	20			
$R^2 = 75.58\%$		R^2 (ajustado) = 59.31%			

Las gráficas de residuos se emplean para examinar la bondad del ajuste del modelo en regresión y en ANOVA, para determinar si los cuadrados mínimos coinciden (Figura 3.22):

Gráfica de probabilidad normal: Como se muestra tienden a formar una línea recta lo cual significa que los residuos están normalmente distribuidos y por lo tanto le dan validez a los resultados.

Residuos versus valores ajustados: Muestra un patrón aleatorio de residuos tanto arriba como debajo de la línea de cero y es válido ya que no se debe presentar algún patrón reconocible.

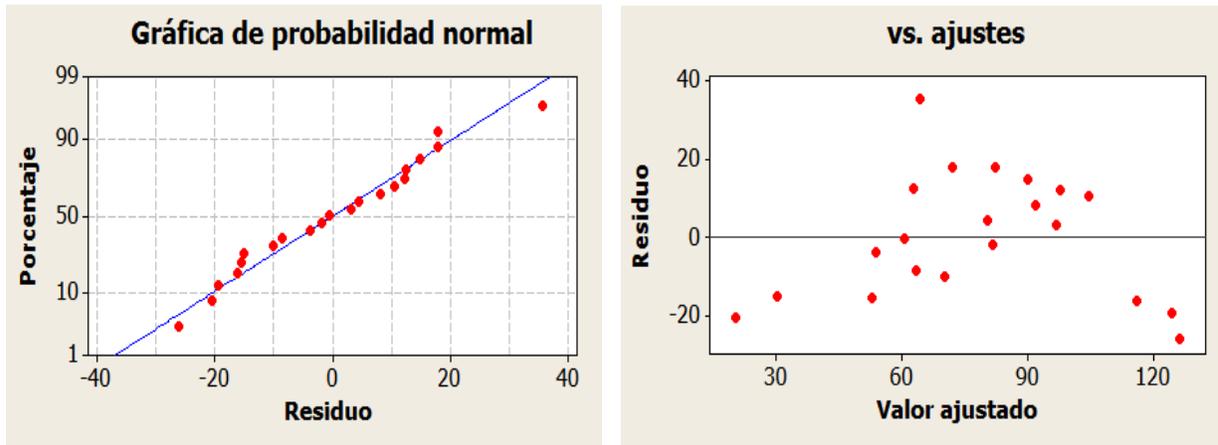


Figura 3. 22 Gráficas de residuos para mg/L de DQO.

La Figura 3.23 muestra regiones específicas que marcan la posible respuesta que se puede esperar a lo largo del tiempo de tratamiento (0 a 60 min.) y diferentes pH (7, 8 y 9). Por ejemplo al minuto 60 y a pH 8 la degradación que se espera puede ser de 0.0 mg/L de DQO que es la región enmarcada en color azul marino.

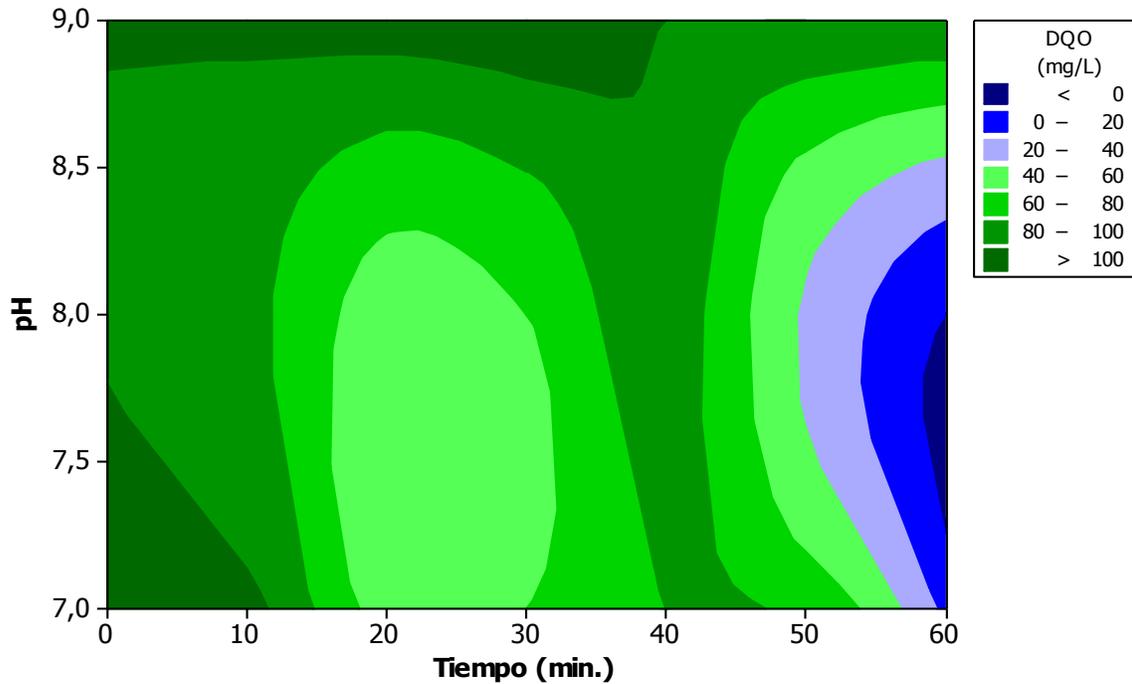


Figura 3. 23 Gráfica de contorno de DQO (mg/L) vs. pH; tiempo.

