

**INSTITUTO TECNOLÓGICO Y DE ESTUDIOS SUPERIORES DE  
MONTERREY**

**CAMPUS MONTERREY**

**DIVISIÓN DE INGENIERÍA Y ARQUITECTURA  
PROGRAMA DE GRADUADOS EN INGENIERÍA**



**TECNOLÓGICO  
DE MONTERREY**

**EFEECTO DEL PRETRATAMIENTO CON OZONO EN EL DESEMPEÑO DEL  
TRATAMIENTO POR LODOS ACTIVADOS**

**TESIS**

**PRESENTADA COMO REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER EL GRADO  
ACADÉMICO DE:**

**MAESTRO EN CIENCIAS**

**ESPECIALIDAD EN SISTEMAS AMBIENTALES**

**LUIS CARLOS RÍOS ÁLVAREZ**

**MONTERREY, NUEVO LEÓN**

**SEPTIEMBRE DEL 2005**

**INSTITUTO TECNOLÓGICO Y DE ESTUDIOS SUPERIORES DE  
MONTERREY**

**CAMPUS MONTERREY**

**DIVISIÓN DE INGENIERÍA Y ARQUITECTURA  
PROGRAMA DE GRADUADOS EN INGENIERÍA**

**Los miembros del comité de Tesis recomiendan que el presente proyecto de tesis del  
Ing. Luis Carlos Ríos Álvarez sea aceptado como requisito parcial para obtener el  
grado académico de:**

**MAESTRO EN CIENCIAS  
ESPECIALIDAD EN SISTEMAS AMBIENTALES**

**Comité de Tesis:**

---

Dr. Jorge H. García Orozco  
ASESOR

---

Dr. Belzahet Treviño Arjona  
SINODAL

---

Dr. Enrique Cázares Rivera  
SINODAL

Aprobado

---

Dr. Federico Viramontes Brown  
Director del Programa de Graduados en Ingeniería  
Septiembre, 2005

## DEDICATORIA

Para mis padres:  
por su comprensión y cariño.

*Ser*

*“El prestigio de las instituciones,  
es por la entrega y por el sacrificio;  
aunque el medio no siempre es el propicio,  
el hombre va moldeando condiciones.*

*En todo inicio existe incertidumbre,  
tener fé y valor se necesita...  
y un espíritu recio que te incita  
a que asciendas y llegues a la cumbre.*

*Sigue con optimismo y entereza,  
en la lucha mantén tu decisión...,  
transforma en esplendor a la tristeza...,  
en la vida no tienes otra opción...,  
deberás de ser siempre de una pieza...  
y firme mantendrás tu convicción.”*

*Luis Ríos Schroeder.*

## **AGRADECIMIENTOS**

*Al Dr. Jorge Humberto García, por su apoyo en esta investigación realizada, así como sus atenciones a lo largo de mi estancia en el Tecnológico.*

*Al Dr. Belzahet Treviño, por su participación e interés como sinodal de esta Tesis.*

*Al Dr. Enrique Cázares, por su participación y disposición como sinodal de esta Tesis.*

*Al Dr. Joaquín Acevedo, Director del Departamento de Ingeniería Química, por sus consejos, confianza, y apoyo al haberme hecho formar parte del Laboratorio de Ingeniería Química, gracias Dr. Acevedo por creer en mí.*

*Al Ing. Roberto Montemayor, Director de la planta de tratamiento AIMSU, por su accesibilidad y amabilidad en el trato, al igual que al Ing. Daniel García que en todo momento me brindó su ayuda, gracias Daniel.*

*Al Dr. Vicente Garza, gracias Vicente por tu amistad, fuiste parte importante para no claudicar en momentos de duda.*

*A quienes con su buena voluntad, colaboraron conmigo en el Laboratorio de Ingeniería Química.*

*Al Departamento de Ingeniería Química en general, por la grata experiencia vivida.*

*A todas aquellas personas que fortalecieron mi decisión de culminar éste proyecto, Gracias.*

# ÍNDICE GENERAL

<b>ÍNDICE DE TABLAS</b>	<b>III</b>
<b>ÍNDICE DE FIGURAS</b>	<b>V</b>
<b>RESUMEN</b>	<b>VII</b>

## **CAPÍTULO 1. ANTECEDENTES**

1.1	Introducción	1
1.2	Descripción del tratamiento biológico del agua residual por lodos activados bajo condiciones inhibidoras	2
1.2.1	Efecto de la inhibición en el tratamiento biológico	3
1.2.2	Tecnologías disponibles	4
1.3	Ozono en el tratamiento del agua residual	7
1.3.1	Aplicación industrial	8
1.4	Integración de sistemas químicos-biológicos en el tratamiento del agua residual	11
1.4.1	Características de la integración ozono-lodos activados	15
1.4.2	Parámetros bioestequiométricos y cinéticos reportados	17
1.5	Justificación	22
1.6	Objetivos	23

## **CAPÍTULO 2. MARCO TEÓRICO**

2.1	Mecanismo de la degradación aeróbica	24
2.1.1	Parámetros bioestequiométricos y cinéticos	25
2.1.2	Derivación de la identidad de consistencia experimental	30
2.2	Ecuaciones del balance de materia para el proceso continuo del tratamiento por lodos activados	33
2.2.1	Balance de materia sobre el sustrato	36
2.2.2	Balance de materia sobre la biomasa	40
2.2.3	Balance de materia sobre el oxígeno	41

2.3	Mecanismo de las reacciones con ozono	43
2.3.1	Esquema de las reacciones	43
2.3.2	Esquema de la transferencia de ozono en el agua	46

### **CAPÍTULO 3. METODOLOGÍA**

3.1	Caracterización del agua residual doméstica-industrial	48
3.2	Diseño de los experimentos	49

### **CAPÍTULO 4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN**

4.1	Pretratamiento con ozono	64
4.1.1	Efecto de la dosis de ozono en la oxidación química	65
4.1.2	Influencia de la dosis aplicada como pretratamiento	69
4.2	Tratamiento con lodos activados individual (T.L.A.) e integración del sistema ozono-T.L.A	71
4.2.1	Monitoreo de los transitorios	72
4.2.2	Análisis del estado estacionario en las mediciones	82
4.3	Resumen de los resultados	105

### **CAPÍTULO 5. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES**

5.1	Conclusiones	110
5.2	Recomendaciones	113

<b>REFERENCIAS</b>	114
--------------------	-----

### **APÉNDICES**

#### **APÉNDICE A**

#### **APÉNDICE B**

#### **APÉNDICE C**

### **VITA**

## ÍNDICE DE TABLAS

1.1	Coeficientes de reacción para efluentes orgánicos.	3
1.2	Plantas productoras de ozono construidas por la industria Alemana de 1954-1997.	9
1.3	Alteraciones debido a una oxidación química con sus posibles efectos en la biodegradabilidad.	14
1.4	Parámetros de diseño para los tratamientos aeróbicos por lodos activados	18
1.5	Valores bioestequiométricos y cinéticos comunes en aguas residuales municipales.	18
1.6	Coeficientes biocinéticos en el tratamiento continuo con lodos activados de un agua agroindustrial-doméstica, con y sin preozonación.	19
1.7	Coeficientes biocinéticos en el tratamiento continuo con lodos activados de un agua doméstica, con y sin preozonación.	20
2.1	Identidad del balance materia, en base a la demanda teórica de oxígeno	32
2.2	Modelos cinéticos basados en correlaciones semi-empíricas, respecto al consumo del sustrato.	39
3.1	Características principales del efluente de agua residual doméstica-industrial de la planta.	48
3.2	Métodos analíticos utilizados para la medición de los parámetros.	52
3.3	Operación del generador de ozono.	53
3.4	Mediciones en el tratamiento por ozono, para lo diferentes lotes.	55
3.5	Calendarización de las mediciones en los tratamientos biológicos.	62
4.1	Determinación experimental de los niveles producción para el generador de ozono CD 10 A/D.	64
4.2	Efecto de la dosis de ozono sobre la DQO del agua residual de estudio.	65
4.3	Cambio en la biodegradabilidad de los lotes de agua residual preozonados.	69
4.4	Cambio en los parámetros de DQO y DBO5 del agua residual debido a la ozonación.	70
4.5	Condiciones operativas para el reactor <i>con preozonación</i> (R1), respecto el tiempo de residencia hidráulico y celular.	71
4.6	Condiciones operativas para el reactor <i>sin preozonación</i> (R1), respecto el tiempo de residencia hidráulico y celular.	71
4.7	Clasificación de los microorganismos en los tratamientos por lodos activados.	80
4.8	Condiciones de operación al estado estacionario para el reactor <i>con preozonación</i> (R1).	82
4.9	Condiciones de operación al estado estacionario para el reactor <i>sin preozonación</i> (R2).	82

4.10 Relación de la respiración respecto de su carga orgánica para el reactor <i>con preozonación</i> (R1).	85
4.11 Relación de la respiración respecto de su carga orgánica para el reactor <i>sin preozonación</i> (R2).	85
4.12 Relación de variables base DQO y DBO <sub>5</sub> , para la estimación de los parámetros bioestequimétricos del reactor <i>con preozonación</i> (R1).	87
4.13 Relación de variables base DQO y DBO <sub>5</sub> , para la estimación de los parámetros bioestequimétricos del reactor <i>sin preozonación</i> (R2).	87
4.14 Cálculo del rendimiento observado, para el tratamiento <i>con preozonación</i> .	91
4.15 Cálculo del rendimiento observado, para el tratamiento <i>sin preozonación</i> .	91
4.16 Comprobación de la consistencia de los datos experimentales, base DQO.	95
4.17 Comprobación de la consistencia de los datos experimentales, base DBO <sub>5</sub> .	96
4.18 Relación de parámetros base DQO, para la estimación de las cinéticas del reactor <i>con preozonación</i> (R1).	97
4.19 Relación de parámetros base DQO, para la estimación de las cinéticas del reactor <i>sin preozonación</i> (R2).	97
4.20 Relación de parámetros base DBO <sub>5</sub> , para la estimación de las cinéticas del reactor <i>con preozonación</i> (R1).	101
4.21 Relación de parámetros base DBO <sub>5</sub> , para la estimación de las cinéticas del reactor <i>sin preozonación</i> (R2).	101
4.22 Resumen de las constantes cinéticas, base DQO, de los modelos cinéticos ensayados.	105
4.23 Resumen de las constantes cinéticas, base DBO <sub>5</sub> , de los modelos cinéticos ensayados.	105
4.24 Resumen de los parámetros bioestequiométricos, base DQO, de las ecuaciones de diseño del balance de materia en los reactores biológicos.	109
4.25 Resumen de los parámetros bioestequiométricos, base DBO <sub>5</sub> , de las ecuaciones de diseño del balance de materia en los reactores biológicos.	109
A.1 Propiedades físico-químicas del ozono.	
A.2 Poder oxidativo de las diferentes especies.	
A.3 Ejemplo de la estimación de costos de capital y operativos en la integración de un tratamiento ozono-lodos activados en efluentes textiles.	
C.1 Condiciones de operación promedio para una planta de tratamiento biológico convencional.	
C.2 Características principales de los lodos activados de la planta.	
C.3 Especificaciones del generador de ozono.	
C.4 Conteo de microorganismo a 40 X en los lodos activados <i>con preozonación</i> .	
C.5 Conteo de microorganismo a 40 X en los lodos activados <i>sin preozonación</i> .	



## ÍNDICE DE FIGURAS

1.1	Alternativas de tratamiento comunes para la reducción de toxicidad en un tratamiento biológico.	5
1.2	Esquemas de oxidación química-tratamiento biológico de efluentes tóxicos.	12
2.1	Mecanismo aeróbico de la degradación biológica.	28
2.2	Diagrama esquemático del tratamiento biológico, reactor-sedimentador.	33
2.3	Esquema de las rutas de reacción para la ozonación en un sistema acuoso.	44
3.1	Diagrama esquemático de los experimentos.	50
3.2	Generador-contactor de ozono.	53
3.3	Banco de reactores biológicos.	57
3.4	Sección transversal del reactor biológico-clarificador.	58
3.5	Secuencia de la operación en los tratamientos.	62
4.1	Eficiencia de absorción y concentración de ozono disuelto en el agua residual durante la ozonación.	66
4.2	Alícuotas tomadas para los diferentes intervalos de tiempo de ozonación.	66
4.3	Evolución de la concentración de la DQO durante la ozonación.	67
4.4	Biomasa promedio en los reactores biológicos durante el desarrollo de las corridas.	74
4.5	Índice volumétrico de lodos durante la operación de los reactores biológicos.	76
4.6	Velocidad específica de consumo para el oxígeno durante la operación de los reactores biológicos.	77
4.7	Eliminación de la DQO durante la operación de los tratamientos biológicos.	79
4.8	Fotografía de los microorganismos en los lodos activados, que presenta a una especie Ciliado de nado libre al igual que un Ciliado de tallo.	81
4.9	Fotografía de los microorganismos en los lodos activados, que presenta a cuatro especies de Ciliados de tallo y un Nemátodo junto a la biomasa.	81
4.10	Efecto de la carga orgánica en la fracción del sustrato no degradado (residual), base $DBO_5$ , al estado estacionario en los tratamientos biológicos.	83
4.11	Efecto de la carga orgánica en la fracción del sustrato no degradado (residual), base DQO, al estado estacionario de los tratamientos biológicos.	84
4.12	Efecto de la carga orgánica en la velocidad específica del consumo de oxígeno, al estado estacionario, para los reactores biológicos.	85

4.13	Estimación de los coeficientes bioestequiométricos ( $Y_x, K_m$ ) derivados del balance de materia sobre la biomasa en los tratamientos por lodos activados, base DQO	88
4.14	Estimación de los coeficientes bioestequiométricos ( $Y_x, K_m$ ) derivados del balance de materia sobre la biomasa en los tratamientos por lodos activados, base $DBO_5$ .	89
4.15	Estimación de los coeficientes de utilización bioestequiométricos ( $a, b$ ) del oxígeno requerido en los tratamientos biológicos, base DQO.	92
4.16	Estimación de los coeficientes de utilización bioestequiométricos ( $a, b$ ) del oxígeno requerido en los tratamientos biológicos, base $DBO_5$ .	93
4.17	Estimación de las constantes cinéticas, para la eliminación del sustrato en términos del consumo de la DQO para ambos tratamientos de lodos activados. Cinética de pseudo primer orden.	98
4.18	Estimación de las constantes cinéticas, para la eliminación del sustrato en términos del consumo de la DQO para ambos tratamientos de lodos activados. Cinética de Contois (modelo con inhibición).	100
4.19	Estimación de las constantes cinéticas, para la eliminación del sustrato en términos del consumo de la $DBO_5$ para ambos tratamientos de lodos activados. Cinética de Monod.	102
4.20	Estimación de las constantes cinéticas, para la eliminación del sustrato en términos del consumo de la $DBO_5$ para ambos tratamientos de lodos activados. Cinética de Contois (modelo con inhibición).	104
4.21	Caracterización de las corrientes para la primer corrida de los tratamientos ozono-T.LA.(R1) y T.LA.(R2) individual, al estado estacionario.	106
4.22	Caracterización de las corrientes para la segunda corrida de los tratamientos ozono-T.LA.(R1) y T.LA.(R2) individual, al estado estacionario.	107
4.23	Caracterización de las corrientes para la tercer corrida de los tratamientos ozono-T.LA.(R1) y T.LA.(R2) individual, al estado estacionario.	107
4.24	Caracterización de las corrientes para la cuarta corrida de los tratamientos ozono-T.LA.(R1) y T.LA.(R2) individual, al estado estacionario.	108
B.1	Mecanismo de la descomposición del ozono en medio acuoso. (reacción indirecta).	
C.1	Diagrama de la planta de tratamiento de aguas residuales.	

## RESUMEN

La dificultad de tratar efluentes residuales de origen doméstico-industrial bajo el método convencional de lodos activados, demanda la incorporación de tecnologías que ayuden a su tratamiento. En este estudio, se evaluó la integración de un sistema de tratamiento ozono-lodos activados. El ozono es aplicado como pretratamiento analizando el efecto que tiene sobre el desempeño en el tratamiento biológico en base a la estimación de sus parámetros bioestequiométricos y cinéticos, así como las eficiencias globales de la eliminación del material orgánico en términos de DQO y DBO<sub>5</sub>.

Para alcanzar los objetivos de este proyecto se diseñaron las siguientes fases de estudio:

- Fase 1: Pretratamiento de ozonación.
- Fase 2: Integración del sistema ozono-lodos activados.
- Fase 3: Desempeño del tratamiento continuo por lodos activados.

Los resultados experimentales obtenidos respecto la preozonación indican un mejoramiento en la biodegradabilidad del agua residual medida como la razón DBO<sub>5</sub>/DQO (de 0.54 a 0.69 con una dosis de ozono aplicada de 27.1 mg/L<sub>agua residual</sub>).

Basados en el tratamiento continuo de lodos activados la eficiencia tanto del reactor biológico como global del proceso combinado (con el efluente preozonado) se incrementó. Para el T.L.A. con preozonación se lograron eficiencias de eliminación respecto la DQO del 78-58 % y respecto la DBO<sub>5</sub> del 93-72 %, logrando mayores diferencias respecto al tratamiento sin ozonar conforme se aumentó su carga orgánica (F/M) de operación.

La ozonación mejoró igualmente la velocidad de consumo de los sustratos (coeficiente cinético, de 1.15 veces mayor para la DQO y de un 1.45 veces mayor para la DBO<sub>5</sub>) implicando una disminución del efecto inhibitor del influente en la biomasa,

incrementando la capacidad y flexibilidad del tratamiento biológico (con un menor tiempo de residencia ó un menor volumen del reactor biológico convencional).

La ozonación logró disminuir la producción de biomasa por sustrato eliminado en un 30 % expresada como  $Y_x$ , obteniéndose un menor rendimiento neto de biomasa ( $Y_{obs}$ ) en un 6 % base DQO y un 31 % base  $DBO_5$ , lo que es benéfico en la disposición y acumulación de los lodos en el tratamiento biológico. Lo anterior puede ser consecuencia de una menor generación de energía, derivada del consumo de los nuevos productos de ozonación, incrementando la velocidad de auto-oxidación de la biomasa ( $K_m$ ) de 0.0596-0.0634 a 0.066-0.0827 día<sup>-1</sup>..

El consumo total de oxígeno para el T.L.A con preozonación fue incrementado en un 11-23 % en mg O<sub>2</sub>/(mg SSV día).

Se obtuvo una menor demanda de oxígeno requerido por sustrato biodegradado para el tratamiento biológico con preozonación, estimado del parámetro bioestequiométrico ( $a$ ) de un 0.63 mg O<sub>2</sub>/mg  $DBO_5$  a un 0.49 mg O<sub>2</sub>/mg  $DBO_5$ , indicio de la formación de productos más oxigenados y posiblemente proveedoras de una menor fuente de energía después de la ozonación, pero ahora con mayor susceptibilidad y velocidad de biodegradación ( $k$ ).