De igual manera se analizaron el pH y el tiempo de tratamiento para evaluar el efecto de éstos parámetros de forma independiente y verificar cual afecta la turbiedad, tomando ésta última como variable de respuesta, en un nivel de significancia $\alpha = 0.05$, para este caso se puede tomar decisiones de acuerdo a:

H_0 : El pH no afecta significativamente la turbiedad.

H_1 : El pH afecta significativamente la turbiedad.

H_0 : El tiempo de tratamiento no afecta significativamente la turbiedad.

H_1 : El tiempo de tratamiento afecta significativamente la turbiedad.

Sin embargo para tomar decisiones se tomó en cuenta el valor de **P** que se obtiene del software, si este es mayor o menor a α se acepta o rechaza H_0 , es decir:

(C) pH: $P = 0.068 > \alpha = 0.05$

(D) Tiempo de tratamiento: $P = 0.019 < \alpha = 0.05$

Por lo tanto H_0 se acepta para (C) y se rechaza para (D); es decir que el valor del pH no afecta significativamente la turbiedad, de la misma manera se tiene que el tiempo de tratamiento afecta significativamente la turbiedad a un nivel de confianza del 95%.

Tabla 3. 7 Análisis estadístico en los resultados de turbiedad.

Fuente	Suma de cuadrados	GL	Cuadrado medio	F	P
Efectos principales					
C:pH	0.32465	2	0.162325	3.02	0.068
D:Tiempo	1.72803	12	0.144002	2.68	0.019
Error	1.28972	24	0.053738		
TOTAL	3.34239	38			

$R^2 = 61.41\%$ R^2 (ajustado) = 38.90%

De la misma manera se presentan en la Figura 3.24 la gráfica de residuos para turbiedad.

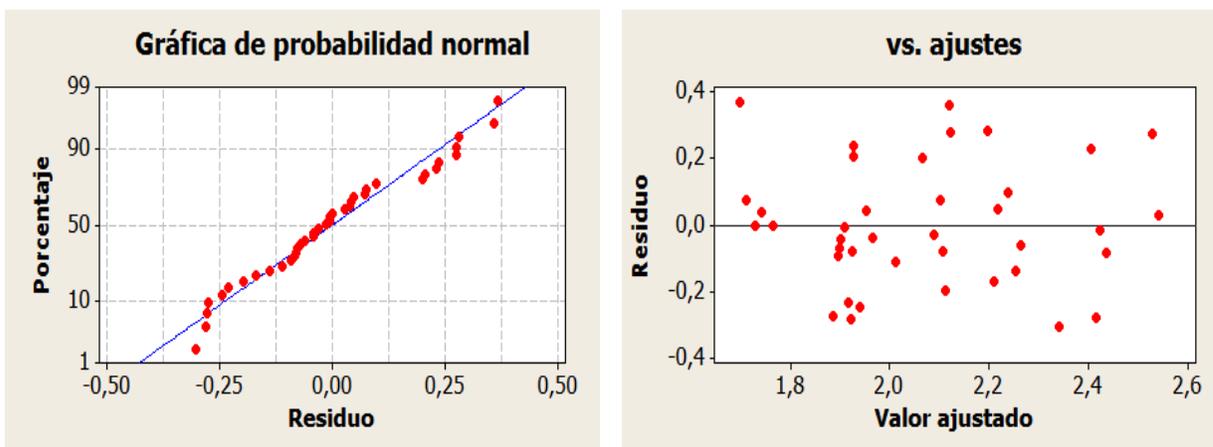


Figura 3. 24 Gráficas de residuos para turbiedad.

De éstas pruebas estadísticas se puede concluir que el pH y el tiempo de tratamiento afectan significativamente la degradación de la materia orgánica medida como DQO, debido a esto se elige el pH 8, que más afecta la degradación de la MO sin que haya variación considerable del pH respecto al tiempo de tratamiento. También se puede decir que de acuerdo al tiempo de tratamiento se formarán compuestos en la muestra que ocasionaran una turbiedad variable a través del tratamiento, la cual afecta el paso de la radiación UV y como consecuencia la degradación de la MO.

CONCLUSIONES

Del presente estudio se obtienen las siguientes conclusiones:

1. Las condiciones óptimas para la degradación del 100% de la MO medida como DQO de la muestra diluida al 10 % son: pH de 8, con un tiempo de tratamiento de 60 minutos y un flujo continuo de O₃ de 7.08 L/min con una concentración de O₃ de 0.033 g O₃/min y empleando radiación UV a una longitud de onda de 254 nm.
2. El pretratamiento de filtración del agua residual industrial reduce un 79.77% la turbiedad y en un 80% los SST lo cual mejora la eficiencia del tratamiento O₃/UV.
3. La turbiedad inicial de la muestra, afecta el paso de la radiación UV en el interior del reactor, ocasionando una menor degradación de MO, un aumento en el O₃ residual y por lo tanto una disminución de la eficiencia de tratamiento.
4. El pH tiene efecto en la dinámica del comportamiento de la degradabilidad de MO medida como DQO y en la turbiedad, empleando el proceso O₃/UV, destacando que a un pH de 8 se obtuvieron los mejores resultados.
5. El proceso O₃/UV es más eficiente que la ozonización para la degradación de MO medida como DQO y COT, así como para la destrucción de Coliformes Totales y disminución de la turbiedad de las aguas residuales industriales utilizadas en esta investigación.
6. El proceso O₃/UV en las condiciones manejadas en esta investigación es más eficiente para el tratamiento de aguas residuales con una turbiedad menor a 5 NTU.

RECOMENDACIONES

Tomando en consideración los resultados experimentales y con el objetivo de mejorar el proceso de degradación de MO mediante el tratamiento O₃/UV se realizan las siguientes recomendaciones:

1. Incrementar la potencia de la lámpara UV para aumentar la energía de salida.
2. Implementación de un reactor en serie para aumentar el tiempo de contacto de O₃ a través de la muestra.
3. Cuantificar el O₃ residual mediante un balance de materia para conocer la cantidad de O₃ que reacciona con los componentes del agua residual industrial y así regular las dosis de O₃ para disminuir el tiempo de tratamiento.
4. Caracterizar el agua residual industrial antes y después del tratamiento para tener la certeza de los componentes que se forman después de éste y por consiguiente saber el efecto que tiene al ser vertido el efluente al medio.
5. Ampliar el estudio de tratamiento considerando un sistema en flujo continuo.
6. Ampliar los parámetros a evaluar como la medición del color y oxígeno disuelto.
7. Realizar un análisis estadístico ANOVA de dos factores, de los resultados de DQO en función del pH 7 y 8.

REFERENCIAS

- Aguinaco A., Beltrán F. J., García-Araya J. F., Oropesa A. (2012). *Photocatalytic ozonation to remove the pharmaceutical diclofenac from water: Influence of variables*. Chemical Engineering Journal, 190, 275 - 282.
- Arruda S. M., Souza G. U., Santos B. K. A., Souza U. A.A. (2010). *Removal of COD and color from hydrolyzed textile azo dye by combined ozonation and biological treatment*. Journal of Hazardous Materials, 179, 35 - 42.
- Balcioğlu, A. I., Alaton, I. A., Ötker, M., Bahar, R., Bakar, N., Ikiz, M. (2003). *Application of advanced oxidation processes to different industrial wastewaters*, Journal of Environmental Science and Health, 38 (8), 1587-1596.
- Bataller M., Venta S. S., Broche, García P. M. A. (2010). *El ozono: una alternativa sustentable en el tratamiento poscosecha de frutas y hortalizas*. Revista CENIC Ciencias Biológicas, 41 (3), 155-164.
- Beltrán F. J., Gimeno O., Rivas F. J., Carbajo M. (2006). *Photocatalytic ozonation of gallic acid in water*. Journal of Chemical Technology & Biotechnology, 81, 1787–1796.
- Buchan K. A. H., Robichaud D. J. M., Benfey T. J. (2005). *Measurement of dissolved ozone in sea water: A comparison of methods*. Aquacultural Engineering, 33, 225–231.
- Cánepa V. L., Maldonado Y. V., Barrenechea M. A., Aurazo Z. M., Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente, Organización Panamericana de la Salud. (2004). *Tratamiento de agua para consumo*

- humano. Plantas de filtración rápida.* Editado por CEPIS/OPS, tomo 1, 83-144.
- Cha Z., Lin C. F., Cheng C. J., Hong P. K. A. (2010). *Removal of oil and oil sheen from produced water by pressure-assisted ozonation and sand filtration.* Chemosphere, 78, 583 – 590.
- Charles J. J., Crini G., Morin C. N., Badot P. M., Trunfio G., Sancey B., Carvalho M., Bradu C., Avramescu S., Winterton P., Gavoille S., Torri G. (2014). *Advanced oxidation (UV-ozone) and cyclodextrin sorption: Effects of individual and combined action on the chemical abatement of organic pollutants in industrial effluents.* Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers, 45, 603 – 608.
- Chin A., Bérubé P.R. (2005). *Removal of disinfection by-product precursors with ozone-UV advanced oxidation process.* Water Research, 39, 2136 – 2144.
- Colin Baird (2004). *Environmental Chemistry*, Ed. W. H. Freeman and company, 2ª Ed., 301 - 317.
- Comisión Nacional del Agua (CONAGUA) (2011). *Estadísticas del agua en México*, Ed. 2011, consultado el día 20 de noviembre de 2013, de: <http://www.conagua.gob.mx>
- Derco J., Mital'ová L. (2006). *Ozonation of synthetic wastewater containing 2-mercaptobenzothiazole.* Petroleum and Coal, 41 (1), 34 - 39.
- Domènech X., Jardim W. F., Litter M. I. (2001). *Procesos avanzados de oxidación para la eliminación de contaminantes. Eliminación de Contaminantes por Fotocatálisis Heterogénea.* Ed. Miguel Blesa, Red CYTED VIII-G, tomo 3, 3 - 26.

Eckenfelder W., Jr. (2000). *Industrial water pollution*. Ed. McGraw Hill, 313 - 388.