La ozonación como pretratamiento de efluentes residuales domésticos-industriales logró mejorar el desempeño del tratamiento convencional por lodos activados, sin embargo su aplicación dependerá de la factibilidad económica basada como primera aproximación en los parámetros bioestequiométricos y cinéticos aquí estimados.

# CAPÍTULO 1. ANTECEDENTES

## 1.1 Introducción

Los procesos de tratamiento biológicos, especialmente los llevados a cabo por lodos activados (T.L.A), han sido aplicados principalmente en el tratamiento de aguas residuales de origen doméstico e industrial por aproximadamente casi un siglo. En sus principios, el diseño de los tratamientos biológicos se realizaba de una manera empírica; sin embargo, a principios de 1960 se comenzó a desarrollar formas de estudio más provechosas, a nivel laboratorio, que ayudaran a predecir las bondades y/o inconvenientes de estos tratamientos. (Eckenfelder 2000). A medida que su estudio se formalizó surgieron métodos de análisis que implementaron modelos matemáticos que describieron algunos de los fenómenos ocurridos en estos tratamientos.

En la actualidad existen tratamientos biológicos que presentan diversas problemáticas derivadas de un constante crecimiento industrial, ya que estas descargas, en muchos de los casos no son tratadas de manera independiente (en la propia industria), si no por el contrario son vertidas en los efluentes de tratamientos convencionales, adicionando un efecto inhibitor causado por compuestos poco degradables y tóxicos que contribuyen a irregularidades en los tratamientos biológicos.

En general, estos trastornos se ven reflejados por una baja actividad microbiana del tratamiento (mayor susceptibilidad), disminuyendo las velocidades de consumo de los sustratos, derivados de los cambios abruptos en la composición del efluente. (Scott et al 1995)

En éstos casos, la estimación de los parámetros de diseño: bioestequiométricos y cinéticos así como los efectos cualitativos y cuantitativos en la experimentación a nivel laboratorio de los tratamientos por lodos activados, pueden ayudar igualmente a predecir y relacionar el o los efectos de la integración de tratamientos químicos-biológicos.

Finalmente, con el objetivo de lograr un mayor beneficio y aprovechamiento del tratamiento convencional por lodos activados (T.L.A), bajo estas nuevas exigencias, se propone un estudio de su integración con un tratamiento químico, para el tratamiento de un agua residual de origen industrial-doméstico, en base a la evaluación de parámetros bioestequiométricos y cinéticos con y sin ozonación.

## **1.2 Descripción del tratamiento biológico del agua residual por lodos activados bajo condiciones inhibidoras**

Toda depuración de un agua residual ya sea industrial o urbana, está encaminada, como aspecto más fundamental a reducir la materia orgánica que posee, en términos de DBO, DQO y sólidos suspendidos. Son múltiples y conocidas las distintas operaciones unitarias que se diseñan para ello, destacando el T.L.A.

Sin embargo, en algunos de los casos, éstos T.L.A. pueden presentar una menor eliminación de la DQO (material orgánico) por tener efluentes con bajas relaciones de  $DBO_5/DQO$  (menor biodegradabilidad de los contaminantes) que impiden ser tratados bajo las condiciones operativas del tratamiento biológico [tiempo de residencia hidráulico ( $\tau$ ) y tiempo de residencia celular ( $\theta_x$ ), correspondiente a una carga orgánica (F/M)]. Otras veces no es posible la aplicación de un adecuado tratamiento biológico debido a motivos económicos o, más frecuentemente a la imposibilidad de mantener una población microbiana estable, por las exigencias del tratamiento.

A continuación se presentan los efectos y alternativas cuando los tratamientos biológicos exhiben éstas condiciones inhibidoras.

### 1.2.1 Efecto de la inhibición en el tratamiento biológico

La inhibición es observada frecuentemente, cuando la concentración del o los compuestos tóxicos es mayor de la capacidad de asimilación (biodegradación) por parte de los microorganismos. Se debe señalar que la toxicidad puede ser generada por compuestos orgánicos e inorgánicos no biodegradables (algunos de los casos poco biodegradables) así como metales pesados, que pueden estar presentes en los efluentes o generados en el proceso de tratamiento.

En general las aguas residuales que exhiben una mayor toxicidad, presentan bajas tasas de reacción, mientras que algunos compuestos orgánicos solubles presentes en las aguas residuales urbanas tienen una tasa de reacción intermedia. Ver Tabla 1.1. (Eckenfelder et al 1994)

**Tabla 1.1.** Coeficientes de reacción para efluentes orgánicos.

Fuente del desecho	Coefficiente de la tasa de reacción (k) día <sup>-1</sup> *
Tanino vegetal	1.2
Acetato celulosa	2.6
Peptona	4
Fábrica de papel sulfito	5
Fosfatos orgánicos	5
Monómero de acetato de vinilo	5.3
Intermediarios orgánicos	5.8
Nylon y rayón	6.7
<b>Efluente doméstico</b>	8
Refinería de petróleo	9.1
Fibra poliéster	14
Formaldehído, propano, metanol	19
Orgánicos de alto nitrógeno	22
<b>Procesamiento de papa</b>	36

\*Reacción de pseudo primer orden, base DBO<sub>5</sub>.

La implicación de poder alcanzar una reducción aceptable de toxicidad en los tratamientos biológicos, radica en tener una biomasa debidamente aclimatada a un

compuesto orgánico específico, particularmente cuando se usa inicialmente una biomasa originada de lodos municipales para tratar el agua residual.

La aclimatación en estos casos debe de ser progresiva respecto a la alimentación del tóxico orgánico, de bajas a altas concentraciones. Dependiendo del compuesto orgánico a tratar, la aclimatación total puede emplear un período considerable de tiempo o en su caso no poder llevar acabo el tratamiento por no ser un compuesto biocompatible.

Además existe el inconveniente de que algunos compuestos orgánicos no degradables (de alto peso molecular) se acumulan en los procesos de tratamiento biológicos, exhibiendo una mayor toxicidad. Aún después de largos períodos de aeración, los compuestos orgánicos no degradables permanecerán en el tratamiento biológico. (Eckenfelder et al 1994)

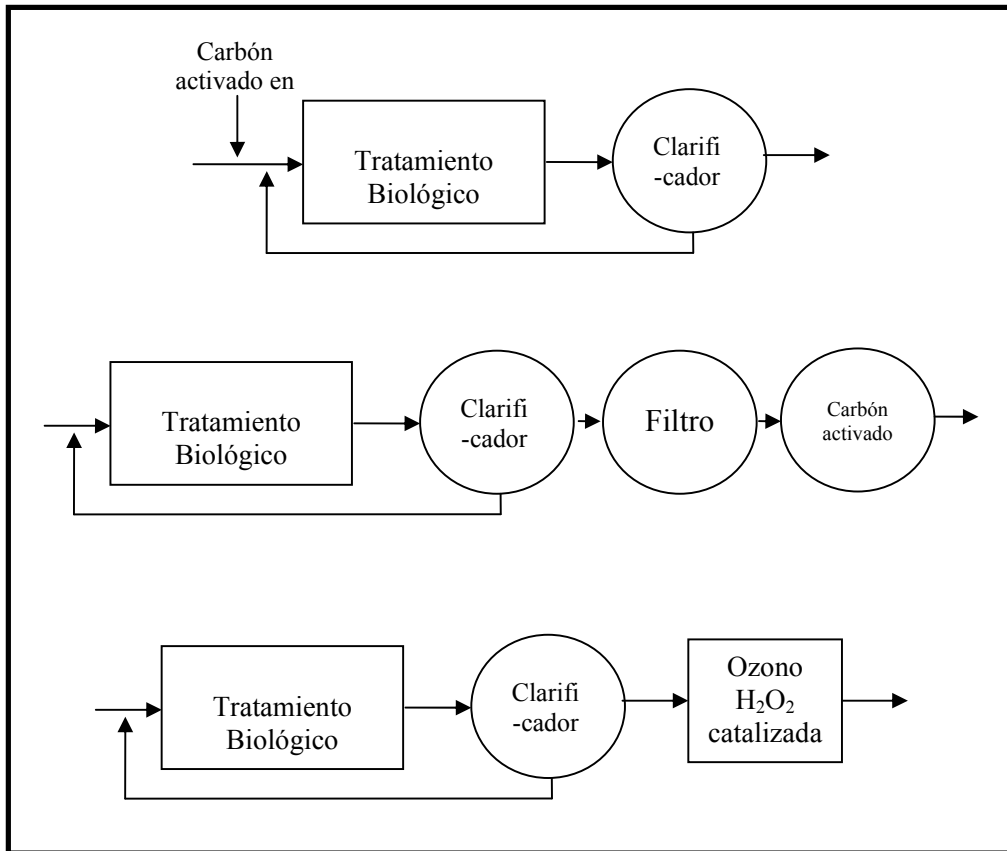
Lo anterior ocasiona, como primera instancia, una menor eficiencia del tratamiento en términos globales de DBO y DQO ya mencionados, así como deficiencias en las propiedades de sedimentación para los lodos activados [Índice volumétrico de lodos (IVL), y velocidad de sedimentación].

Respecto a los coeficientes cinéticos y bioestequiométricos, en condiciones de toxicidad generalmente se refleja una disminución en la tasa de consumo de oxígeno (pruebas de respiración de la biomasa) y de los niveles de utilización de oxígeno, indicio de una menor biodegradabilidad en los compuestos. (Beltrán et al 2000)

### **1.2.2 Tecnologías disponibles**

En la actualidad, los tratamientos económicamente más viables que complementan a los sistemas de T.L.A. en efluentes de este tipo son: la oxidación química y la adsorción con carbón activado. En la Figura 1.1, se presentan algunos esquemas de las tecnologías fisicoquímicas más comunes para la reducción de toxicidad. (Karrer et al 1997)





**Figura 1.1.** Alternativas de tratamiento comunes para la reducción de toxicidad en un tratamiento biológico.

A continuación se enlistan algunas de las tecnologías aplicables en los tratamientos avanzados de aguas residuales para la reducción de su toxicidad, junto a su interrelación, con el fin de ubicar a los tratamientos biológicos:

- Tratamiento biológico - Procesos aerobios y anaerobios
- Adsorción con carbón – Carbón activado granular (CAG) y en polvo (CAP)
- Oxidación química – Oxidaciones avanzadas / Ozono
- Precipitación química
- Arrastre por aire (desorción)
- Manejo de lodos

**Interrelación de las tecnologías:**

- Filtración previa al sistema CAG para eliminación de sólidos suspendidos para prevenir obstrucción.
- Filtración posterior al sistema CAP de lodos activados para reducir sólidos suspendidos del efluente.
- Oxidación química previa al tratamiento biológico para mejorar la biodegradabilidad (esquemas de integración químico-biológico).
- Ajuste de pH previo a oxidación química para alcanzar condiciones óptimas en las reacciones químicas.
- Filtración posterior a la precipitación para eliminación de sólidos suspendidos.
- Precipitación posterior al arrastre por aire para eliminar hierro y prevenir impurezas.
- Acondicionamiento de lodo previo a deshumidificación y disposición.

### 1.3 Ozono en el tratamiento del agua residual

El ozono es un poderoso oxidante y eficiente bactericida, siendo altamente reactivo para compuestos orgánicos e inorgánicos. Entre los agentes oxidantes más comunes, es superado solo por el fluoruro y radicales hidroxilos respecto de su poder oxidativo (ver la Tabla A.1 en la sección de Apéndices para la comparación del potencial oxidativo frente a otras especies, así como sus propiedades físicas en la Tabla A.2). Ha sido aplicado exitosamente desde principios del siglo XX como desinfectante de aguas potables, sin embargo durante las últimas dos décadas ha tenido una aplicación importante en los tratamientos de agua residual. Su uso ha permitido un notable mejoramiento del gusto, color, características de filtración y biodegradabilidad del agua residual. (Gottschalk et al 2000)

Se ha empleado con éxito en la decoloración de caolín y de pulpa de celulosa y, en general, procesos avanzados de oxidación para la eliminación de contaminantes como tratamiento de efluentes acuosos extremadamente contaminados. El ozono puede producirse fácilmente “in situ” típicamente por descarga eléctrica en una corriente de aire y/o oxígeno descomponiéndose sólo en  $O_2$  y  $H_2O$ , siendo un método más noble y ventajoso por no producir residuos como los trihalometanos y compuestos clorados en la cloración ó en el tratamiento con óxido de cloro, además de no dejar olores ni gustos residuales por su rápida disipación. (White 1999)

La ozonización es un tratamiento versátil para técnicas combinadas, por producir aldehídos, cetonas y/o ácidos carboxílicos (compuestos fácilmente biodegradables en tratamientos biológicos) a partir de compuestos orgánicos presentes en el agua residual. (Rice et al 1986)

En contraposición con los beneficios anteriores y desde el punto de vista operacional y de ingeniería, el uso de ozono no es trivial como el uso de un oxidante totalmente miscible con el agua, como el peróxido de hidrógeno, puesto que involucra

procesos de transferencia de la molécula gaseosa a la fase acuosa, existiendo entonces limitaciones de transferencia de masa. Por ello, el proceso requiere eficiente agitación, haciendo necesario el uso de difusores, mezcladores en línea, venturís y torres de contacto. Este aspecto agrega altos costos de inversión en su utilización.

### **1.3.1 Aplicación industrial**

Comenzando por la instalación y operación de la primera planta de desinfección por ozonización, en la potabilización del agua en Niza, Francia (1906), el incremento tanto en cantidad como en aplicaciones se ha extendido notoriamente por todo el mundo. (Gottschalk et al 2000)

Las aplicaciones industriales son muy diversas destacándolo en plantas potabilizadoras, ya mencionadas, y domésticas como sistemas de tratamiento para albercas, además del tratamiento de agua residual provenientes de procesos químicos, industrias textiles, torres de enfriamiento, rellenos sanitarios, aguas residuales domésticas-industriales, entre otras. En la Tabla 1.2, se muestra el número de plantas productoras de ozono construidas por la industria mayormente en Alemania y otros países Europeos, de 1954-1997, con su respectivo campo de aplicación. Casi un 90 % de estos sistemas de tratamiento se pusieron en marcha durante los últimos 25 años, con un incremento dramático desde 1990. (Böhme 1999)

A manera de comparación, en los Estados Unidos, antes de 1980 existían menos de 10 plantas; en 1995 su número llegaba casi a 100 y más de 50 se encontraban en la etapa de diseño o construcción. En Europa se encuentran funcionando actualmente miles de plantas. Sin embargo en otros países como en México se están apenas incorporando estas tecnologías, finales de los 90, como formas preventivas de tratamientos derivados de una exigencia normativa y de conveniencia económica, alternando con otros sistemas de tratamiento. (Masschelein 1996)

**Tabla 1.2** Plantas productoras de ozono construidas por la industria Alemana de 1954-1997.

Aplicación*	Número de plantas	% del total	Dosis de ozono	Unidades de la dosis
<b>Tratamiento de potabilización</b>				
Potabilización de agua	694	10.5	0.5-1.2	$\text{g O}_3/\text{m}^3$
Industria de bebidas	772	12	-	-
<b>Tratamiento de aguas residuales</b>				
Aguas de proceso	660	10	0.5->3.5	$\text{g O}_3/\text{m}^3$
Aguas residuales industriales/domésticas	221	3	2-50	$\text{g O}_3/\text{m}^3$
Lixiviados	32	0.5	0.5-3.0	$\text{g O}_3/\text{g } \Delta \text{DQO}$
Industria textil	6	< 0.1	>0.13	$\text{g O}_3/\text{g } \Delta \text{DQO}$
Blanqueado de pulpas	9	< 0.1	-	$\text{g O}_3/\text{g } \Delta \text{DQO}$
Agua de enfriamiento	47	0.7	-	-
<b>Otras aplicaciones</b>				
Agua para albercas	3587	55	1.0-1-5	$\text{g O}_3/\text{m}^3$
Otras	536	8		
<b>Total</b>	<b>6566</b>	<b>100</b>		

\* Escala industrial: sistemas de tratamiento que operan generadores de ozono con capacidades mayores a 0.5 kg/hr,

El tratamiento del agua residual se ha hecho más frecuente tanto desde las administraciones públicas como desde las propias industrias, ya que sin requerir condiciones de potabilidad, son perfectamente aceptables para otros usos como las aplicaciones citadas en la Tabla 1.2.

En éstos casos, la acción del ozono toma especial importancia con los contaminantes que no pueden o no llegan a ser eliminados completamente por otros tratamientos. Entre ellos se pueden destacar: (Doménech et al 1995)

- Pigmentos naturales y sintéticos
- Fenoles
- Cianuros
- Detergentes
- Pesticidas (Plaguicidas y derivados)
- Trihalometanos (T.H.M.)
- Metales pesados (Fe, Mn, Cd, Ni, Co, Zn, Tl, etc.)

Cabe destacar que del nivel de energía como de oxígeno consumidos, depende la viabilidad económica de su aplicación industrial. Por tal motivo es deseable la combinación de sistemas ozonización/biodegradación. De lo anterior se pueden resumir algunas de las ventajas, especialmente frente al cloro, y desventajas del uso del ozono en el tratamiento de aguas. (Prado et al 1992)

#### Ventajas

- El ozono es producido fácilmente de aire u oxígeno por una descarga eléctrica.
- El ozono puede reaccionar fácilmente con compuestos orgánicos e inorgánicos debido a su gran potencial de oxidación.
- Ausencia de subproductos tóxicos.
- Si se presenta un exceso de ozono en el agua, puede descomponerse fácilmente a oxígeno sin dejar ningún residuo.
- Durante la desinfección, el ozono puede eliminar también la DQO, color, olor y turbidez del agua tratada.
- Incremento de la biodegradabilidad en compuestos orgánicos.