Environmental Protection Agency (EPA) (2013). *Environmental Monitoring for Public Access and Community Tracking*. Consultado el 28 de Octubre de 2013, de: <http://www.airinfonow.org/espanol/html/O3profs.html>

Ferella F., Michelis I., Zerbini C., Veglió F. (2013). *Advanced treatment of industrial wastewater by membrane filtration and ozonation*. *Desalination*, 313, 1–11.

Forero J., Ortiz O., Rios F. (2005). *Aplicación de procesos de oxidación avanzada como tratamiento de Fenol en aguas residuales industriales de refinería*. *Ciencia, Tecnología y Futuro*, 3 (1), 97 - 109.

Francis P.D. (1987). *Oxidation by UV and ozone of organic contaminants dissolved in deionized and raw main water*. *Ozone: Science and Engineering*, 9, 369 – 390.

Gottschalk C., Libra J. A., Saupe A. (2010). *Ozonation of water and wastewater. A practical guide to understanding ozone and its application*. Ed. WILEY-VCH, 1ª Ed., 9 - 95.

Gray N. F. (2010). *Water Technology, an introduction for Environmental Scientists and Engineers*, Ed. Butterworth-Heinemann, 3ª Ed., 303 – 430.

Gray N. F. (2014). *Microbiology of waterborne diseases, filtration methods*. Elsevier, 2ª Ed., 631 - 650.

Henry J., Heinke G. (1999). *Ingeniería ambiental*, Ed. Prentice-Hall, Pearson, 2ª Ed., 395 - 481.

- Hernández O. M., Ponziak T., Barrera D. C., Rodrigo M. A., Roa M. G., Bilyeu B. (2010). *Use of a combined electrocoagulation–ozone process as a pre-treatment for industrial wastewater*. *Desalination*, 250, 144 – 149.
- Hoigné J. (1983). *Mechanisms, rates and selectivities of oxidations of organic compounds initiated by ozonation of water, in Handbook of Ozone Technology and Applications*, Ed. R.G. Rice and A. Netzer, Ann Arbor Science Publishers, tomo I, 341 – 379.
- Hoigné J., Bader H. (1983). *Rate constants of reactions of ozone with organic and inorganic compounds in water. Non dissociating organic compounds*. *Water Research*, 17, 173 – 183.
- Huang M. H., Li Y. M., Gu G. W. (2010). *Chemical composition of organic matters in domestic wastewater*. *Desalination*, 262, 36 – 42.
- IPCS (2000). *Disinfectants and disinfectant by-products*. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud, Programa Internacional de Seguridad de las Sustancias Químicas (n.º 216 de la serie de la OMS Criterios de Salud Ambiental). Consultado el 12 de Agosto de 2013, de: http://www.bvsde.paho.org/cd-gdwq/docs_quimicos/Monocloramina.pdf
- Jung J. Y., Soo O. B., Kang W. J. (2008). *Synergistic effect of sequential or combined use of ozone and UV radiation for the disinfection of Bacillus subtilis spores*. *Water research*, 42, 1613 – 1621.
- Linares H. I., Martínez M. V., Barrera D. C., Pavón R. S., Bernal M. L., Lugo L. V. (2011). *Oxidation of persistent organic matter in industrial wastewater by electrochemical treatments*. *Advances in Science and Engineering*, 2, 21 - 36.

- Litter M. I. (2005). *Introduction to photochemical advanced oxidation processes for watertreatment. Env. Chem.*, 2 , 325 - 366.
- Liu W., Cheung L. M., Yang X., Shang C. (2006). *THM, HAA and CNCl formation from UV irradiation and chloramination of selected organic waters. Water Research*, 40, 2033 – 2043.
- Lovato M. E., Martín C. A., Cassano A. E. (2011). *A reaction-reactor model for O₃ and UVC radiation degradation of dichloroacetic acid: The kinetics of thre parallel reactions. Chemical Engineering Journal*, 171, 474 - 489.
- Lucas M. S., Peres J. A., Puma G. L. (2010). *Treatment of winery wastewater by ozone-based advanced oxidation processes (O₃, O₃/UV and O₃/UV/H₂O₂) in a pilot-scale bubble column reactor and process economics. Separation and Purification Technology*, 72, 235 – 241.
- Mandal A., Kundu G., Mukherjee D. (2003). *Gas holdup and entrainment characteristics in a modified downflow bubble column with newtonian and non-newtonian liquid. Chemical Engineering and Processing*, 42, 777 – 787.
- Martínez B. L. A., Morelos S. C., Hernández L. I., Díaz B. C., Cruz C. A. (2011). *Municipal wastewater treatment by physicochemical and chemical oxidation system in continuous flow. Avances en ciencias e ingeniería*, 2 (2), 69 - 81.
- Masten S. J., Davies S. H. R. (1994). *The use of ozonation to degrade organic contaminants in wastewaters. Environ. Sci. Technol.*, 28 (4), 180 - 185.
- Metcalf, Eddy. (1996). *Ingeniería de aguas residuales: tratamiento, vertido y reutilización*, Ed. McGraw Hill, tomo I, 543 - 659.

Novotny, V., Olem H. (1998). *Water quality: prevention, identification and management of diffuse pollution*. Ed. J. Wiley & Sons Publ., 689 - 700.

NOM-001-SEMARNAT-1996. Análisis de agua - Límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. Diario Oficial de la Federación el 16 de Enero de 1997.

NMX-AA-003-1980. Aguas residuales - Muestreo. Diario Oficial de la Federación el 25 de marzo de 1980.

NMX-AA-008-SCFI-2011. Análisis de agua – Determinación del pH, método de prueba. Diario Oficial de la Federación el 05 de Octubre de 2011.

NMX-AA-030/2-SCFI-2011. Análisis de agua – Determinación de la demanda química de oxígeno en aguas naturales, residuales y residuales tratadas- Método de prueba-Parte 2-Determinación del índice de la demanda química de oxígeno-Método de tubo sellado a pequeña escala. Diario Oficial de la Federación el 27 de Junio del 2013.

NMX-AA-034-SCFI-2001. Medición de sólidos y sales disueltas en aguas naturales, residuales y residuales tratadas, método de prueba. Diario Oficial de la Federación el 01 de Agosto de 2001.

NMX-AA-038-SCFI-2001. Determinación de turbiedad en aguas naturales, residuales y residuales tratadas, método de prueba. Diario Oficial de la Federación el 01 de Agosto de 2001.

NMX-AA-089/1-SCFI-2010. Protección al ambiente – Calidad del agua – Vocabulario – Parte I. Diario Oficial de la Federación el 22 de Junio de 2009.

NMX-AA-089/2-SCFI-2008. Protección al ambiente – Calidad del agua – Vocabulario – Parte 2. Diario Oficial de la Federación el 26 de Agosto de 2009.

NMX-AA-102-SCFI-2006. Calidad del agua – Detección y enumeración de organismos coliformes, organismos coliformes termotolerantes y escherichia coli presuntiva, método de filtración en membrana. Diario Oficial de la Federación el 21 de Agosto de 2006.

Ntampou X., Zouboulis A. I., Samaras P. (2006). *Appropriate combination of physico-chemical methods (coagulation / flocculation and ozonation) for the efficient treatment of landfill leachates*. Chemosphere, 62 , 722 – 730.

Oeller H. J., Demel, Weinberger. (1997). *Reduction in residual cod in biologically treated paper mill effluents by means of combined ozone and ozone / uv reactor stages*. Wat. Sci. Tech., 35, 269 - 276.

Papageorgiou A., Voutsas D., Papadakis N. (2014). *Occurrence and fate of ozonation by-products at a full-scale drinking water treatment plant*. Science of the Total Environment, 481, 392 – 400.

Pignatello J. J., Liu D., Huston P. (1999). *Evidence for additional oxidant in the photoassisted fenton reaction*. Environment Science Technology, 33, 1832 - 1835.

Ramalho, R. S. (2005). *Tratamiento de aguas residuales*. Quebec, Canada, Ed. Reverté S. A., 9 - 40.

Ratpukdi T., Siripattanakul S., Eakalak Khan E. (2010). *Mineralization and biodegradability enhancement of natural organic matter by ozone/VUV in*

comparison with ozone, VUV, ozone/UV, and UV: Effects of pH and ozone dose. Water research, 44, 3531 - 3543.

Reciclagua Ambiental, S.A. de C.V. Página oficial. Consultada el 25 de Febrero de 2013, de: <http://www.edomex.gob.mx/portal/page/portal/reciclagua>

Rigola M. (1999). *Tratamiento de aguas industriales, aguas de proceso y residuales*. Ed. Alfaomega, 2ª Ed., 65-70, 137.

Rodríguez A., Letón P., Rosal R., Dorado M., Villar S., Sanz J. (2006). *Tratamientos avanzados de aguas residuales industriales, Informe de vigilancia tecnológica*. Consultado el 01 de Abril de 2013, de: http://www.madrimasd.org/citme/Informes/Downloads_GetFile.aspx?id=5426

Schijven J. F., Van den Berg H. H. J. L., Colin M., Dullemont Y., Hijnen W.A.M., Magic-Knezev A., Oorthuizen W. A., Wubbels G. (2013). *A mathematical model for removal of human pathogenic viruses and bacteria by slow sand filtration under variable operational conditions*. Water research, 47, 2592 – 2602.

Sharma S., Ruparelia, J. P., Patel, M. L. (2011). *A general review on advanced oxidation processes for waste water treatment*, International conference on current trends in technology. Ahmedabad, 1 - 7.

Staelin J., Hoigné J. (1983). *Reaktionsmechanismus und kinetik des ozonzerfalls in wasser in gegenwart organischer stoffe*. Vom Wasser, 61, 337 – 348.

Steiner R. (1987). *Operating characteristics of special bubble column reactors*. Chemical Engineering Process, 21, 1 - 8.