## Desventajas

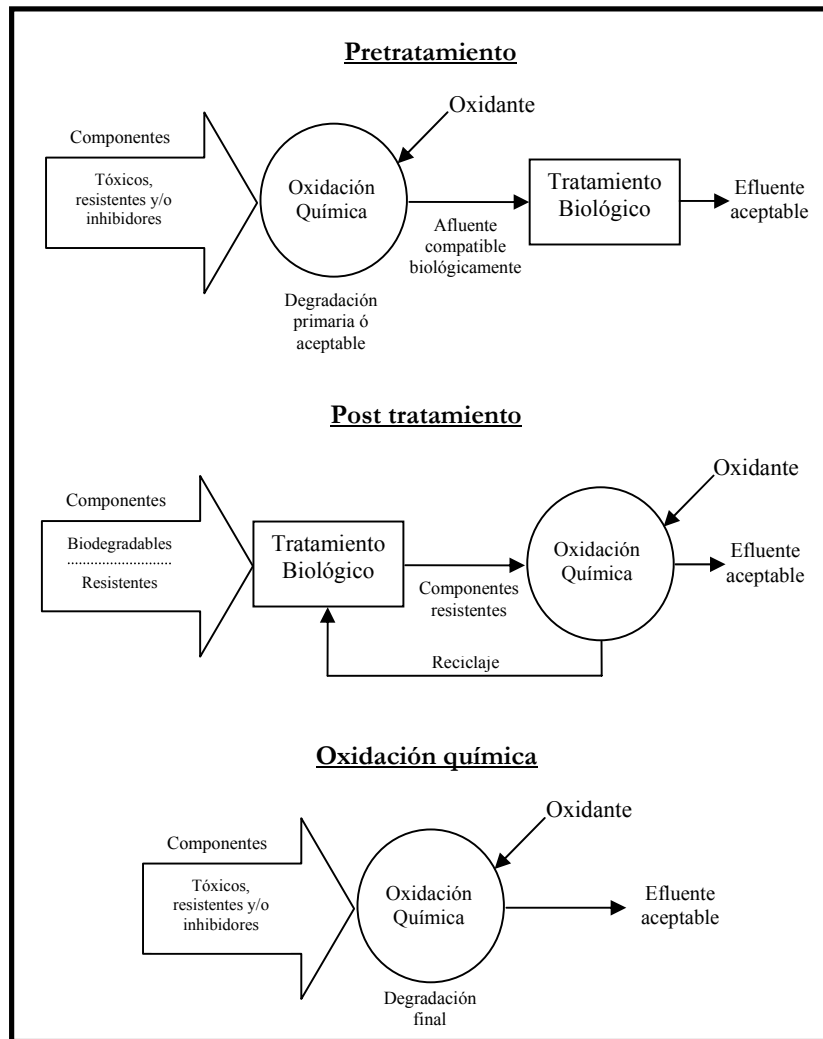
- La eficiencia de la generación de ozono es baja (6-12 % de oxígeno y 4-6 % de aire, en peso) teniendo por consiguiente bajas concentraciones, además de altos costos unitarios y de operación [valor unitario: 0.5 dólares/kg O<sub>3</sub>, Environmental Protection Agency (EPA) 2000].
- Puede formar subproductos, que necesiten de un tratamiento posterior.
- El ozono tiene que ser generado in situ, debido a sus problemas de almacenamiento y transportación.
- No proporciona un residual persistente para los sistemas de desinfección, por tener una vida media baja en el agua a condiciones normales.
- Puede formar compuestos con cierto grado de corrosión y/o formación de precipitados que dañen a los materiales.

## 1.4 Integración de sistemas químicos-biológicos en el tratamiento del agua residual

Como ya se mencionó, en algunos casos la reducción de toxicidad y/o biodegradabilidad puede ser lograda mediante la combinación de tratamientos químicos y biológicos como opción para la oxidación de contaminantes. La degradación química de compuestos orgánicos resistentes puede tomar varias formas: (Eckenfelder et al 2000)

- *Degradación primaria*, en la cual ocurre un cambio estructural en el compuesto primario, resultando en una biodegradabilidad mejorada.
- *Degradación aceptable*, en la cual la degradación ocurre hasta un punto donde la toxicidad es reducida.
- *Degradación última*, la que resulta de una mineralización a CO<sub>2</sub> y H<sub>2</sub>O y otros compuestos orgánicos.

En la Figura 1.2 se muestran los diferentes esquemas del tratamiento. Estos representan conceptos completamente diferentes y son aplicables a diferentes tipos de desechos.



**Figura 1.2.** Esquemas de oxidación química-tratamiento biológico de efluentes tóxicos.

- El esquema de pretratamiento puede ser aplicable a situaciones donde los componentes del efluente son primariamente resistentes o inhibirán seriamente o impedirán el tratamiento biológico.



- El esquema de postratamiento será aplicado cuando los compuestos resistentes no son tóxicos y no inhibirán significativamente el tratamiento biológico. Estos compuestos pasarán a través del sistema mientras que los compuestos biodegradables serán eliminados. El oxidante puede ser colocado luego en condiciones óptimas de uso para degradar parcialmente los compuestos resistentes, los cuales se transformarán en biodegradables y podrán ser reciclados al proceso biológico.
  
- El uso de oxidantes químicos para degradar compuestos orgánicos hasta su último estado, sólo sería útil en el caso que no se produzcan subproductos más degradables por oxidación química.

Dependiendo de los contaminantes existentes, el ambiente de reacción y el tiempo de la misma, la reacción puede ser interrumpida en un paso intermedio particular (menor demanda del oxidante). Idealmente, estas condiciones podrían dar una degradación aceptable de especies orgánicas que antes eran "no biocompatibles" e integradas a los tratamientos biológicos, pudiendo representar una reducción sustancial de costos (solución costo-beneficio para la reducción de toxicidad) comparado con la "degradación última" usando oxidantes químicos.

En la Tabla 1.3 se presentan algunas de las posibles alteraciones y efectos biodegradativos en los contaminantes debido a la oxidación química (Jochimesen y Matin 1997)

**Tabla 1.3.** Alteraciones debido a una oxidación química con sus posibles efectos en la biodegradabilidad.

Cambios en	Efectos biodegradativos
<p>a) <u>Estructura química</u></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Disminución de compuestos aromáticos. (rompimiento de enlaces)</li> <li>- Destrucción de compuestos con altos pesos moleculares.</li> <li>- Incorporación de oxígeno: <ul style="list-style-type: none"> <li>➔ Formación de grupos funcionales. (hidroxilos, carboxilos, aldehídos, etc.)</li> <li>➔ Incremento en la polaridad del compuesto.</li> <li>➔ Disminución de la relación DQO/DBO<sub>5</sub>.</li> </ul> </li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- <b>Aumento de la actividad enzimática.</b></li> <li>- <b>Facilidad de los mecanismo de transporte celular.</b></li> </ul>
<p>b) <u>Propiedades cualitativas</u></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- <b>Destrucción de sustancias tóxicas.</b></li> <li>- <b>Destrucción de inhibidores orgánicos en la nitrificación.</b></li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- <b>Disminución del efecto inhibidor en los procesos bioquímicos.</b></li> <li>- <b>Aumento de los procesos de nitrificación.</b></li> </ul>

Los costos de inversión y operación son menores para los procesos biológicos comparados con un proceso químico individual: los costos de inversión para los procesos biológicos son del rango de 5 a 20 veces menores que un tratamiento químico individual, ya sea con ozono u otro oxidante. Mientras que el rango de costos operativos es del rango de 3 a 10 veces menor. (Scott et al 1996; Marco et al 1997)

Ejemplo de un análisis de costos en la integración ozono-lodos activados se presenta en la Tabla A.3 en la sección de Apéndices, extraído de un tratamiento de aguas textiles. (Liakou et al 2003)

Se debe de mantener un balance económico ente los procesos minimizando la cantidad de oxidante requerido, logrando reducir los costos de operación.

En resumen, la necesidad de aplicar estos sistemas radica cuando se evidencia que como procesos de tratamientos individuales no logran los requerimientos deseados tales como: (Gottschalk et al 2000)

- Transformación y eliminación de sustancias tóxicas o refractarias en el agua residual.
- Maximizar la mineralización, reduciendo en gran medida la cantidad de carbón orgánico total (COT) o cumpliendo con las normas establecidas.
- No se logran satisfacer los requerimientos económicos del tratamiento.

#### **1.4.1 Características de la integración ozono-lodos activados**

El estudio sistemático de estos sistemas de tratamiento ozonación/lodos activados se encuentran como algunas de las aplicaciones más recientes las llevadas a cabo en aguas residuales provenientes de la industria alimenticia, de aceitunas (<sup>7</sup>Beltrán et al 2000), destilados de vinos (<sup>1</sup>Beltrán et al 2000) además de lixiviados en rellenos sanitarios (Baig y Liechti 2001), agua residual de la industria textil (Ledakowicz 1998), entre otros, obteniendo un mejoramiento en la biodegradabilidad de estos efluentes aumentando las eficiencias globales del T.L.A. subsecuente.

Algunos de los métodos más utilizados para la medición de la biodegradabilidad, para este tipo de sistemas, se le conoce como la razón de  $DBO_5/DQO$  ya mencionada, al

igual que la razón de  $DBO_5/COT$  (Gilbert 1987; Marco et al 1997; Wang et al 1994). Estas mediciones hacen referencia a las condiciones a las que fueron sometidas por el oxidante químico (tiempo de tratamientos, concentración del agente oxidante, temperatura, etc.) para su comparación y evaluación.

La razón de biodegradación ( $DBO_5/DQO$ ) para aguas residuales municipales es de 0.4-0.5 es por eso el interés de las oxidaciones químicas o procesos avanzados de oxidación en los tratamientos de aguas residuales industriales con el fin de incrementar esta razón. (Ledakowicz et al 1998)

Además de las relaciones anteriores es necesario información sobre la toxicidad, velocidad y cinéticas de degradación las cuales ayudan al diseño de las plantas tratadoras de aguas residuales. Por ejemplo, las mediciones sobre la destrucción de sustratos, oxígeno consumido (respirómetro), mediciones del índice de toxicidad  $EC_{50}$ , conteo del crecimiento de células y de los niveles intracelulares de ATP, entre otros. (Gutiérrez et al 2002)

En la publicación de Scott y Ollis (1995), se presenta un compendio de diversos estudios a nivel laboratorio que aplican la integración de las oxidaciones químicas-degradación biológica para una gran variedad de contaminantes orgánicos provenientes de efluentes residuales. De estos estudios se destaca la experimentación comparativa que hizo Gilbert (1987) en 28 compuestos aromáticos substituidos, manteniendo la misma secuencia de pretratamiento de ozonización y T.L.A., logrando que el 100% de las transformaciones de estos compuestos orgánicos alcanzara un 55-70 % de eliminación en términos de de la DQO y de 30-40% de eliminación en términos de Carbón Orgánico Total (COT) después de la ozonización, logrando incrementar la biodegradabilidad de estos compuestos, medida como la razón de  $DBO_5/DQO$  ( $0.4 \pm 0.1$  g  $DBO_5$ / g DQO ó mayores).

Lo anterior es un ejemplo donde el ozono puede oxidar parcialmente y relativamente fácil a estos compuestos, produciendo ácidos de bajo peso molecular siendo

estos mas biodegradables (para el T.L.A.) que la mezcla inicial de aromáticos, pero ahora más difíciles de oxidar a través de la ozonación.

Referente a la operación de estos sistemas, se han presentado estudios de la secuencia para los tratamientos ozono-lodos activados teniéndose como primer esquema el recircular continuamente el agua residual entre los dos procesos por varias ocasiones en forma continua (ciclos) (Heinzle et al 1995), ó el presentado como un solo sistema de tratamiento continuo (<sup>6</sup>Beltrán et al 1999; <sup>1</sup>Rivas et al 2000), además de las aplicaciones por lotes secuenciales donde se repiten de dos a tres ocasiones el sistema “batch” para ambos tratamientos (Jochismsen 1997; Kaiser 1996; Karrer et al 1997), logrando eliminar el efecto inhibitor debido a la toxicidad existente en el agua residual de estudio.

La integración de los anteriores esquemas ha demostrado que los procesos continuos son superiores a los procesos secuenciales por lotes, en términos de un menor consumo de ozono por COT eliminado. Sin embargo, la adaptación progresiva de los microorganismos en el proceso biológico respecto a los productos de oxidación es determinante para lograr reducir la cantidad de ozono aplicado. (Lin et al 2001)

Un comportamiento típico en términos de la concentración de COT y fracción degradada en función de la dosis específica de ozono, muestra un incremento continuo de la fracción biodegradable hasta alcanzar un máximo, para después disminuir dicha fracción si se continuara con la ozonización (Gottschalk et al 2000). Es aquí donde se presenta el problema de optimización para determinar la biodisponibilidad máxima de los compuestos minimizando la mineralización en la etapa de ozonización y por consiguiente logrando un mayor aprovechamiento de su subsecuente tratamiento biológico.

#### **1.4.2 Parámetros bioestequiométricos y cinéticos reportados**

Se tiene conocimiento de los parámetros bioestequiométricos y cinéticos que caracterizan a los T.L.A., los cuales se describirán a detalle más adelante en la sección de

Marco Teórico, sin embargo es necesario hacer referencia a éstos como herramientas que ayudan a describir los cambios sobre el tratamiento biológico integrado a una preozonación, siendo un área de oportunidad en su integración respecto a su diseño, escalamiento y eficiencia de la operación para los tratamientos convencionales por lodos activados.

### Tratamientos convencionales por lodos activados

A continuación se presentan algunos valores típicos para los parámetros bioestequiométricos y cinéticos en el tratamiento biológico aeróbico para diferentes efluentes residuales, ver Tabla 1.4. (Ramahlo 1991)

**Tabla 1.4.** Parámetros de diseño para los tratamientos aeróbicos por lodos activados <sup>a,b</sup>.

<b>Agua residual</b>	<b>Yx</b> mg SSV/mg DBO <sub>5</sub>	<b>a</b> mg O <sub>2</sub> /mg DBO <sub>5</sub>	<b>Km</b> día <sup>-1</sup>	<b>b Km</b> mg O <sub>2</sub> /(mg SSV día)	<b>K</b> L/(mg DBO <sub>5</sub> día)
Doméstica	0.49-0.64	0.52	0.075	0.106	<b>0.017-0.03</b>
Refinería	0.70	0.40-0.77	0.10-0.16	0.142-0.227	<b>0.074</b>
Química y petroquímica	0.31-0.72	0.31-0.76	0.05-0.18	0.071-0.255	<b>0.0029-0.018</b>
Cervecería	0.56	0.48	0.10	0.142	-
Farmacéutica	0.72-0.77	0.46	-	-	<b>0.018</b>
<b>Papelera y blanqueado</b>	<b>0.5</b>	<b>0.65-0.8</b>	<b>0.08</b>	<b>0.114</b>	-

<sup>a</sup>K<sub>s</sub>, (primer orden, KS)

<sup>b</sup>Valor estimado de b = 1.42 mg O<sub>2</sub>/mg SSV consumidos

También se presentan algunos de los parámetros típicos presentados en el tratamiento biológico de aguas residuales de origen doméstico, presentados en la Tabla 1.5. (Metcalf et al 1991)

**Tabla 1.5.** Valores bioestequiométricos y cinéticos comunes en aguas residuales municipales.

<b>Coefficientes <sup>a</sup></b>	<b>Unidades</b>	<b>Valores</b>	
		<b>Rango</b>	<b>Típico</b>
k	mg DQO/(mg SSV día)	2-10	<b>5</b>
K <sub>s</sub>	mg DBO <sub>5</sub> /L	25-100	<b>60</b>
	mg DQO/L	10-60	<b>40</b>

Y <sub>x</sub>	mg SSV/mg DBO <sub>5</sub> mg SSV/mg DQO	0.4-0.8 0.3-0.6	<b>0.6</b> <b>0.4</b>
<b>K<sub>m</sub></b>	<b>mg SSV/(mg SSV día)</b>	<b>0.06-0.15</b>	<b>0.1</b>

<sup>a</sup> Cinética de Monod, valores reportados a 20 °C.

Como puede observarse en la Tabla 1.4 y la Tabla 1.5, partiendo de los valores típicos se pueden llevar a cabo comparaciones de estos tratamientos frente a su integración con una preoxidación, evaluando igualmente los niveles de producción de biomasa, los requerimientos de oxígeno para el sistema, así como las velocidades de consumo para el sustrato ayudando a su comparación para el mismo tratamiento biológico.

### Comparación de parámetros en un T.L.A. frente al sistema ozono-T.L.A.

Respecto al T.L.A. y el sistema ozono-T.L.A., se presentan a continuación, dos Tablas comparativas reportadas en experimentaciones previas.

En la Tabla 1.6, se presenta una comparación de los parámetros bioestequiométricos y cinéticos, en el tratamiento por lodos activados y sistema ozono-lodos activados, de un agua residual de origen agroindustrial-doméstica. (<sup>3</sup>Beltrán et al 2000)

**Tabla 1.6.** Coeficientes biocinéticos en el tratamiento continuo con lodos activados de un agua agroindustrial-doméstica, con y sin preozonación<sup>1</sup>.

Tipo de tratamiento	<b>k</b> [mg DQO/(mg SSV día)]	<b>α</b> (mg DQO/mg SSV)	<b>Y<sub>x</sub></b> (mg SSV/mg DQO)	<b>K<sub>m</sub></b> (día <sup>-1</sup> )	<b>a</b> (mg O <sub>2</sub> /mg DQO)	<b>b K<sub>m</sub></b> [mg O <sub>2</sub> /(mg SSV día)]	<b>b</b> (mg O <sub>2</sub> /mg SSV)
Tratamiento biológico	1.99	1.04	0.41	0.050	0.41	0.037	<b>0.74</b>
<b>Ozonación-Tratamiento biológico</b>	<b>2.64</b>	<b>0.33</b>	<b>0.43</b>	<b>0.093</b>	<b>0.56</b>	<b>0.057</b>	<b>0.61</b>

<sup>1</sup> Cinética de Contois:  $U = k \frac{S}{\alpha X + S}$ ; pH 5-6. \*Dosis de ozono aplicada: 200 mg/L.

Relación de biodegradabilidad (DBO<sub>5</sub>/DQO)<sub>i</sub> = 0.58 y después de ozonación (DBO<sub>5</sub>/DQO)<sub>f</sub> = 0.67

De la tabla anterior se puede observar:

- Incremento en la biodegradabilidad (DBO<sub>5</sub>/DQO) del agua residual de 0.58 a 0.67.

- Incremento de la velocidad de consumo ( $k$ ) de los sustratos en 1.33<sub>DQO</sub> veces.
- Menor inhibición del sustrato en el sistema ( $\alpha$ ).
- No se reflejó una dependencia de la preozonación en el rendimiento de la biomasa ( $Y_x$ ) en base la DQO, dando resultados similares en ambos tratamientos biológicos.
- Incremento en la velocidad de biomasa consumida ( $K_m$ ) en 1.86 veces, originando un incremento en la velocidad de consumo del oxígeno por unidad de biomasa ( $bK_m$ ) en 1.54 veces (se contabilizó el consumo de oxígeno en la nitrificación).
- Respecto al coeficiente bioestequiométrico ( $a$ ), no se reportó como base DBO<sub>5</sub>, por lo que no se concluyó la dependencia de los niveles de consumo de oxígeno en la eliminación del material biodegradable.
- Los valores experimentales calculados de ( $b$ ), fueron bajos en ambos tratamientos. En el estudio se consideró el valor teórico reportado de 1.42 mg O<sub>2</sub>/mg SSV, para la consistencia de los datos experimentales.
- Se logró una mayor eficiencia de eliminación en términos de DBO<sub>5</sub> y DQO para el tratamiento de lodos activados con preozonación.

Por último, se presenta igualmente una Tabla comparativa en el tratamiento de agua residual de origen doméstico, ver Tabla 1.7. (<sup>4</sup>Beltrán et al 2000)

**Tabla 1.7.** Coeficientes biocinéticos en el tratamiento continuo con lodos activados de un agua *doméstica*, con y sin preozonación<sup>1</sup>.

Tipo de tratamiento	<b>k</b> (mg Sustrato/mg SSV día)	<b>Y<sub>x</sub></b> (mg SSV/mg DBO <sub>5</sub> )	<b>K<sub>m</sub></b> (día <sup>-1</sup> )	<b>a</b> (mg O <sub>2</sub> /mg sustrato)	<b>b K<sub>m</sub></b> (mg O <sub>2</sub> /mg SSV día)	<b>b</b> (mg O <sub>2</sub> /mg SSV)
Tratamiento biológico	2.33 <sub>DQO</sub> 2.20 <sub>DBO</sub>	0.58	0.096	0.58 <sub>DQO</sub> 0.72 <sub>DBO5</sub>	0.043	<b>0.45</b>
Ozonación-Tratamiento biológico	3.55 <sub>DQO</sub> 3.67 <sub>DBO</sub>	<b>0.69</b>	<b>0.105</b>	<b>0.49</b> <sub>DQO</sub> <b>0.57</b> <sub>DBO5</sub>	<b>0.086</b>	<b>0.82</b>

<sup>1</sup> Cinética de Pseudo primer orden:  $U = k\left(\frac{S}{S_0}\right)$ ; pH 7-8. \*Dosis de ozono aplicada: 30 mg/L.

Relación de biodegradabilidad (DBO<sub>5</sub>/DQO)<sub>i</sub> = 0.57 y después de ozonación (DBO<sub>5</sub>/DQO)<sub>f</sub> = 0.69



De la tabla anterior se puede observar:

- Incremento en la biodegradabilidad ( $DBO_5/DQO$ ) del agua residual de 0.57 a 0.69.
- Incremento de la velocidad de consumo ( $k$ ) de los sustratos en  $1.52_{DQO}$  y  $1.66_{DBO_5}$  veces.
- La preozonación incremento el rendimiento de la biomasa ( $Y_x$ ) en base la  $DBO_5$ , en un 19 %.
- Incremento en la velocidad de biomasa consumida ( $Km$ ) en un 9 %, originando un aumento en la velocidad de consumo del oxígeno por unidad de biomasa ( $bKm$ ) del doble (se contabilizó el consumo de oxígeno en la nitrificación).
- Respecto al coeficiente bioestequiométrico ( $a$ ) como base  $DBO_5$ , se concluyó la formación de productos de la ozonación más oxigenados por tener una menor demanda de oxígeno requerido por sustrato biodegradado, disminución del 21 % de oxígeno requerido.
- Los valores experimentales calculados de ( $b$ ), fueron bajos en ambos tratamientos. Sin embargo, se consideró igualmente el valor teórico reportado de  $1.42 \text{ mg O}_2/\text{mg SSV}$ , para la consistencia de los datos experimentales.
- Se logró igualmente una mayor eficiencia de eliminación en términos de  $DBO_5$  y  $DQO$  para el tratamiento de lodos activados con preozonación.

En ambas experimentaciones, al aplicar la ozonación como pretratamiento se demostró un mejoramiento en el desempeño del tratamiento por lodos activados, incrementando las velocidades de consumo del sustrato (aumento de la eficiencia en el tratamiento), menor inhibición del tratamiento; sin embargo, para los requerimientos de oxígeno ( $a$ ) y de producción de biomasa ( $Y_x$ ) no se identificó una clara dependencia entre ambos parámetros que pudiera explicar el incremento o disminución de la producción neta de biomasa y de los requerimientos totales de oxígeno después de la ozonación, expresada en términos de  $DBO_5$  y  $DQO$ .

## 1.5 Justificación

El crecimiento urbano junto la constante expansión industrial con falta de planeación, ha traído consigo que los tratamientos convencionales por lodos activados, diseñados en principio para el tratamiento de drenajes residuales en sectores localizados, no se han capaces de tratar eficientemente a este tipo de efluentes por contener tóxicos y compuestos persistentes que reducen severamente su grado de biodegradabilidad por tener bajas relaciones de  $DBO_5/DQO$ , requiriendo altas exigencias del tratamiento pudiéndolo inhibir eventualmente.

Estas exigencias en los tratamientos biológicos pueden ser prevenidas con el estudio de los parámetros bioestequiométricos y modelos cinéticos que revelen los efectos y/o cambios a los que se ven sometidos.

Así, se pueden realizar comparaciones en los sistemas biológicos, incorporando otras tecnologías de tratamiento, como lo es la integración de una preozonación en los tratamientos convencionales de lodos activados, basados en los resultados revisados anteriormente, estimando los requerimientos de oxígeno, niveles de producción de biomasa y eficiencias globales del tratamiento.

Lo anterior podrá ayudar al mejor aprovechamiento de los tratamientos biológicos convencionales, cumpliendo con estrictas reglamentaciones ambientales.

## 1.6 Objetivos

### Objetivo general de la tesis

Evaluar el efecto de un pretratamiento por ozonificación en el desempeño de un tratamiento por lodos activados con agua residual de origen doméstico-industrial.

### Objetivos específicos

- Cuantificar y analizar el cambio en la biodegradabilidad ( $DBO_5/DQO$ ) del agua residual atribuido al pretratamiento de oxidación química por ozono, en base a la dosis de ozono aplicada.
- Estimar los parámetros bioestequiométricos y cinéticos de los reactores biológicos con y sin preozonación como base de su comparación.
- Comparar las eficiencias de eliminación respecto la  $DQO$  y  $DBO_5$ , junto a sus características operativas para ambos sistemas de tratamiento biológico.

## CAPÍTULO 2. MARCO TEÓRICO

En éste capítulo se presenta la descripción de los mecanismos de acción que caracterizan a los tratamientos por lodos activados y de ozonación.

### 2.1 Mecanismo de la degradación aeróbica

Como ya se mencionó en el Capítulo 1, la descripción analítica de los procesos biológicos se apoya en modelos matemáticos que pueden representar y/o predecir a los datos experimentales ayudando al estudio y comprensión de las diferencias entre los mismos tratamientos por lodos activados (T.L.A.).

El diseño de estos tratamientos comprende tres grupos principales de estudio:

- Estudios cinéticos
  - Representaciones de las velocidades de consumo (degradación) de los sustratos, por el promedio de la población heterogénea de microorganismos.
- Balances de materia
  - Niveles de utilización de oxígeno, capacidad de producción de la biomasa.
- Condiciones óptimas de los lodos activados
  - Tiempos de estabilización, índice volumétrico de lodos, velocidad de sedimentación, tipos y concentración de microorganismos (biomasa).

Respecto al balance de materia se desprenden parámetros importantes de estudio que pueden ser analizados en procesos (continuos) de tratamiento.

### 2.1.1 Parámetros bioestequiométricos y cinéticos

Respecto los parámetros bioestequiométricos es necesario entender el mecanismo básico de la degradación aeróbica de los sustratos (contaminantes) conforme sus reacciones son ocurridas.

El sustrato puede representarse de manera global (por se un conjunto de compuestos) como la demanda teórica de oxígeno (DTO), carbón orgánico total (COT), demanda química de oxígeno (DQO) ó demanda bioquímica de oxígeno (DBO), con sus respectivas equivalencias. (Ramalho 1991)

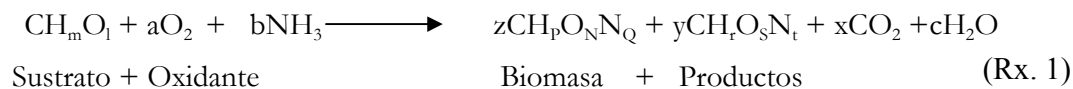
En este caso se tomará como base a la DQO y/o DBO<sub>5</sub> para su representación, ya que son medición relativamente rápidas de encontrar y por consiguiente con un mayor número de ensayos para su determinación.

#### Reacciones

Las reacciones que describen la actividad metabólica para las etapas degradativa-sintética y de mantenimiento son, ver Figura 2.1 para su ubicación esquemática.

- **Reacción de respiración**
  - Generación de energía (fracción degradativa)
  - Formación de biomasa y productos extracelulares (fracción sintética)
  
- **Reacción de mantenimiento**
  - Consumo de material celular (fracción de mantenimiento)

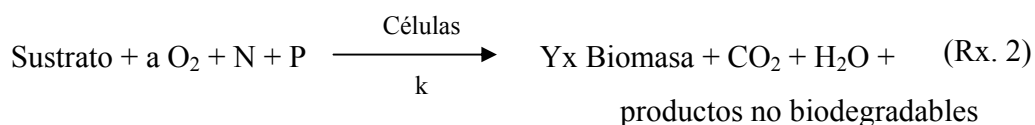
Expresión general de la reacción



En un tratamiento continuo, los procesos de respiración y mantenimiento suceden simultáneamente es por eso que al expresar la estequiometría biológica, son necesarias ambas reacciones para la contabilidad de las diferentes especies químicas. Considerando el caso de la degradación aeróbica conocida como tratamiento de lodos activados, la eliminación del sustrato da como resultado la aparición de biomasa principalmente. (García 1998)

Sin embargo, por no conocer la composición para todas las especies, se toma de manera global la representación de los sustratos y biomasa, teniendo que:

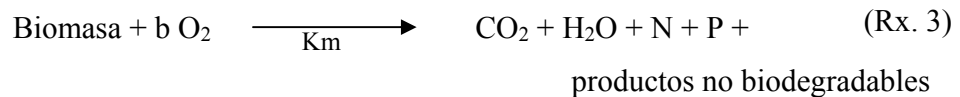
La estequiometría de la **respiración** se expresa como:



Definición de los parámetros de diseño

- a** Coeficiente bioestequiométrico del oxígeno consumido, para la producción de energía.  
(mg de O<sub>2</sub> consumidos en la respiración / mg DQO totales degradados)
- Y<sub>x</sub>** Rendimiento de producción de los lodos activados.  
(mg de SSV producidos / mg DQO totales degradados)
- k** Coeficiente cinético de la biodegradación, correspondiente al consumo del sustrato.  
(dependiente del orden de la reacción)

La estequiometría de **mantenimiento** por su parte se traduce en:



Definición de los parámetros de diseño

- b** Coeficiente bioestequiométrico del oxígeno requerido para llevar a cabo la oxidación de la biomasa durante la respiración endógena.  
(mg O<sub>2</sub> requeridos/mg de SSV oxidados en la respiración endógena)  
valor teórico reportado 1.42 correspondiente a C<sub>5</sub>H<sub>7</sub>NO<sub>2</sub> como fórmula empírica de la biomasa.
- K<sub>m</sub>** Coeficiente cinético de la reacción, correspondiente a la fracción oxidada de la biomasa del reactor, por unidad de tiempo, conocido como coeficiente de decaimiento endógeno.  
[mg de SSV oxidados/ (mg de SSV en el reactor) (día)]

Por lo tanto, se derivan algunas relaciones importantes

- b K<sub>m</sub>** Oxígeno consumido por unidad de biomasa del reactor, por unidad de tiempo.  
[mg de O<sub>2</sub> requeridos / (mg de SSV en el reactor) (día)]
- b Y<sub>x</sub>** Fracción del sustrato consumido que se transformó en biomasa, expresado como equivalentes de oxígeno.  
(mg de O<sub>2</sub> consumidos en la fase de síntesis/mg de DQO totales degradados)

En este sistema suponiendo el acoplamiento de crecimiento de biomasa y degradación del sustrato, se cumple que para la reacción de *respiración* (Rx. 2):

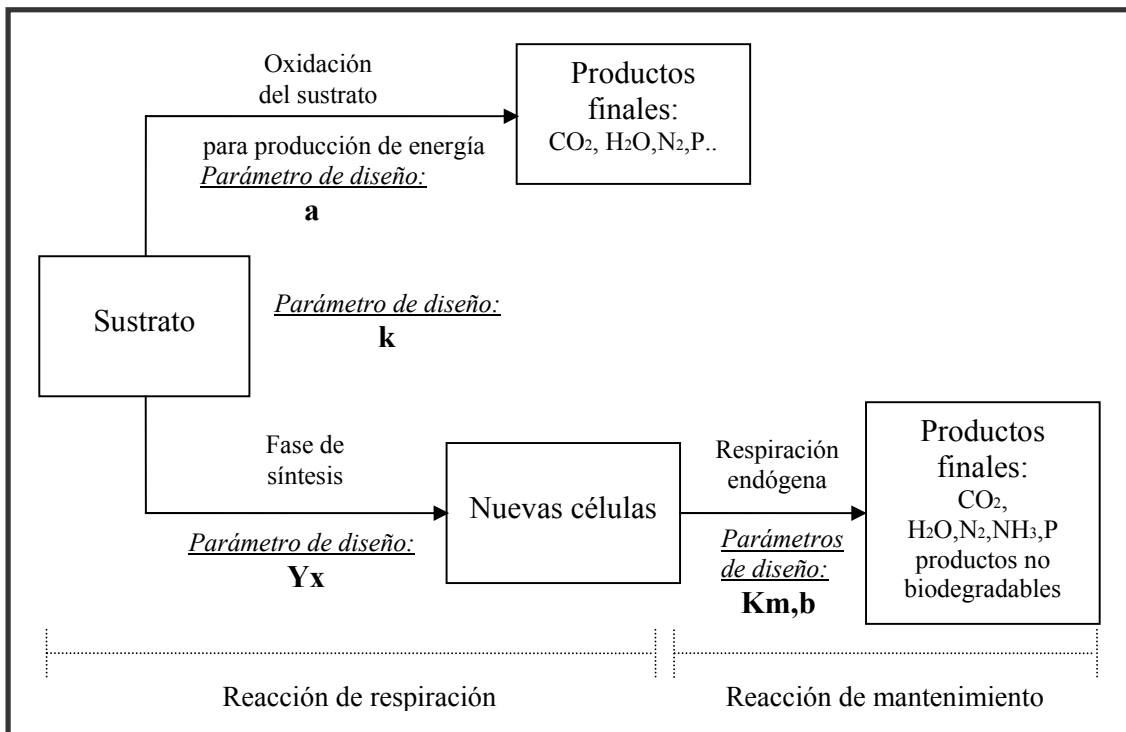
$$r_s = \frac{r_{O_2}}{a} = \frac{r_x}{Y_x} \quad (2.1)$$

y para la reacción de *mantenimiento*, (Rx. 3),

$$r_{x,m} = \frac{r_{o2,m}}{b} \quad (2.2)$$

en donde **r** representa las velocidades de desaparición o aparición de la especie por unidad de tiempo y volumen del sistema de reacción. Los subíndices **s**, **O<sub>2</sub>** y **x** indican sustrato, oxígeno y biomasa, respectivamente.

Una vez definidos los parámetros bioestequiométricos para la degradación del sustrato (respecto sus reacciones), se presenta en la Figura 2.1, un diagrama esquemático que ubica a éstos parámetros por las vías de consumo para el sustrato en un T.L.A. (Ramalho 1991)



**Figura 2.1.** Mecanismo aeróbico de la degradación biológica.



De la Figura 2.1, se tiene como rutas para el consumo del sustrato:

### **Oxidación del sustrato** (Fracción degradativa)

Parte del sustrato que es oxidado, se transforma en productos terminales como lo son el CO<sub>2</sub> y H<sub>2</sub>O. Este proceso de oxidación terminal es muy importante para la producción de energía celular, utilizada para el mantenimiento de las funciones celulares, como síntesis, reproducción y movilidad.

### **Fase de síntesis** (Fracción sintética)

El resto del sustrato, después de ser consumido como alimento por los microorganismos, es utilizado en procesos anabólicos. La biomasa puede ser representada con la fórmula empírica simplificada C<sub>5</sub>H<sub>7</sub>NO<sub>2</sub> (propuesta por Hoover y Porges en 1956) correspondiente a la composición promedio celular expresada como sólidos suspendidos volátiles de la mezcla del reactor [Sólidos suspendidos volátiles (SSV)], la formulación de la biomasa puede cambiar con la operación de tratamiento, aunque generalmente es difícil de conocer. Se necesita suficiente nitrógeno y fósforo para llevar a cabo la fase de síntesis, para lo cual se deben proveer si así se requirieran dichos nutrientes.

### **Respiración endógena** (Mantenimiento)

La respiración endógena, es la etapa de auto-oxidación del material celular (como alimento para los microorganismos) cuando la concentración del sustrato es insuficiente.

### 2.1.2 Derivación de la identidad de consistencia experimental

Los principios de la estequiometría macroscópica celular, estudia el conjunto de las ecuaciones bioquímicas que describen los mecanismos más relevantes en las células. La forma más simple de éstos análisis, puede ser representada por una sola reacción bioquímica que describe el metabolismo total de la célula, (Rx.1). Cuando todos los elementos de las especies en composición son conocidas, es posible evaluar la estequiometría molar de los coeficientes involucrados, aplicando un balance general de materia y de energía sobre la reacción (Roels, 1978; Stephanopoulos 1998).

Sin embargo en el caso general de los T.L.A. existe una gran diversidad y variabilidad de la composición en los sustratos y biomasa, para lo cual se introducen los parámetros globales ya mencionados, facilitando el cálculo del balance de materia y por consiguiente los coeficientes bioestequiométricos expresados en términos prácticos para su interpretación y aplicación.

Tomando como base la remoción carbonácea y aplicando un balance de materia sobre las vías por las cuales el contaminante orgánico transita y es consumido, ya mencionados, se tiene que:

$$F_d + F_s = 1 \quad (2.3)$$

donde

$F_d$  = fracción del sustrato eliminado en la producción de energía (degradativa)

$F_s$  = fracción del sustrato eliminado en la fase de síntesis (sintética)

Las unidades dependerán de la proporcionalidad del sustrato respecto a sus equivalencias en términos globales de DTO, COT, DQO ó DBO, ya mencionados, siendo fácilmente cuantificables.