- Sufang Z., Hongjuan M., Min W., Changqing C., Side Yao. (2013). *Study on the role of hydroperoxyl radical in degradation of p-nitrophenol attacked by hydroxyl radical using photolytical technique*. Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry 259, 17 – 24.
- Tomiyasu H., Fukutomi H., Gordon G. (1985). *Kinetics and mechanisms of ozone decomposition in basic aqueous solutions*. Inorganic Chemistry, 24, 2962 – 2985.
- Tripathi S., Pathak V., Tripathi D. M., Tripathi B. D. (2011). *Application of ozone based treatments of secondary effluents*. Bioresource Technology, 102, 2481 – 2486.
- Turhan K., Durukan I., Ozturkcan S. A., Turgut Z. (2012). *Decolorization of textile basic dye in aqueous solution by ozone*. Dyes and Pigments, 92, 897 - 901.
- Tyagi V. K., Khan A. A., Kazmi A. A., Mehrotra I., Chopra A. K. (2009). *Slow sand filtration of UASB reactor effluent: A promising post treatment technique*. Desalination, 249, 571 – 576.
- United States Environmental Protection Agency (USEPA) (1999). *Wastewater technology fact sheet – Ozone disinfection*. EPA Office of Water Washington, D.C. EPA 832-F-99-063. Consultado el 24 de Febrero de 2013, de: http://water.epa.gov/scitech/wastetech/upload/2002_06_28_mtb_ozon.pdf
- Velan M., Ramanujan T. K. (1992). *Gas-liquid mass transfer in a down flow jet loop reactor*. Chemical Engineering Science, 47, 2871 - 2876.
- Von Gunten U. (2003). *Ozonation of drinking water: Part I. oxidation kinetics and product formation*. Water Research, 37, 1443 – 1467.

- Wang K., Guo J., Yang M., Junji H., Deng R. (2009). *Decomposition of two haloacetic acids in water using UV radiation, ozone and advanced oxidation processes*. Journal of Hazardous Materials, 162, 1243 – 1248.
- Wu D., Yang Z., Wang W., Tian G., Xu S., Sims A. (2012). *Ozonation as an advanced oxidant in treatment of bamboo industry wastewater*. Chemosphere, 88, 1108 – 1113.
- Wu C. H., Chang C. L., Kuo C. Y. (2008). *Decolorization of proci6n MX-5B in electrocoagulation (EC). UV/TiO₂ and ozone related systems*. Dyes and Pigments, 76, 187 - 194.
- Zimmermann S. G., Wittenwiler M., Hollender J., Krauss M., Ort C., Siegrist H., Gunten U. V. (2011). *Kinetic assessment and modeling of an ozonation step for full-scale municipal wastewater treatment: micropollutant oxidation, by-product formation and disinfection*. Water Research, 45, 605 - 617.

ANEXO A

Resultados de la demanda química de oxígeno como parámetro para la medición de la degradabilidad de la materia orgánica.

Tabla 3.8 Resultados de la DQO de la prueba presuntiva 1 realizada con la muestra M 2.

Sin dilución	
Tiempo de tratamiento (min.)	DQO (mg/L)
0	785.40
5	841.50
10	805.80
15	841.50
20	800.70
30	826.20
40	810.90

Tabla 3.9 Resultados de la DQO de la prueba presuntiva 2 realizada con la muestra M2.

Sin dilución	
Tiempo de tratamiento (min.)	DQO (mg/L)
0	872.10
10	851.70
20	872.10
30	872.10
40	877.20
50	877.20
60	912.90
70	877.20
80	907.80
90	884.85
100	872.10
110	892.50
120	877.20

Tabla 3.10 Resultados de la DQO de la prueba realizada con la muestra M 2, a una dilución al 10 y 30% a pH 7.

Tiempo de tratamiento (min.)	Dilución al 30%	Dilución al 10%
	DQO (mg/L)	DQO (mg/L)
0	270.30	71.04
10	224.40	115.44
20	244.80	142.08
30	224.40	95.46
40	188.70	93.24
50	244.80	144.30
60	244.80	66.60
70	239.70	119.88
80	255.00	115.44
90	265.20	102.12
100	260.10	88.80
110	265.20	71.04
120	275.40	97.68

Tabla 3.11 Resultados del comportamiento de la DQO en las pruebas realizadas con la muestra M 3, a una dilución al 10% a diferentes pH.

Tiempo de tratamiento (min.)	Dilución al 10%		
	DQO (mg/L)		
	pH 7	pH 8	pH 9
0	100.00	100.00	100.00
10	105.00	85.00	105.00
20	55.00	50.00	110.00
30	60.00	60.00	115.00
40	80.00	90.00	100.00
50	75.00	37.50	100.00
60	15.00	0.00	100.00
70	55.00	57.50	55.00
80	60.00	85.00	45.00
90	95.00	75.00	40.00
100	100.00	65.00	40.00
110	85.00	70.00	65.00
120	65.00	80.00	70.00

Tabla 3.12 Resultados del comportamiento de la DQO en las pruebas realizadas con las muestras M 3 y M 4, a pH 8.

Tiempo de tratamiento (min.)	DQO (mg/L)			
	Dilución al 10%, M 3	Dilución al 20%, M 3	Dilución al 10%, M 4	Dilución al 10%, M 4
0	47.20	142.10	101.86	104.17
10	28.32	137.20	46.30	37.04
20	37.76	124.95	60.19	57.87
30	47.20	147.00	46.30	53.24
40	28.32	83.30	53.24	55.56
50	33.04	115.15	74.08	69.45
60	0.00	117.60	0.00	0.00
70	23.60	124.95	23.15	41.67
80		115.15	37.04	39.35
90		124.95	60.19	62.50
100		137.20	69.45	71.76
110		137.20	64.82	60.19
120		142.10	55.56	57.87

Tabla 3.13 Perfil de comportamiento de la DQO en las pruebas del proceso óptimo O₃/UV y ozonización, realizadas con la muestra M 4, a una dilución al 10% a pH 8.