Derivando una expresión general basada en la demanda teórica de oxígeno (cantidad de O<sub>2</sub>), con sus respectivas equivalencias definidas como

$$Z_1 = \text{DQO} / \text{DTO}$$

$$Z_2 = \text{DBO}_5 / \text{DTO}$$

$$Z_3 = \text{COT} / \text{DTO}$$

[estas equivalencias se pueden encontrar como valores promedios citados en el libro de Ramalho (1992)]

Se obtiene de la reacción de respiración, que la *fracción degradativa*, expresada en términos de oxígeno es

$$a_{\text{DTO}} = \text{mg O}_2 \text{ (energía)} / \text{mg totales de DTO (degradados)}$$

$$a_{\text{DTO}} = a_{\text{DQO}} (Z_1) = \mathbf{a} (Z_1)$$

$$a_{\text{DTO}} = a_{\text{DBO}_5} (Z_2)$$

$$a_{\text{DTO}} = a_{\text{COT}} (Z_3)$$

y del sistema de reacciones, se obtiene el rendimiento de producción de la biomasa junto con el coeficiente bioestequiométrico de la reacción de mantenimiento, dando la *fracción sintética* en términos de oxígeno, representada como

$$Y_{\text{DTO}} = \text{mg SSV (producidos)} / \text{mg totales DTO (degradados)}$$

$$b = \text{mg O}_2 \text{ (requeridos)} / \text{mg de SSV (oxidados en la respiración endógena)}$$

$$Y_{\text{DTO}} b = \text{mg O}_2 \text{ (requeridos)} / \text{mg totales DTO (degradados)}$$

$$Y_{\text{DTO}} = Y_{\text{DQO}} (Z_1) = \mathbf{Yx}$$

$$Y_{\text{DTO}} = Y_{\text{DBO}_5} (Z_2)$$

$$Y_{\text{DTO}} = Y_{\text{COT}} (Z_3)$$

Finalmente la identidad en el sistema de reacción se puede expresar en términos de las fracciones de oxígeno consumido, para las diferentes unidades como, ver Tabla 2.1.

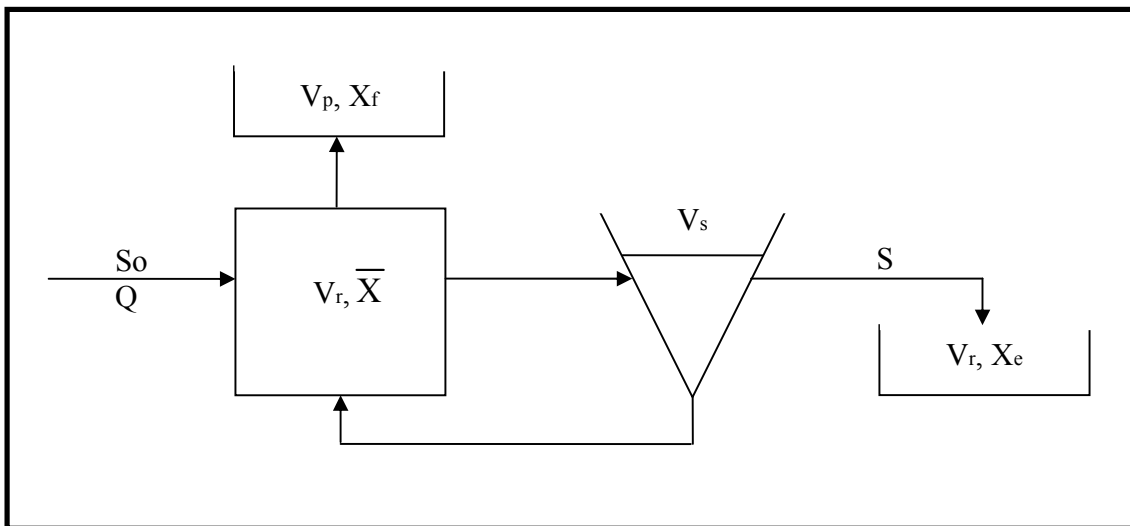
**Tabla 2.1.** Identidad del balance materia, en base a la demanda teórica de oxígeno.

Base de las unidades	Identidad	
	Fracción degradativa	Fracción sintética
Demanda teórica de oxígeno (DTO)	$a_{\text{DTO}}$	$+ Y_{\text{DTO}} b \equiv 1$
Demanda química de oxígeno (DQO)	$a Z_1$	$+ Y_x b Z_1 \equiv 1$
Demanda bioquímica de oxígeno (DBO <sub>5</sub> )	$a_{\text{DBO}_5} Z_2$	$+ Y_{\text{DBO}_5} b Z_2 \equiv 1$
<b>Carbón orgánico total (COT)</b>	$a_{\text{COT}} Z_3$	$+ Y_{\text{COD}} b Z_3 \equiv 1$

Una buena aproximación se refiere a la identidad basada en la DQO, la cual es la misma identidad que la presentada como la demanda teórica de oxígeno, donde  $Z_1 = 1$ . (Eckenfelder 2000)

## 2.2 Ecuaciones del balance de materia para el proceso continuo del tratamiento por lodos activados

A continuación se presenta el sistema completamente mezclado utilizado (base de los modelos matemáticos) como esquema de operación para la deducción de las ecuaciones del balance de materia y la estimación de los coeficientes bioestequiométricos y cinéticos, ya definidos en el Capítulo 2.1, que describen las características del proceso biológico, ver Figura 2.2.



**Figura 2.2.** Diagrama esquemático del tratamiento biológico, reactor-sedimentador.

Dos de las variables de manipulación más importantes en la operación de los reactores biológicos continuos son el tiempo de residencia hidráulico  $\tau$  y el tiempo de residencia celular  $\theta_x$ . (Metcalf et al 1991)

El tiempo de residencia hidráulico  $\tau$  se define como:

$$\tau = \frac{V_T}{Q} = \frac{V_r + V_s}{Q} \quad (2.4)$$

donde

$\tau$  = Tiempo de residencia hidráulico (día)

$Q$  = Flujo de alimentación (L/día)

$V_T$  = Volumen total del reactor (L)

$V_r$  = Volumen del reactor (L)

$V_s$  = Volumen del sedimentador (L)

El tiempo de residencia celular  $\theta_x$  se define como,

Consideración:

$X_o \approx 0$ , concentración de la biomasa en la entrada del reactor despreciable.

$$\theta_x = \frac{V_T \bar{X}}{Q_p X_f + Q X_e} = \frac{V_T \bar{X}}{V_p X_f + V_r X_e} ; \quad (2.5)$$

en un ciclo de operación (un día)

Donde

$\theta_x$  = Tiempo de residencia celular (día)

$Q$  = Flujo de alimentación (L/día)

$Q_p$  = Flujo de purga de lodos (L/día)

$V_T$  = Volumen total del reactor (L)

$V_p$  = Volumen del lodo purgado (L), una descarga al día

$V_r$  = Volumen de agua residual recolectado (L)

$\bar{X}$  = Concentración promedio de la biomasa en el reactor (mg SSV/L)

$X_e$  = Concentración de la biomasa en la salida (mg SSV/L)

$X_f$  = Concentración de la biomasa en el reactor, al final del ciclo (mg SSV/L), en  $t=1$  día.

La concentración promedio de biomasa en el reactor, en un día de operación, se calcula

$$\bar{X} = \frac{X_f + X_i}{2} \quad (2.6)$$

de donde

$$X_i = \frac{[(V_T X_f) - (V_p X_f)]}{V_T} \quad (2.7)$$

$X_i$  = Concentración inicial de biomasa en el reactor (mg SSV/L), en  $t = 0$

Además es necesaria la relación de la alimentación para los microorganismos conocida como (F/M), correspondiente a la carga orgánica aplicada al tratamiento, ya que es un factor que puede cambiar la eficiencia del consumo de los sustratos y las propiedades de sedimentación para los lodos activados.

$$\frac{F}{M} = \frac{S_o}{\tau \bar{X}} \quad (2.8)$$

$S_o$  = Concentración del sustrato en la entrada del reactor (mg DQO/L) ó (mg DBO<sub>5</sub>/L).

F/M = Carga orgánica en mg DQO ó DBO<sub>5</sub>/ [(día)(mg SSV en el reactor)]

## Balances de Materia

En la sección de Apéndices se encuentran las deducciones y consideraciones de los balances de materia que a continuación se presentan.

### 2.2.1 Balance de materia sobre el sustrato

Se realiza un balance de materia para el sustrato, al estado estacionario, partiendo del diagrama presentado en la Figura 2.2, con el fin de caracterizar el tratamiento biológico respecto a una cinética que represente de la mejor manera los datos experimentales, ayudando a su interpretación respecto las condiciones operativas del tratamiento.

Para lo cual se encuentra que

$$r_s = \frac{(S_o - S)}{\tau} \quad (2.9)$$

$S_o$  = Concentración de sustrato en la entrada del reactor (mg DQO/L)

$S$  = Concentración de sustrato en la salida del reactor (mg DQO/L)

$r_s$  = Velocidad de consumo de sustrato por unidad de volumen [mg DQO/(L)(día)]

Definiendo  $U$  como

$$U = \frac{r_s}{X} \quad (2.10)$$

$U$  = Velocidad específica de consumo del sustrato [mg DQO/(mg SSV)(día)]



Se pueden ensayar diferentes expresiones cinéticas para combinarlas con la ecuación 2.10 y posteriormente encontrar sus coeficientes cinéticos. (García 2004)

### **Expresiones cinéticas**

Un elemento imprescindible en el estudio de los tratamientos biológicos se refiere al uso de microorganismos que actúen como agentes de consumo de los contaminantes.

Dada la compleja naturaleza de las enzimas y de los fenómenos que los acompañan, surgen expresiones cinéticas, las cuales pueden ayudar a conocer las variables que pueden afectar las velocidades de consumo, permitiendo diseñar y operar los procesos biológicos de una manera controlada y con fines específicos. Por ejemplo existen factores del medio que pueden afectar al curso de la reacción biológica, como la temperatura, el pH, condiciones aeróbicas o anaeróbicas, cantidades de nutrientes biodisponibles entre otros.

La teoría cinética microbiana, se ha basado principalmente en modelos no estructurados (visto de una forma global) del tipo Monod (1949) y de las relaciones postuladas por Michaelis-Menten, desarrollados para sustratos monocomponentes. Sin embargo, también se han aplicado para modelos con sustratos multicomponentes, como lo son en el tratamiento de aguas residuales, pudiendo tomar otras formas funcionales basadas en el semi empirismo pudiendo lograr un mejor ajuste para los datos experimentales, relacionados a parámetros ya sea de inhibición o de una específica condición siendo incorporados a los balances de materia del tratamiento.

La primera aproximación para modelar el crecimiento celular está dada por el modelo de Malthus para un reactor de cultivo discontinuo

$$r_x = \mu X \quad (2.11)$$

$\mu$  = Velocidad específica de crecimiento ( $\text{día}^{-1}$ )

De la ecuación 2.11 y la relación estequiométrica  $r_X = r_S Y_X$ , de la ecuación 2.1 se tiene que con base a el consumo del sustrato la relación es

$$\mu = \frac{Y_x}{X} r_s = Y_X U \quad (2.12)$$

Y definiendo igualmente una nueva constante cinética como la máxima velocidad de consumo para el sustrato por unidad de biomasa se tiene que

$$k = \frac{\mu_{\max}}{Y_X} \quad (2.13)$$

$\mu_{\max}$  = Velocidad máxima específica de crecimiento ( $\text{día}^{-1}$ )

En general, se puede decir que la mayoría de los modelos usados en el campo de los tratamientos biológicos de agua siguen la formulación que se muestra a continuación. (García 1998)

$$r_s = Kf(S, X)$$

es decir las constantes cinéticas (K), dependerán principalmente de la relación entre la biomasa (X) y el tipo de sustrato a tratar (S).

La interpretación adecuada de las constantes cinéticas, ya sea como velocidades de consumo, efectos inhibidores ó sustratos no biodegradable, entre otros fenómenos, ayudará a una mejor comprensión del diseño de los tratamientos.

A continuación se presenta, en la Tabla 2.2, algunas de las cinéticas microbianas más comunes en su estudio y aplicación, las cuales se integran a la ecuación 2.12 y la ecuación 2.13 definidas para el consumo del sustrato.

**Tabla 2.2.** Modelos cinéticos basados en correlaciones semi-empíricas, respecto al consumo del sustrato.

Modelo	Particularidad
$U = k \frac{S}{K_s + S}$ Monod (1949); Michaelis-Menten	- Este modelo considera que <b>k</b> representa el consumo máximo del sustrato, ya definida. <b>K<sub>s</sub></b> (constante de saturación) representa la concentración del sustrato cuando $k/2 = U$
$U = k \frac{S}{(S + K_s + S^2 / K_i)}$ Haldane (1942)	- Considera la limitación en el sustrato a bajas concentraciones e inhibición del sustrato a alta concentraciones ( <b>K<sub>i</sub></b> ).
$U = k \frac{S^n}{K_s + S^n}$ H.Moser (1958)	- Extensión del modelo de Monod, que incorpora el número de sustratos ( <b>n</b> ) involucrados por molécula de enzima.
$U = k \frac{S}{\alpha X + S}$ Contois (1959)	- Igualmente es una extensión del modelo de Monod, pero considera un efecto inhibitorio en la concentración celular para el crecimiento ( <b>α</b> ).
$U = k \frac{S}{(K_s + K_d) + S}$ Powell (1967)	- Toma en cuenta la permeabilidad de las célula, difusión del sustrato y tamaño de la célula englobada en la constante <b>K<sub>d</sub></b> .
$U = k \frac{1}{(S + K / S + S / K_i)}$ Andrews (1971)	- Cinética que incorpora inhibición del sustrato, <b>K<sub>i</sub></b> representa la constante de inhibición.
$U = k \left( \frac{S}{S_0} \right); U = k \left( \frac{S}{S_0} - y \right);$ Grau (1975) Siber y Eckenfelder (1981)	- Aproximación realizada para sustratos multicomponentes, dependiente de la fracción de los sustratos que permanece en un tiempo. La fracción ( <b>y</b> ) es considerada como el material que no puede ser biodegradable.
$U = k \quad U = kS$	-Relaciones generales de primer orden respecto al sustrato, entre otras.

Existen otras formas funcionales para las expresiones cinéticas, sin embargo en un sentido práctico es necesario aplicar aquellas expresiones que mejor describan las condiciones y manejo de los datos experimentales para cada caso. Ver referencia (Moser 1988).

En la sección de Antecedentes en la Tabla 1.1 se encuentra un listado de valores estimados para las constantes cinéticas de pseudo primer orden (modelo de Grau), base DBO<sub>5</sub>, para los diferentes efluentes de aguas residuales.

### 2.2.2. Balance de materia sobre la biomasa

Se realiza igualmente un balance de materia sobre la biomasa, al estado estacionario, partiendo del diagrama presentado en la Figura 2.2, con el fin de estimar el rendimiento de producción de la biomasa,  $Y_x$ , así como el coeficiente de decaimiento endógeno,  $K_m$ , para el sistema de T.L.A.

Después de un rearrreglo del balance para la biomasa, junto con las definiciones de las pérdidas de lodos, se obtiene que la relación de parámetros en la producción de biomasa es

$$\frac{1}{\theta_x} = \frac{\dot{X}}{V_T \bar{X}} = Y_x \frac{r_s}{\bar{X}} - K_m \quad (2.14)$$

Donde  $\dot{X}$  representa la salida de la biomasa (producción neta), ya sea como purga o pérdida en el efluente de salida, expresado experimentalmente para su cálculo como  $[V_p X_f + V_r X_e]$ , ver Apéndice B. y Ecuación 2.5 para su deducción.

Finalmente la ecuación de diseño que relaciona los parámetros bioestequiométricos es:

$$\frac{1}{\theta_x} = Y_x \frac{r_s}{\bar{X}} - K_m \quad (2.15)$$

La anterior ecuación de diseño, da indicio de la producción de biomasa en el sistema, bajo las condiciones operativas del tratamiento, previendo como primera instancia la disposición de los lodos excedentes (propios del tratamiento).

El rendimiento neto se puede definir como el rendimiento observado representado como  $\Delta\text{SSV}/\Delta\text{DQO}$ , aplicando la siguiente ecuación

$$Y_{\text{obs}} = \frac{Y_x}{1 + K_m\theta_X} \quad (2.16)$$

### 2.2.3 Balance de materia sobre el oxígeno

Se sabe que el oxígeno puede consumirse, en el sistema de T.L.A., por las siguientes vías: (Eckenfelder 2000)

- En la producción de energía, por la acción de oxidar los sustratos, Ver reacción de respiración (Rx. 2)
- En la respiración endógena, Ver reacción de mantenimiento (Rx. 3)

Por lo tanto se tiene que la velocidad global de consumo de oxígeno es

$$R = V_T(r_{O_2} + r_{O_2, m}) \quad (2.17)$$

Donde se sabe que

$R$  = Velocidad global de oxígeno consumido por unidad de tiempo  
(mg  $O_2$ /día).

$r_{O_2}$  = Velocidad de consumo de oxígeno, en la etapa de respiración, por unidad de volumen [mg  $O_2$ /(L)(día)]

$r_{o_2,m}$  = Velocidad de consumo de oxígeno, en la etapa de mantenimiento, por unidad de volumen [mg O<sub>2</sub>/(L)(día)]

Y substituyendo y agrupando términos, (ver Apéndice B, para la deducción de la ecuación)

$$RE = \frac{R}{\bar{X}V_T} = a \frac{r_s}{\bar{X}} + bKm \quad (2.18)$$

Donde el término RE representa el consumo específico de oxígeno con unidades de mg O<sub>2</sub>/[(mg SSV)(día)].

Finalmente la ecuación de diseño que relaciona los parámetros bioestequímicos y cinéticos derivados del consumo del oxígeno, a, b, Km es:

$$RE = a \frac{r_s}{\bar{X}} + bKm \quad (2.19)$$

La medición del consumo específico de oxígeno (RE), pueden ser obtenida por la técnica de laboratorio conocida como velocidad de respiración, aplicada en una muestra representativa del sistema biológico.

Partiendo de la ecuación 2.19, se pueden encontrar los requerimiento de oxígeno para un tratamiento por lodos activados, pudiéndose estimar de igual manera los requerimientos energéticos y por consiguiente el equipo necesario que satisfaga esta demanda.

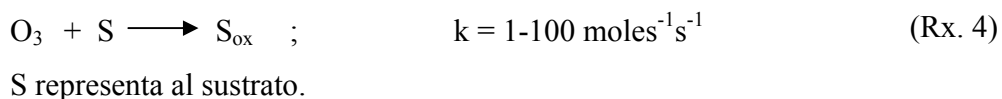
## 2.3 Mecanismo de las reacciones con ozono

### 2.3.1 Esquema de las reacciones

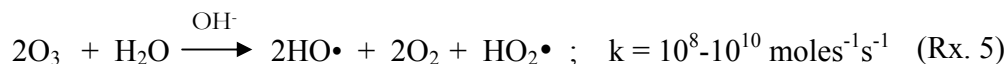
Como ya se mencionó en la sección de Antecedentes, el ozono y el radical hidroxilo son dos de los oxidantes químicos más poderosos. Siendo que el ozono puede reaccionar directamente con diferentes especies orgánicas, ver reacción (Rx. 4) a través de una reacción lenta y selectiva, o igualmente puede generar radicales hidroxilos los cuales pueden reaccionar (rápida y no selectivamente) con los compuestos, ver reacción (Rx. 5), el tratamiento con ozono es una alternativa conveniente para el consumo y/o reducción de los contaminantes

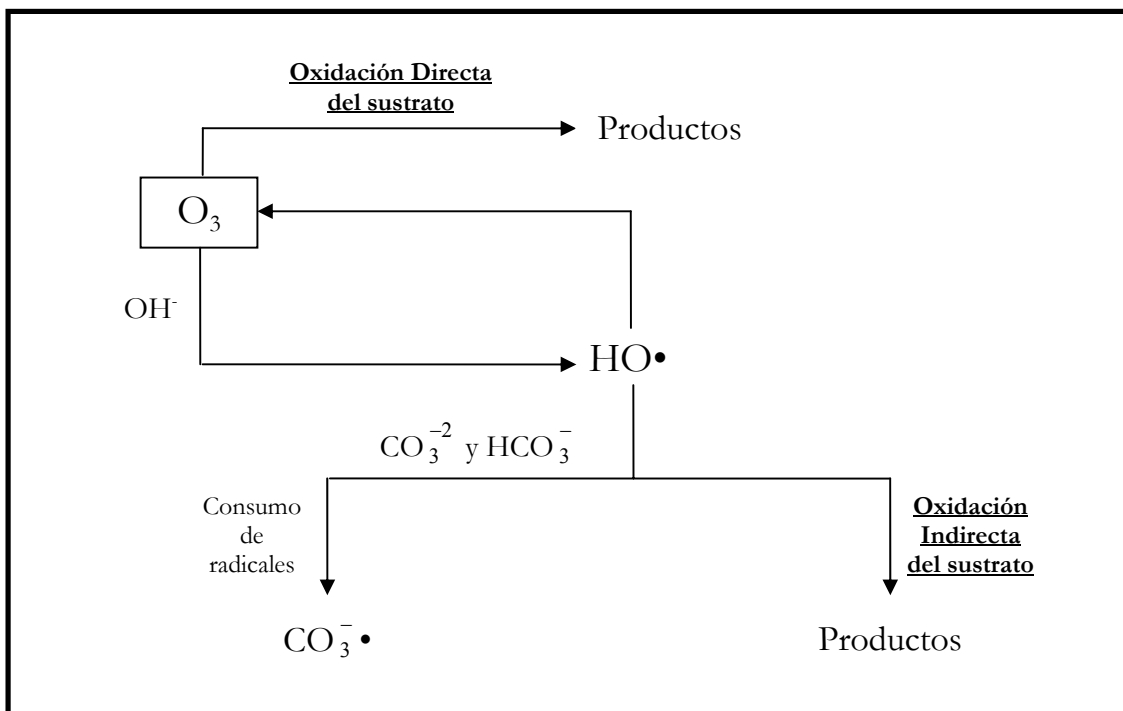
A continuación se presentan las rutas por las que el ozono puede reaccionar en el agua, ver Figura 2.3. (Doménech et al 1995)

- Reacciones directas con el ozono molecular



- Reacciones indirectas con las especies radicales que son formadas cuando el ozono se descompone en el agua.





**Figura 2.3.** Esquema de las rutas de reacción para la ozonación en un sistema acuoso.

Las constantes de velocidad con compuestos orgánicos difieren mucho para ambos tipos de procesos.

La primera reacción (Rx. 4) es de importancia en medios ácidos ( $pH < 4$ ) y para sustratos que reaccionan muy rápido con el ozono; ejemplos de ello son los compuestos orgánicos no saturados, grupos hidroxilos en fenoles, grupos cromofóricos o con grupos aminos. (Hoigné y Bader 1977)

La segunda reacción (Rx. 5) puede ser promovida por iniciadores ( $OH^-$ ,  $H_2O_2/HO_2^-$ ,  $HCOO^-$ ,  $Fe^{2-}$ ) ó sustancias húmicas, pudiendo reaccionar con compuestos aromáticos, alcoholes, ácidos carboxílicos, entre otros (ver sección de Apéndices, Figura B.1 para el mecanismo de la reacción en cadena). Por lo tanto, en principio, la ozonización por esta vía es sensiblemente más eficiente en medios alcalinos ( $pH=10$ ).



Este camino indirecto es menos selectivo, ya que las especies formadas tienen gran capacidad oxidante. Existen sin embargo, compuestos refractarios como los ácidos acético y oxálico, productos de oxidación intermedia en la ozonización y otros procesos de hidroxidación que resisten la mineralización.

En agua con pH neutro ambas rutas de oxidación son importantes.

La materia orgánica reaccionará, por lo tanto, por una combinación de ambas reacciones, dependiendo de la composición del agua tratada, del pH y de la dosis de ozono. Debe tenerse cuidado de no elevar excesivamente el pH, debido a la acción atrapadora de los HO• por bicarbonatos y carbonatos, ya que pueden terminar la reacción en cadena (mecanismo de la reacción por vía indirecta) provocada por los radicales, inhibiendo el efecto de los radicales HO• sobre el consumo de los contaminantes:



Los productos de las anteriores reacciones no son consumidos por el ozono; sin embargo, el ozono puede reaccionar directamente con el HO• consumiendo el O<sub>3</sub>, y por consiguiente, disminuyendo la eficiencia del tratamiento por las dos rutas.

### 2.3.2 Esquema de la transferencia de ozono en el agua

Para la transferencia de ozono en el agua ocurriendo reacciones químicas simultáneas, se pueden identificar cinco posibles regímenes. (Gottschalk et al 2000)

Régimen 1:

Reacciones lentas desarrolladas en el seno del agua. La transferencia de masa es alta mientras que el ozono reacciona lentamente con los compuestos orgánicos e inorgánicos presentes. La reacción es controlada por la cinética química. Esta situación es comúnmente encontrada en el tratamiento de aguas potables, donde se encuentran muy bajas concentraciones de los compuestos lográndose obtener ozono residual disuelto en el agua.

Régimen 2 y 3:

Reacciones moderadas en el seno del agua y en la interfase líquido-gas (película), sucediendo en ocasiones reacciones rápidas en el agua. El consumo de ozono en la interfase, es menor, comparada con la velocidad de transferencia, comenzando a incrementarse el ozono disuelto en el agua. Éste régimen intermedio ocurre en la mayoría de las aplicaciones, excepto por aquellas donde la concentración de los compuestos se encuentra en el rango de micro contaminantes.

Régimen 4:

Reacciones rápidas ocurridas en la interfase. El ozono es consumido en la interfase del lado líquido, no obteniéndose ozono disuelto en el agua.

Régimen 5:

Reacciones instantáneas en la interfase del lado líquido. Las reacciones ocurren inmediatamente en el agua, al entrar en contacto con las superficies de las burbujas. La reacción de ozono no es dependiente de la transferencia de ozono a través de la interfase líquido-gas.

La cinética que por lo general prevalece en el tratamiento de aguas residuales es el régimen 4 ó 5, con una considerable limitación de la transferencia de masa.

### **Efecto de la concentración de ozono**

En general se puede decir que un aumento de la concentración de ozono disuelto en el agua puede ayudar a un incremento de la velocidad de oxidación de los sustratos, en el caso donde se encuentren contaminantes que puedan ser oxidados por reacciones directas con el ozono. (<sup>1</sup>Rivas et al 2000)

La misma observación aplica para las reacciones ocurridas con los radicales hidroxilos en la descomposición de ozono (ocurridas normalmente para oxidaciones avanzadas y en ausencia de carbón inorgánico que pueda actuar como inhibidor). Un incremento de la dosis de ozono dará mayores velocidades de las reacciones. Es importante que exista suficiente ozono en el líquido logrando que la reacción sea controlada por la cinética química.

En aguas potables la cinética de oxidación directa es casi nula comparada con las reacciones indirectas ocasionadas por los radicales libres generados por el ozono. En las aguas residuales pueden ocurrir simultáneamente las dos rutas de reacciones, dependiendo de la demanda de los contaminantes.

## CAPÍTULO 3. METODOLOGÍA

### 3.1 Caracterización del agua residual doméstica-industrial

El agua residual de estudio fue tomada del efluente de la planta de tratamiento biológico, la cual trata agua residual de origen principalmente industrial y también de origen doméstico, relación 70-30 % respectivamente. Ver la Tabla 3.1 para las características promedio del agua. El agua cruda fue recolectada antes del tratamiento primario de cloruro férrico que se le da en la planta.

**Tabla 3.1.** Características principales del afluente de agua residual doméstica-industrial a la planta. (Análisis de ALTEC, S.A. de C.V., proporcionado por la empresa AIMSU)

Parámetro	Unidades	Valor promedio
DQO	mg/L	478*
DBO <sub>5</sub>	mg/L	255*
ST	mg/L	1150
SST	mg/L	308
Nitrógeno Total Kjeldahl	mg/L	45
Conductividad	mS/cm	1.55
pH		7.63
ORP	mV	-244*
Dureza total	mg/L CaCO <sub>3</sub>	456
Alcalinidad	mg/L CaCO <sub>3</sub>	374
Grasas y aceites	mg/L	116
Fosfato total	mg/L	11.35
Sulfatos	mg/L	195
<b>Fenoles destilación</b>	<b>mg/L</b>	<b>&lt;0.05</b>

\* Se midió y se calculó el valor promedio de los lotes recolectados.

Se tiene una razón promedio de la DBO<sub>5</sub>/DQO de 0.54, para el agua recolectada.

Para más detalle del proceso de T.LA. en la planta, ver el diagrama en la Figura C.1. de la sección de Apéndices, además de un condensado de las condiciones de operación promedio en la Tabla C.1 de la misma sección, siendo base de la operación de los reactores biológicos experimentales.

## **3.2 Diseño de los experimentos**

Los experimentos tienen como parte central, estimar los coeficientes de las ecuaciones de diseño presentadas en la sección del Marco Teórico, tanto para el tratamiento con lodos activados individual como para el sistema de lodos activados con preozonación, evaluando el efecto que éste último tiene sobre el tratamiento biológico.

### **Experimentos**

Se presenta un diagrama esquemático de los experimentos tanto para el sistema integral del tratamiento ozonación-T.L.A., como para el T.L.A., ver Figura 3.1.

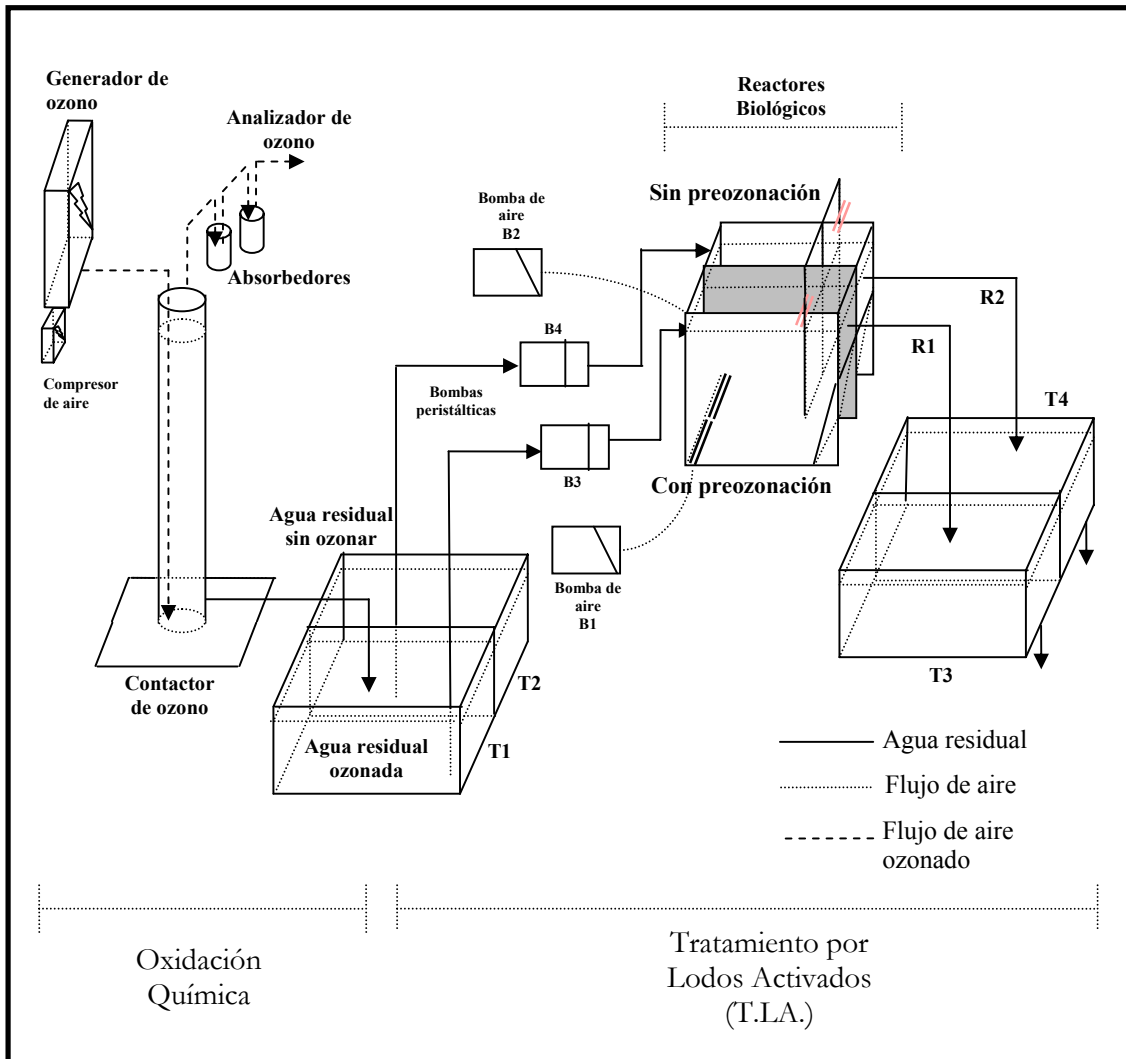


Figura 3.1. Diagrama esquemático de los experimentos.

## Materiales

Material para la operación de los reactores biológicos

- Un banco con dos reactores con sus respectivas mamparas y difusores construidos en PVC-acrílico, con capacidad de 9 L cada uno (R1,R2)
- Dos bombas de aire marca Elite modelo Maximun (B1,B2), capacidad máxima 5 L/min.

- Manguera para el suministro de aire con dos difusores
- Dos bombas peristálticas, con reguladores de flujo, marca Masterflex Cole Parmer Instruments Co.(B3,B4)
- Manguera para bombas peristálticas
- Rotámetro de aire
- Dos tanques de alimentación de 70 L cada uno (T1,T2) y dos tanques de recolección de 20 L cada uno (T3,T4)

#### Material para el sistema de ozono

- Generador de ozono, marca Clearwater, ver Apéndice C para características
- Compresor de aire, marca Clearwater, ver Apéndice C para características
- Rotámetro de aire
- Un contactor de ozono cilíndrico, construido de acrílico con capacidad de 9 L, con tres entradas en la parte superior (alimentación de agua, inyección del aire ozonado, mediciones de ORP, pH y temperatura), con su respectivo difusor, ver Apéndice C.
- Dos absorbedores de vidrio (matraces quitazatos con difusores), con una solución de yoduro de potasio en medio ácido

#### Equipos de medición

- Medidor de pH y temperatura, marca Hanna modelo HI 8519
- Dos medidores de oxígeno disuelto, marca YSI modelo 55 y marca Hanna modelo HI-9143
- Dos medidor del potencial oxidación-reducción (ORP), con sus respectivos electrodos de ORP, marca Orion potenciómetro 290.
- Turbidímetro, marca Arbecc-Hellige modelo 965-10A.
- Reactivos de medición para ozono disuelto en el agua, marca Hanna

### Técnicas analíticas utilizadas

En la Tabla 3.2, se presentan los métodos analíticos utilizados para la determinación de los diferentes parámetros de medición. (APHA 1985)

**Tabla 3.2.** Métodos analíticos utilizados para la medición de los parámetros.

Parámetro	Unidades	Código según los Métodos Estándares
DQO	mg DQO/L	5220 C*
DBO <sub>5</sub>	mg DBO <sub>5</sub> /L	5210 B.
SST	mg/L	2540 D.
SSV	mg/L	2540 E.
SSF	mg/L	2540 E.
Velocidad de consumo de oxígeno	(mg/g)/h	2710 B.
Índice volumétrico de lodos (IVL)	ml/gr	2710 D.
Concentración de ozono en el aire	mg/L <sub>aire</sub>	423 A. (Yodimétrico)
Concentración de ozono en el agua	mg/L <sub>agua</sub>	( <sup>a</sup> Método simplificado)
Análisis microscópico (conteo de microorganismos)	# de microorganismos de las diferentes especies	( <sup>b</sup> Conteo por campos)

\*Se excluyó el sulfato mercurico, para su determinación.

<sup>a</sup> Se utilizaron soluciones preparadas para la identificación de ozono disuelto en agua, marca Hanna.

<sup>b</sup> El conteo de microorganismos se hizo en 5 campos.

### Etapas

Se operaron de manera simultánea dos reactores biológicos en paralelo (T.L.A y ozono-T.L.A.) bajo las mismas condiciones preestablecidas.

A continuación se presentan las fases de los estudios realizados conforme su desarrollo.



**Fase 1:****Pretratamiento de ozonación**

Primeramente se realizó un estudio individual de la oxidación química con ozono, con el fin de definir las condiciones óptimas de operación como pretratamiento.

Se realizaron pruebas por lotes “semibatch”, flujo continuo de aire ozonado aplicado en una carga de agua residual, encontrando la cantidad de DQO y/o relación con la  $DBO_5$  que es parcialmente oxidada en el tratamiento químico, ver Figura 3.2 para el sistema de ozonación, así como la Tabla 3.3 para la operación del generación de ozono. En la sección de Apéndices, se muestra de manera más específica las características del generador (Tabla C.3.) y del contactor de ozono.



**Figura 3.2.** Generador-contactor de ozono.

**Tabla 3.3.** Operación del generador de ozono.

Generador de ozono	
Operación	
Producción	1.3 gr $O_3$ /hr
Flujo de aire óptimo, regulado	2.35 L/min
Concentración de ozono en el aire	9.2 mg $O_3$ /L*
<b>Porcentaje en volumen en el aire</b>	<b>0.43 %*</b>

\*Calculado

La DQO en el agua residual puede contener compuestos orgánicos los cuales pueden ser reducidos vía la oxidación química, ya tratados en el Marco Teórico, donde la eficiencia de utilización del ozono puede ser comparada en términos del factor de oxigenación. Este factor es un indicador del número de átomos de oxígeno que reaccionan con los compuestos que constituyen al agua residual reflejado en una reducción de la DQO por molécula de ozono absorbida.

No se pretendió encontrar una dosis óptima de ozono (mayor incremento de la relación  $DBO_5/DQO$ ), como es presentada en algunos artículos, para este caso solo se requirió inicialmente que el consumo de la DQO no fuese alto, entre el 10 y 15 % aproximadamente.