Tiempo de tratamiento (min.)	DQO (mg/L)			
	Óptimo O ₃ /UV	Réplica óptimo O ₃ /UV	Ozonización	Réplica ozonización
0	99.54	101.86	11.60	109.05
10	76.39	74.08	159.04	163.58
20	85.65	83.34	145.40	149.95
30	46.30	41.67	140.86	134.04
40	53.24	50.93	181.76	172.67
50	46.30	50.93	113.60	115.87
60	0.00	0.00	152.22	154.49

Resultados de la turbiedad

Tabla 3. 14 Comportamiento de la turbiedad en la prueba presuntiva 1 realizada con la muestra M 2.

Sin dilución	
Tiempo de tratamiento (min.)	Turbiedad (NTU)
0	3.97
5	4.63
10	4.63
15	4.32
20	4.45
30	5.33
40	4.08

Tabla 3. 15 Perfil de comportamiento de la turbiedad, en la prueba presuntiva 2 realizada con la muestra M 2.

Sin dilución	
Tiempo de tratamiento (min.)	Turbiedad (NTU)
0	5.19
10	5.08
20	4.76
30	5.18
40	5.05
50	4.49
60	4.68
70	4.37
80	4.56
90	4.53
100	4.31
110	4.37
120	4.68

Tabla 3. 16 Comportamiento de la turbiedad, de las pruebas realizadas con la muestra M 2, con dilución al 10 y 30%, a pH 7 y 120 minutos.

Tiempo de tratamiento (min.)	Turbiedad (NTU)	
	Dilución al 30%	Dilución al 10%
0	3.24	2.25
10	3.51	2.24
20	3.07	2.20
30	3.02	2.34
40	3.47	2.14
50	2.89	2.23
60	2.89	2.39
70	3.19	2.04
80	3.00	2.03
90	2.93	2.20
100	2.96	2.27
110	3.08	1.94
120	3.02	1.90

Tabla 3. 17 Resultados de la turbiedad en las pruebas realizadas con la muestra M 3, a una dilución al 10% a diferentes pH iniciales.

Tiempo de tratamiento (min.)	Dilución al 10%		
	Turbiedad (NTU)		
	pH 7	pH 8	pH 9
0	2.06	1.80	1.61
10	2.30	2.35	2.41
20	2.26	2.20	2.11
30	2.26	2.14	2.63
40	1.84	2.40	1.91
50	1.78	1.90	1.83
60	1.90	2.04	2.48
70	1.64	2.48	2.03
80	1.86	2.17	2.06
90	1.78	1.69	2.13
100	1.76	1.92	1.99
110	2.04	2.57	2.80
120	1.72	2.16	1.68

Tabla 3. 18 Resultados del comportamiento de la turbiedad en las pruebas realizadas con las muestras M 3 y M 4, a pH 8.

Tiempo de tratamiento (min.)	Turbiedad (NTU)			
	Dilución al 10%, M 3	Dilución al 20%, M 3	Dilución al 10%, M 4	Dilución al 10%, M 4
0	1.63	2.58	2.05	2.17
10	2.75	4.56	3.14	3.21
20	1.48	4.24	2.16	2.17
30	3.36	4.31	2.61	2.65
40	2.63	5.52	2.25	2.30
50	2.41	4.69	2.42	2.34
60	2.09	4.09	2.31	2.32
70	1.73	4.57	2.15	2.08
80		3.60	2.24	2.29
90		3.98	2.09	2.19
100		4.15	2.02	2.06
110		3.68	1.95	1.98
120		4.24	1.86	1.79

Tabla 3. 19 Perfil de comportamiento de la turbiedad en las pruebas del proceso óptimo O₃/UV y ozonización, realizadas con la muestra M 4, a una dilución al 10% a pH 8.

Tiempo de tratamiento (min.)	Turbiedad (NTU)			
	Óptimo O ₃ /UV	Réplica óptimo O ₃ /UV	Ozonización	Réplica ozonización
0	2.18	2.19	1.92	1.95
10	3.00	3.00	2.27	2.30
20	2.16	2.18	2.47	2.37
30	2.61	2.61	2.26	2.26
40	2.25	2.25	1.98	1.96
50	2.42	2.42	2.01	2.01
60	2.15	2.10	1.96	1.93

Resultados del pH

Tabla 3. 20 Comportamiento del pH en la prueba presuntiva 1 realizada con la muestra M 2 y a un pH inicial de 7.

Prueba presuntiva	
Tiempo de tratamiento (min.)	pH
0	7.00
5	7.37
10	7.43
15	7.46
20	7.57
30	7.57
40	7.57

Tabla 3. 21 Comportamiento del pH, de la prueba presuntiva 2 realizada con la muestra M 2 y a un pH inicial de 7.

Sin dilución	
Tiempo de tratamiento (min.)	pH
0	7.00
10	7.43
20	7.50
30	7.60
40	7.68
50	7.69
60	7.70
70	7.77
80	7.78
90	7.78
100	7.78
110	7.78
120	7.78

Tabla 3.22 Resultados del pH, de las pruebas realizadas con la muestra M 2, con dilución al 10 y 30%, a pH inicial de 7.