El experimento fue evaluado en función de la dosis específica de ozono consumido, derivada de un balance de materia en el contactor de ozono. Es decir se midió la cantidad de ozono alimentada (concentración del ozono en el aire alimentado al contactor) así como la cantidad de ozono en la salida del contactor (concentración del aire de salida) con el método yodimétrico (423 A.), ver Apéndice C para su respectivo cálculo. La diferencia entre el ozono de entrada y salida, dará la dosis específica de ozono consumido.

El experimento se realizó bajo las mismas condiciones operativas, para cada intervalo de tiempo establecido de 5,10,15,20,30,60 y 90 minutos, ver Tabla 3.4 para las mediciones realizadas.

De lo anterior, se estableció una dosis específica de ozono (tiempo de ozonación) frente la eliminación de la DQO, además de medir el grado de la biodegradabilidad en el agua residual expresada como la razón de  $DBO_5/DQO$  sirviendo como condición fija del pretratamiento para el sistema ozono-T.L.A, para todas las corridas experimentales realizadas.

Cabe señalar que se requirió un corto tiempo de ozonación debido a la rápida eliminación de la DQO que se presentó, logrando un incremento en la DBO<sub>5</sub> (evitando una reducción en ambos parámetros). La selección del tiempo de ozonación se consideró igualmente manteniendo una buena eficiencia de absorción entre el 80 y 70 % y trabajando al 50 % de la capacidad máxima de la eliminación de la DQO para el generador-contactador de ozono, beneficiando su economía.

**Tabla 3.4.** Mediciones en el tratamiento por ozono, para lo diferentes lotes.

Análisis	Entrada	Contactador de ozono	Salida
1. DQO <small>(centrifugada)*</small>	⊗		⊗
2. DBO <sub>5</sub> <small>(centrifugada)*</small>	⊗		⊗
3. Concentración de ozono en el aire	⊗		⊗
3. Concentración de ozono en el agua			⊗
4. pH, ORP		⊗	
<b>5. Temperatura</b>		⊗	

\*Las mediciones de DQO y DBO<sub>5</sub> se realizaron después de 6 hrs del muestreo para evitar posibles interferencias de ozono disuelto en el agua residual.

## Fase 2:

### Integración del sistema ozono-T.L.A.

Partiendo de las pruebas obtenidas en la Fase 1, respecto al tratamiento químico, se procedió a la integración del sistema tomando en cuenta las siguientes consideraciones:

- Se previó que el ozono tanto en el gas como en el líquido no entran al reactor biológico en altas concentraciones, ya que el ozono podría matar (oxidar) parcialmente la biomasa, ocasionando un cese completo del tratamiento biológico. Para asegurarse de que el ozono residual contenido en el agua desaparezca, se recomienda dejar reposar el agua tratada por un día (Jones et al 1985) antes de ser alimentada al reactor biológico.

- El paso determinante para una posible operación continua del sistema ozono-T.L.A. es el reactor biológico, por tener el tiempo de residencia mayor de los dos procesos. En este caso optó por operar el reactor de ozonización de la misma forma estudiada “semibatch”, tendiendo una mayor flexibilidad en la operación y en los recursos, por tener bajos tiempos de residencia respecto a su postratamiento continuo de lodos activados.

### **Procedimiento**

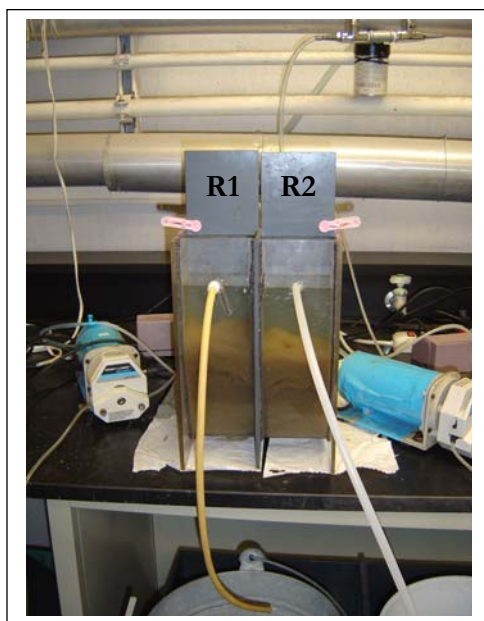
- Se operó el reactor de ozonización a las condiciones establecidas en la Fase 1, dosis específica de ozono (tiempo de ozonación).
- Se ozonaron cargas necesarias de 8 L cada una, con capacidad de abastecimiento (T1) de hasta 2 semanas (lote), asegurando la operación continua de uno de los reactores biológicos (R1), procurando que la corrida experimental del reactor biológico llegara a un estado estacionario en las mediciones con un mismo lote recolectado.
- Para el conjunto de cargas tratadas en la ozonación, se hicieron las mediciones de DQO y DBO<sub>5</sub> presentadas en la Tabla 3.4 de la Fase 1.
- Antes de alimentar el reactor biológico (R1), se verificó que no hubiese ozono disuelto en el agua (control de la medición ORP), para lo cual se estableció en este caso, que después de 2 hr de terminada la ozonación y dejando en reposo al agua residual, no se registro ozono disuelto, atribuido principalmente al poco tiempo de ozonación y las rápidas reacciones ocurridas con los contaminantes.
- Se trató un nuevo conjunto de cargas (lote), que abastecieron a una nueva corrida experimental del T.L.A.

**Fase 3:**

Para la estimación tanto de los parámetros biostequiométricos  $a$ ,  $b$ ,  $Y_x$ ,  $K_m$  como de las constantes cinéticas derivados de los balance de materia en la sección de Marco Teórico, se presenta en esta etapa de la experimentación, una metodología de la operación continua para ambos reactores biológicos (Ramalho 1991), por ser más fácilmente calculables comparada con su estimación empleando reactores por lotes (batch), junto a la caracterización cuantitativa y cualitativa de los tratamientos bajo las condiciones de operación establecidas.

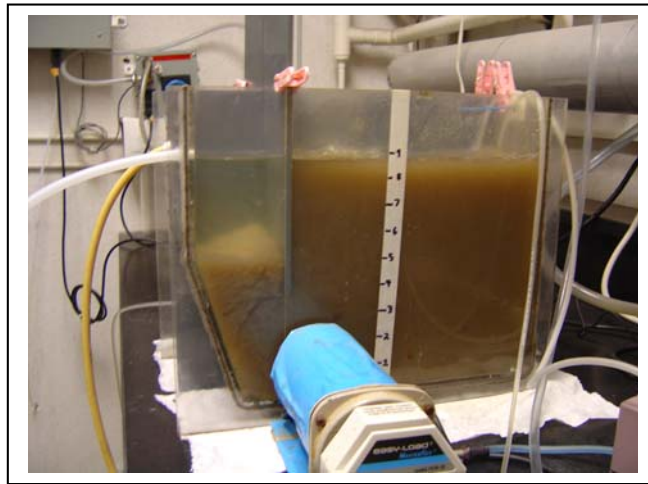
**Tratamiento por lodos activados**

Se cuenta con un banco de dos reactores, ver Figura 3.3. Los reactores son independientes uno del otro, ya que el reactor (R2) fue alimentado directamente con el agua residual recolectada (sin pretratamiento), mientras que el otro reactor (R1) fue alimentado con el agua residual ozonada, ya definido en la Fase 2 de la experimentación.



**Figura 3.3.** Banco de reactores biológicos.

Cada reactor cuenta con dos secciones: la sección de aireación y una cámara de sedimentación, divididos por una mampara que es ajustable. Esto simula al reactor biológico y clarificador secundario existentes en un tratamiento convencional por lodos activados, ver Figura 3.4.



**Figura 3.4.** Sección transversal del reactor biológico-clarificador.

Se suministró aire por medio de dos bombas de aire respectivamente (B2, B1). La aireación permite mantener los niveles de oxígeno disuelto en el sistema al igual que las condiciones de mezclado en el reactor. El agua residual es continuamente alimentada por medio de dos bombas peristálticas (B4, B3) una para cada sistema de tratamiento biológico.

El suministro del agua residual se tomó de los tanques de almacenamiento (T2, T1), mientras que el efluente tratado fue descargado en los tanques (T3, T4) respectivamente.

El flujo de alimentación del agua residual (controlador de flujo) así como del suministro del aire (rotámetro) fueron medidos y regulados diariamente con el fin de mantener las mismas condiciones preestablecidas para los dos reactores.

## **Secuencia experimental**

### **Lotes del agua residual**

Para cada valor de carga orgánica (F/M) en ambos T.L.A. (R1 y R2) se utilizó un mismo lote recolectado, hasta alcanzar el estado estacionario.

Se procuró que los lotes fueran de similares características, esto es DQO aproximadamente iguales (450-567 mg/L), descartando aquel lote que en su momento presentó problemas de operación como excesiva espuma, posiblemente derivada de efluentes con detergentes provenientes de lavados.

Previendo al abastecimiento continuo de los reactores, se procedió a tener siempre una nueva carga de agua residual con un día de anticipación. Los tiempos de recolección fueron fijos, entre las 12:00 y 15:00 horas.

### **Lodos activados**

Los lodos activados para los reactores biológicos fueron obtenidos de la misma planta, ubicados en la recirculación de los sedimentadotes secundarios a los reactores biológicos. Ver la Tabla C.2 en la sección de Apéndices para sus características.

### **Aclimatación**

Se requirió de aproximadamente una semana de operación continua para establecer una actividad biótica adecuada para el tratamiento del agua residual, durante este tiempo no se hizo purga de lodos y se mantuvo un tiempo de residencia hidráulico de 20 horas para los dos reactores.

Durante este período, se mantuvo el pH entre 7.0 y 8.0 adicionando nutrientes en solución de nitrógeno y fosfato formulada de acuerdo a la técnica de DBO<sub>5</sub> citada en los Métodos Estándares de medición (Código 5210 B.), manteniendo una relación de nutrientes de DBO<sub>5</sub>:N:P de 100:5:1. (Grady et al 1991)

### **Operación de las corridas**

Se realizaron cuatro corridas manteniendo condiciones fijas de operación para los dos sistemas de tratamiento. Es decir se trabajó con cuatro cargas orgánicas (F/M) para cada reactor.

Cada corrida experimental requirió de 1 a 2 semanas para alcanzar condiciones al estado estacionario.

Una de las principales diferencias operativas entre el sistema experimental (a nivel laboratorio) y el existente en una planta de tratamiento, es el no poder controlar la tasa de recirculación de los lodos en el reactor. Los lodos son retornados del sedimentador al sistema de aireación por medio de la abertura ajustable entre la mampara y el fondo del reactor, de 3 a 10 cm. Se buscó mantener aproximadamente constante la concentración de biomasa promedio,  $\bar{X}$ , en el tiempo dentro de la cámara de aireación para un flujo de alimentación y una purga de lodos fijos en cada corrida del experimento. Para lo cual se procedió de la siguiente manera:

- Se determinó periódicamente la concentración de SSV en el reactor (se quitó la mampara y se mezcló con el licor procediendo a su muestreo y medición) así como la concentración en la salida del reactor (si fuese considerable), lo que ayudó a determinar igualmente el tiempo de residencia celular experimental, es decir la cantidad de lodos purgados al día (se retiró un volumen constante de lodos al día).



- Si en el reactor se hubiera obtenido un mayor consumo de biomasa que la producción de la misma (déficit de biomasa), es necesario agregar el lodo en lugar de purgarlo. En este caso no sucedió, por lograrse un incremento en la biomasa durante cada día de operación con la purga de lodos correspondiente.

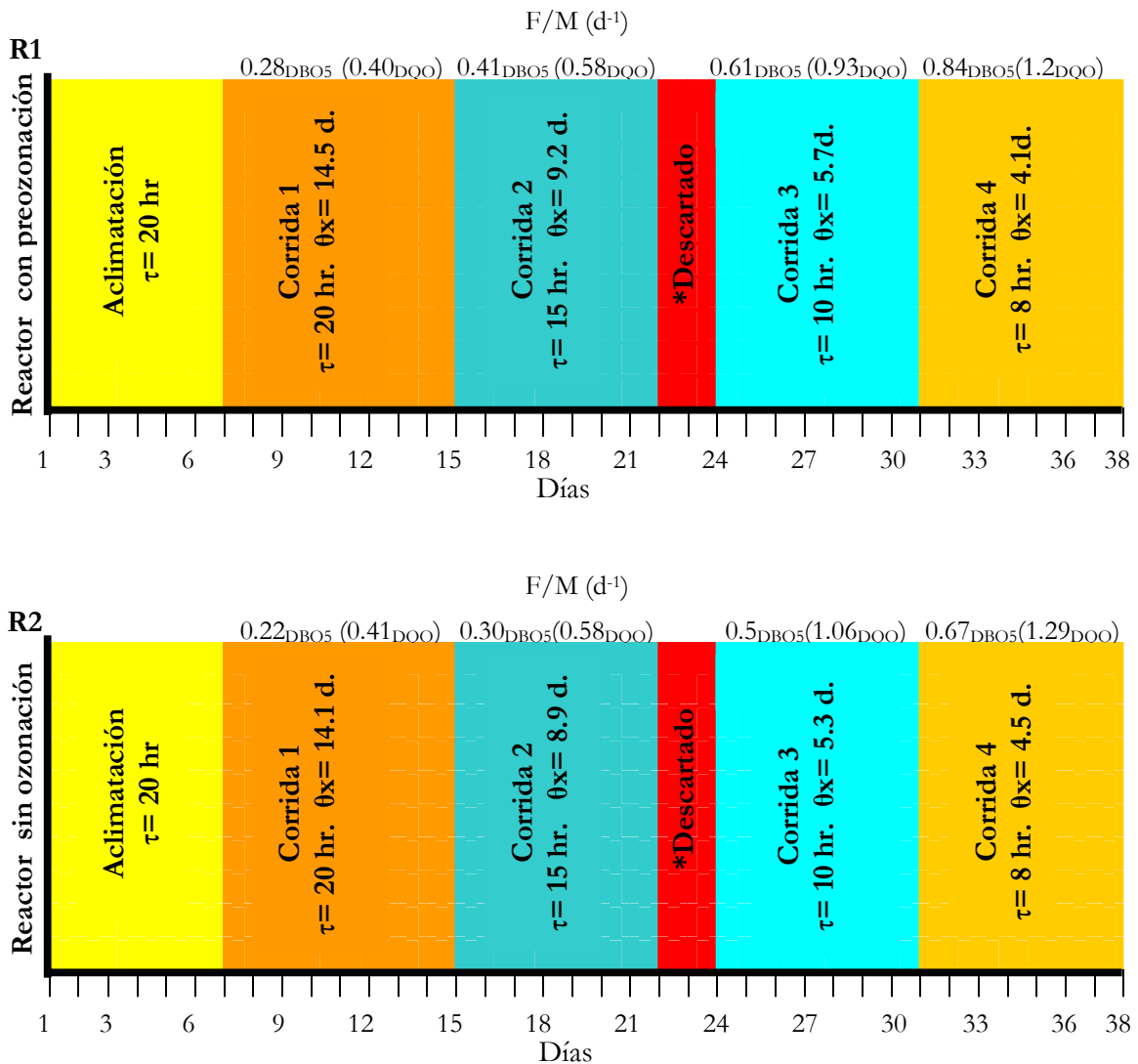
### **Procedimiento**

- Los reactores fueron alimentados con 5 L de los lodos activados por cada reactor, correspondientes a una concentración de 1600 mg SSV/L.
- Se suministró aire con un flujo de 2.1 L/min, manteniendo una concentración de oxígeno disuelto en el reactor de 2-4 ppm. Durante la operación de los reactores se ajustó la altura de la mampara, dependiendo del banco de lodos acumulados en el sedimentador.
- Se llevó acabo la aclimatación de los lodos.
- Se ajusto la alimentación a un flujo preestablecido, trabajando a un tiempo de residencia hidráulico.
- Se estimó y calculó el tiempo de residencia celular, reajustado según las pérdidas de biomasa para cada corrida.
- La operación de los reactores a ( $\tau = \text{constante}$  y  $\theta_x = \text{constante}$ ) se mantuvo para cada corrida hasta lograr condiciones al estado estacionario, esto es: velocidad de respiración de la biomasa, concentración de SSV en el reactor y concentración de DQO en la salida, relativamente constantes.

Para la calendarización de las mediciones durante la operación de los reactores biológicos se muestran en la Tabla 3.5. Los tratamientos fueron evaluados de acuerdo a la secuencia cronológica que se presenta en la Figura 3.5.

**Tabla 3.5.** Calendarización de las mediciones en los tratamientos biológicos.

Análisis	Frecuencia	Entrada	Mezcla del reactor	Salida
1. COD <small>(centrifugada)</small>	3/semana	⊗		⊗
2. DBO <sub>5</sub> <small>(centrifugada)</small>	1/semana	⊗		⊗
3. pH, ORP	Diario	⊗	⊗	
4. Oxígeno Disuelto	Diario		⊗	
5. Temperatura	Diario		⊗	
6. SST, SSV	Diario		⊗	⊗
7. IVL	Diario		⊗	
8. Respiración	3/semana		⊗	
9. Análisis microscópico <small>(conteo)</small>	1 ocasión		⊗	



**Figura 3.5.** Secuencia de la operación en los tratamientos. \*Excesiva espuma

Derivado de lo anterior, se procedió a relacionar los datos experimentales obtenidos para los dos sistemas de tratamientos con las ecuaciones del balance de materia desarrolladas en la sección de Marco Teórico, graficando sus valores correspondientes al llegar a la condición de estado estable para cada operación establecida.

## CAPÍTULO 4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### 4.1 Pretratamiento con ozono

#### Calibración del generador de ozono

Se determinó la producción de ozono (en el aire) de forma experimental verificando y comparando con el valor reportado en el equipo. La producción máxima reportada es de 1.3 O<sub>3</sub> gr/hr. El método utilizado fue el yodimétrico ya mencionado (Calvin 1999). Ver Apéndice C para la técnica y características más específicas del aire ozonado.

El generador de ozono tiene 10 niveles de producción, donde el primer nivel representa la menor producción y el décimo nivel la máxima producción. Ver Tabla 4.1, para los resultados experimentales.

**Tabla 4.1.** Determinación experimental de los niveles de producción para el generador de ozono CD 10 A/D.

Nivel	Producción	mg O <sub>3</sub> /hr
10	Máxima	1,253
5	Media	735
1	Mínima	130

Para los experimentos posteriores se utilizó la máxima producción de ozono, correspondiente a 1.3 gr O<sub>3</sub>/hr aproximadamente (valor experimental de 1.253 gr O<sub>3</sub>/hr).

### 4.1.1 Efecto de la dosis de ozono en la oxidación química

#### Evaluación de la dosis específica de ozono

La determinación de la dosis de ozono como pretratamiento se basó principalmente en la evolución de la DQO en el agua residual.