Tiempo de tratamiento (min.)	pH	
	Dilución al 30%	Dilución al 10%
0	7.00	7.00
10	7.45	7.04
20	7.56	7.15
30	7.68	7.25
40	7.73	7.31
50	7.73	7.36
60	7.73	7.45
70	7.73	7.48
80	7.76	7.51
90	7.76	7.52
100	7.80	7.52
110	7.81	7.52
120	7.81	7.52

Tabla 3.23 Resultados del comportamiento de pH en las pruebas realizadas con la muestra M 3, a una dilución al 10% a diferentes pH iniciales.

Tiempo de tratamiento (min.)	Dilución al 10%		
	pH inicial		
	7	8	9
0	7.00	8.00	9.00
10	7.26	8.04	9.00
20	7.38	8.13	9.04
30	7.53	8.13	9.05
40	7.61	8.17	9.00
50	7.64	8.15	8.87
60	7.69	8.15	8.86
70	7.63	8.06	8.92
80	7.67	8.06	8.84
90	7.68	8.06	8.84
100	7.70	8.05	8.90
110	7.70	8.08	8.85
120	7.70	8.08	8.81

Tabla 3. 24 Resultados del comportamiento del pH en las pruebas realizadas con las muestras M 3 y M 4, a pH inicial de 8.

Tiempo de tratamiento (min.)	pH			
	Dilución al 10%, M 3	Dilución al 20%, M 3	Dilución al 10%, M 4	Dilución al 10%, M 4
0	8.00	8.00	8.00	8.00
10	8.00	8.00	8.04	8.06
20	8.01	8.04	8.10	8.11
30	8.08	8.10	8.11	8.11
40	8.10	8.15	8.12	8.12
50	8.10	8.11	8.14	8.13
60	8.15	8.16	8.14	8.14
70	8.15	8.17	8.14	8.15
80		8.16	8.14	8.15
90		8.11	8.14	8.16
100		8.15	8.13	8.15
110		8.17	8.13	8.14
120		8.12	8.13	8.14

Tabla 3. 25 Perfil de comportamiento del pH en las pruebas del proceso óptimo O₃/UV y ozonización, realizadas con la muestra M 4, a una dilución al 10%.

Tiempo de tratamiento (min.)	pH			
	Óptimo O ₃ /UV	Réplica óptimo O ₃ /UV	Ozonización	Réplica ozonización
0	8.00	8.00	8.00	8.00
10	8.08	8.05	8.15	8.13
20	8.10	8.12	8.20	8.20
30	8.12	8.14	8.20	8.22
40	8.12	8.14	8.25	8.25
50	8.13	8.13	8.23	8.25
60	8.14	8.14	8.19	8.19

Resultados de la medición de O₃ residual

Tabla 3. 26 Perfil de comportamiento del O₃ residual en dos diferentes rangos de concentración para la prueba presuntiva 1 realizada con la muestra M 2.

Sin dilución		
Tiempo de tratamiento (min.)	O ₃ residual (mg O ₃ /L)	
	A	B
0	0.00	0.00
5	0.80	0.82
10	0.83	0.83
15	0.84	0.83
20	0.84	0.83
30	0.84	0.83
40	0.85	0.82

Tabla 3. 27 Resultados del O₃ residual en dos diferentes rangos de concentración para la prueba presuntiva 2 realizada con la muestra M 2.

Sin dilución		
Tiempo de tratamiento (min.)	O ₃ residual (mg O ₃ /L)	
	A	B
0	0.00	0.00
10	0.79	0.84
20	0.81	0.85
30	0.82	0.86
40	0.83	0.87
50	0.84	0.86
60	0.84	0.86
70	0.84	0.87
80	0.85	0.89
90	0.86	0.91
100	0.87	0.91
110	0.87	0.91
120	0.87	0.91

Tabla 3. 28 Resultados del comportamiento del O₃ residual en las pruebas realizadas con una dilución al 10% de la muestra M 4, a pH 8, empleando el rango B.

Tiempo de tratamiento (min.)	O ₃ residual (mg O ₃ /L)	
	Dilución al 10%, M 4	Dilución al 10%, M 4
0	0.00	0.00
10	0.84	0.84
20	0.85	0.84
30	0.86	0.86
40	0.86	0.86
50	0.86	0.87
60	0.87	0.87
70	0.88	0.88
80	0.89	0.89
90	0.91	0.89
100	0.91	0.90
110	0.91	0.90
120	0.91	0.90

Tabla 3. 29 Perfil de comportamiento del O₃ residual en las pruebas del proceso óptimo O₃/UV y ozonización, realizadas con la muestra M 4, a una dilución al 10% a pH 8.

Tiempo de tratamiento (min.)	O ₃ residual (mg O ₃ /L)			
	Óptimo O ₃ /UV	Réplica óptimo O ₃ /UV	Ozonización	Réplica ozonización
0	0.00	0.00	0.00	0.00
10	0.84	0.84	0.94	0.94
20	0.85	0.84	0.89	0.90
30	0.85	0.85	0.90	0.90
40	0.86	0.86	0.91	0.91
50	0.86	0.86	0.93	0.93
60	0.86	0.86	0.94	0.94

Caracterización del efluente tratado**Tabla 3. 30** Comportamiento del COT en las diferentes etapas del tratamiento completo, empleando la muestra M 4.

Etapas de tratamiento	COT (mg/L)
Sin pretratamiento	150.00
Con pretratamiento	70.00
Dilución al 10%	40.00
Tratada	0.00