La ozonación, como ya se mencionó en la sección de Metodología, se llevo a cabo en una operación por lotes “semibatch”, es decir, flujo de aire ozonado continuo en una carga de agua residual definida (reactor de 8 L). Se aplicaron dosis entre 13.5 y 244 mg/L agua residual, correspondiente a una concentración en el aire de 9.2 mg/L (0.43 % en volumen) a diferentes tiempos. Los resultados se muestran en la Tabla 4.2. El ozono disuelto en el agua residual comenzó a apreciarse al aumentar el tiempo de ozonación, esto es a partir de los 30 minutos de operación. La mayor concentración de ozono disuelto en el agua fue de 0.2 ppm con un valor de ORP de 564, correspondientes a 90 minutos de ozonación, ver Figura 4.1. Se logró una disminución en la turbidez del agua residual de 90 a 20 NTU para los 90 minutos de tratamiento, ver Figura 4.2.

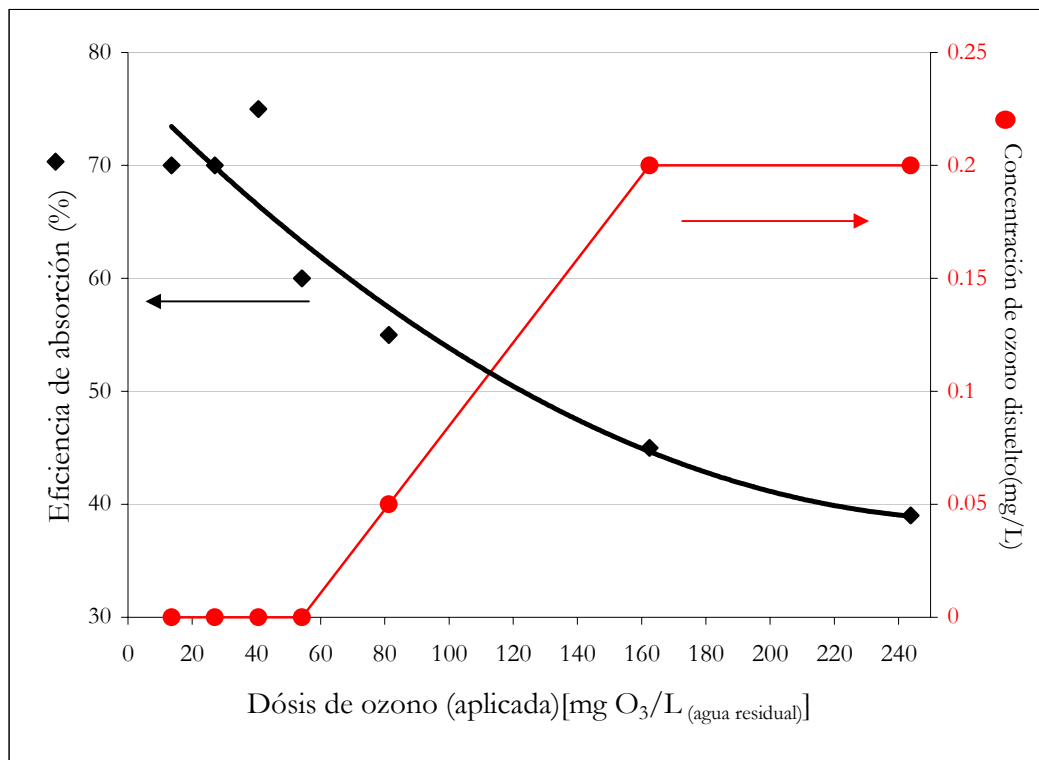
**Tabla 4.2.** Efecto de la dosis de ozono sobre la DQO del agua residual de estudio.

Carga	Tiempo (min)	Dosis de ozono (mg/L <sub>agua residual</sub> )		DQO <sub>f</sub> * (mg/L)	% de eliminación	Factor de oxigenación mg ΔDQO/mg O <sub>3</sub> consumidos
		Aplicada	Consumida			
1	5	13.5	9.5	380 ± 14	10.2	<b>4.54</b>
2	10	27.1	19	356 ± 11	15.8	<b>3.53</b>
3	15	40.6	30.5	331 ± 8	21.7	<b>3.02</b>
4	20	54.2	32.5	310 ± 15	26.7	<b>3.48</b>
5	30	81.3	44.7	305 ± 10	27.9	<b>2.64</b>
6	60	162.5	73.1	306 ± 12	27.7	<b>1.6</b>
7	<b>90</b>	<b>243.8</b>	<b>95</b>	<b>303 ± 14</b>	<b>28.4</b>	<b>1.26</b>

\* Promedio de tres mediciones

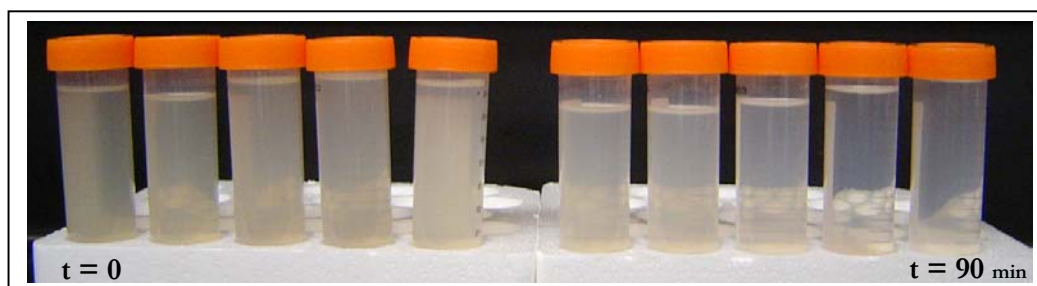
Condiciones: DQO<sub>i</sub> promedio = 423 mg/L; Flujo de aire ozonado 2.35 L/min,;

O<sub>3</sub> (Concentración de ozono en el aire) = 9.2 mg/L, pH = 7.43 – 6.40; ORP = -234 a 564. Temperatura = 21 °C.



**Figura 4.1.** Eficiencia de absorción y concentración de ozono disuelto en el agua residual durante la ozonación.

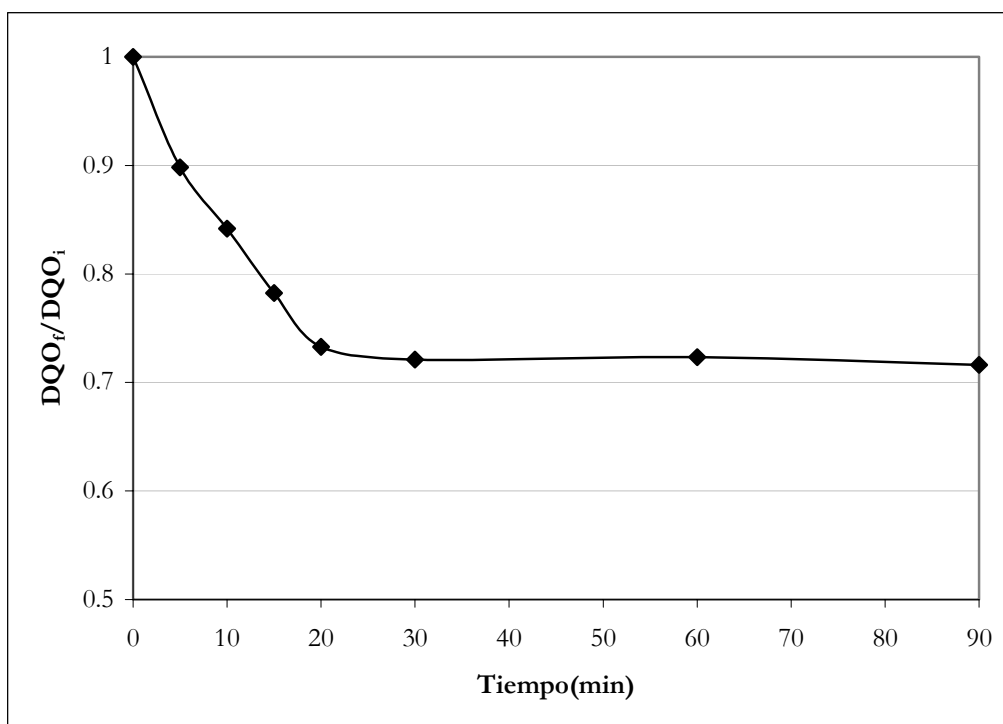
- Método de medición de ozono en el aire: yodimétrico, Método de medición de ozono en el agua: reactivos Hanna.
- Condiciones: flujo de aire ozonado 2.35 L/min.;  $C_{O_3}$  (Concentración de ozono en el aire) = 9.2 mg/L, pH = 7.43 – 6.40; ORP = -234 a 564. Temperatura = 21 °C.



**Figura 4.2.** Alícuotas tomadas para los diferentes intervalos de tiempo de ozonación.

En la Figura 4.3, se observa que a partir de los 30 minutos de ozonación, la eliminación de la DQO permanece sin cambio significativo entre 26 y 29 %, correspondiente a menores factores de oxigenación entre 2.64 y 1.26 mg  $\Delta$ DQO/mg O<sub>3</sub>, por

no consumirse rápidamente el ozono (sobrepasando la demanda inicial de los contaminantes) disminuyendo la eficiencia de absorción del ozono, ver Figura 4.1, aunado a posibles reacciones laterales con el ozono que no contribuyeron a la eliminación de la DQO, mas adelante se analizarán éstas posibles rutas de reacción.



**Figura 4.3.** Evolución de la concentración de la DQO durante la ozonación.  
Generada de la Tabla 4.2.

### Posibles rutas de las reacciones

#### Compuestos fácilmente oxidables

A dosis bajas, no se encontró ozono disuelto en el agua residual, lo que se traduce en una absorción de régimen rápido (reacción controlada por la transferencia de masa) ocurriendo las reacciones de forma casi instantánea (reacciones directas) que por lo general es el régimen que ocurre en las aguas residuales por tener concentraciones altas de estos contaminantes.

Lo anterior prevaleció en el intervalo de tiempos de 5 a 20 minutos de ozonación, correspondiente a un mayor factor de oxigenación entre 4.54 y 3.02 mg  $\Delta$ DQO/mg O<sub>3</sub> logrando las mayores velocidades de reducción en términos de DQO con un pH de 7.43 a 7.22.

### **Compuestos oxidables por la formación de radicales libres**

Conforme la dosis de ozono se incrementó (tiempo de ozonación), el ozono disuelto en el agua residual comenzó a acumularse, cambiando el régimen de absorción de rápido a moderado-lento (reacción controlada por la cinética química) ocurriendo entonces las reacciones en el seno del agua residual, alejada de la interfase.

Las reacciones entre el ozono y los contaminantes fueron lentas (atribuido al desarrollo de oxidaciones indirectas posiblemente a reacciones con bicarbonatos por la acción de los radicales hidroxilos generados) lo que explica el poco cambio de la DQO final en el intervalo de tiempos entre 30 y 90 minutos, por tener posiblemente atrapados los radicales hidroxilos en los bicarbonatos y no dejarlos reaccionar con el material orgánico restante (el agua posee una alcalinidad de 374 mg CaCO<sub>3</sub>/L).

Cabe señalar que al aumentar la concentración de ozono en el aire de entrada al contactor, podría lograrse una mayor eliminación de DQO a un mismo tiempo, debido a que la oxidación es controlada por la transferencia de masa en el agua (<sup>1</sup>Rivas et al 2000), sin embargo en este caso no es necesario ya que se podría llegar a oxidar tanto compuestos biodegradables como los no biodegradables, excluyéndolo de un tratamiento posterior como lo puede ser el de un tratamiento por lodos activados.

Basados en los resultados anteriores, se seleccionó un tiempo de ozonación de 10 minutos correspondiente a una dosis de 19 mg O<sub>3</sub>consumidos/L<sub>agua residual</sub> con una disminución del 16 % de la DQO, representando el 50 % de la eliminación máxima que el generador de ozono pudo registrar respecto a la DQO, logrando mantener satisfactorias eficiencias de absorción para el ozono (70 % de eficiencia), beneficiando su economía y aprovechamiento



del ozono generado. Esta dosis sirvió como base del análisis posterior respecto al efecto sobre la DBO<sub>5</sub>.

#### 4.1.2 Influencia de la dosis aplicada como pretratamiento

##### Efecto en la biodegradabilidad

Partiendo de la moderada reducción en la DQO se prosiguió a medir el efecto que tuvo la ozonación en la DBO<sub>5</sub> para los lotes que abastecieron al T.L.A. (R1) en las diferentes corridas, obteniendo el cambio en la relación DBO<sub>5</sub>/DQO.

Los lotes se abastecieron con cargas de 8 L, el número de cargas por cada lote dependió de los tiempos de estabilización estimados (1 a 2 semanas). En la Tabla 4.3 se presenta un resumen de los diferentes lotes ozonados. El tiempo de ozonación fue de 10 minutos para las cargas de aguas residual (19 mg O<sub>3</sub>consumidos/L<sub>agua residual</sub>), ya mencionado, siendo un parámetro fijo de operación para el pretratamiento de los efluentes.

**Tabla 4.3.** Cambio en la biodegradabilidad de los lotes de agua residual preozonados.

Lotes	Destino	DQO <sub>inicial</sub> (mg/L)	DQO <sub>final</sub> (mg/L)	DBO <sub>5</sub> inicial (mg/L)	DBO <sub>5</sub> final (mg/L)	DBO <sub>5i</sub> /DQO <sub>i</sub>	DBO <sub>5f</sub> /DQO <sub>f</sub>
1	Corrida 1	445 ± 20	390 ± 13	241 ± 4	270 ± 9	0.5416	<b>0.6923</b>
2	Corrida 2	450 ± 15	378 ± 12	234 ± 6	265 ± 5	0.52	<b>0.7011</b>
3	No se utilizó	400 ± 10	333 ± 15	-	-	-	-
4	Corrida 3	530 ± 11	438 ± 8	250 ± 3	288 ± 6	0.4717	<b>0.6575</b>
5	Corrida 4	<b>567 ± 9</b>	<b>487 ± 15</b>	<b>295 ± 10</b>	<b>340 ± 4</b>	<b>0.5203</b>	<b>0.6981</b>

Las mediciones de los lotes se realizaron sobre el conjunto de cargas necesarias para cada corrida.  
(Promedio de tres mediciones)

Flujo de aire ozonado 2.35 L/min.; C<sub>O3</sub> (Concentración de ozono en el aire) = 9.2 mg/L; Tiempo de ozonación = 10 min; pH = 8.25-7.98; ORP<sub>promedio</sub> = -210 a 46. Temperatura promedio = 21 °C. Los subíndices i y f se refieren la condición inicial y final respectivamente.

Respecto a la DQO, para los lotes de agua preozonada que abastecieron a uno de los reactores biológicos, se obtuvo una remoción entre 12-17 %, como se en lista en la Tabla 4.4, concordando con el resultado inicial obtenido en la elección del tiempo de ozonación.

Además se logró un incremento en la DBO<sub>5</sub> entre el 12-15 %, ver Tabla 4.4, indicio del mejoramiento en la biodegradabilidad de los contaminantes. Si la ozonación continuara aplicándose (mayor tiempo de ozonación) bajo condiciones optimas de pH, alcalinidad, etc., la DBO<sub>5</sub> llegaría a un punto en que igualmente disminuiría (<sup>3</sup>Beltrán et al 2000), sin embargo, para la presente experimentación solo se requirió hacer del sustrato un poco mas degradable.

**Tabla 4.4.** Cambio en los parámetros de DQO y DBO<sub>5</sub> del agua residual debido a la ozonación.

Lotes	% DQO Disminución	% DBO <sub>5</sub> Incremento
1	12.4	<b>12.0</b>
2	16	<b>13.3</b>
4	17.4	<b>15.2</b>
5	<b>14.1</b>	<b>15.3</b>

Por lo tanto se logró un incremento en la razón de DBO<sub>5</sub>/DQO después de la ozonación, indicio de un aumento en la susceptibilidad de consumo de los compuestos contenidos en el agua residual (productos de la ozonación) para el T.L.A, de aproximadamente una razón promedio de DBO<sub>5</sub>/DQO inicial de 0.54 a una relación de DBO<sub>5</sub>/DQO final de 0.69 en promedio para los cuatro lotes tratados, Ver Tabla 4.3.

En la siguiente sección, se presentará el efecto obtenido por la preozonación en el sistema de T.L.A. en términos principalmente del consumo de oxígeno y de sustrato (parámetros bioestequiométricos y cinéticos).

## 4.2 Tratamiento con lodos activados individual (T.L.A.) e integración del sistema ozono-T.L.A

Una vez llevada acabo la aclimatación de los lodos (para los dos T.L.A.) por espacio de una semana, ya mencionado en la sección de Metodología, se procedió a fijar las condiciones de operación para las corridas experimentales, iniciando con el mayor de los tiempos de residencia hidráulico con su respectiva equivalencia respecto al tiempo de residencia celular (el tiempo de residencia fué calculado, ver sección de Antecedentes para cálculo. Esta última relación ( $\theta_x/\tau$ ) se mantuvo en el rango de 17.4 a 12.3 para las cuatro corridas.

Recordando las condiciones operativas para ambos tratamientos se tiene que, ver Tablas 4.5 y 4.6.

**Tabla 4.5.** Condiciones operativas para el reactor *con preozonación* (R1), respecto al tiempo de residencia hidráulico y celular.

Corrida	$\tau$ (hr)	$\theta_x$ (día)*
1	20	14.5
2	15	9.2
3	10	5.7
4	8	4.1

\* Valor promedio durante la corrida

**Tabla 4.6.** Condiciones operativas para el reactor *sin preozonación* (R2), respecto al tiempo de residencia hidráulico y celular.

Corrida	$\tau$ (hr)	$\theta_x$ (día)*
1	20	14.1
2	15	8.9
3	10	5.3
4	8	4.5

\* Valor promedio durante la corrida

Por otro lado, se pudo observar que la ozonación disminuyó notoriamente la acumulación de la espuma en el reactor de lodos activados, pudiendo tratar a éstos lotes sin problemas de material flotante; aun así, éstos lotes se descartaron por querer mantener la uniformidad en ambos tratamientos biológicos.

Los lotes descartados se hicieron en los días 23 y 24 de los experimentos, los cuales se mostrarán más adelante en las Figuras 4.4, 4.5, 4.6 y 4.7 de los estados transitorios para las diversas corridas. En este período, se presentaron pérdidas de biomasa debido a que se hizo un reajuste en los dos tratamientos biológicos para nivelar sus condiciones, haciendo purgas de las espumas y del material flotante presentes en los lodos activados, disminuyendo el tiempo de residencia celular en ambos reactores para posteriormente ajustarlos a la siguiente corrida, prosiguiendo con los experimentos.

#### **4.2.1 Monitoreo de los transitorios**

En las siguientes Figuras, se muestran las gráficas de las condiciones que sirvieron para definir los estados estacionarios de las corridas experimentales.

Cada corrida requirió de 6 a 7 días para considerar el estado estacionario, logrando mediciones relativamente constantes al término de cada corrida (durante los últimos tres días de operación) respecto a:

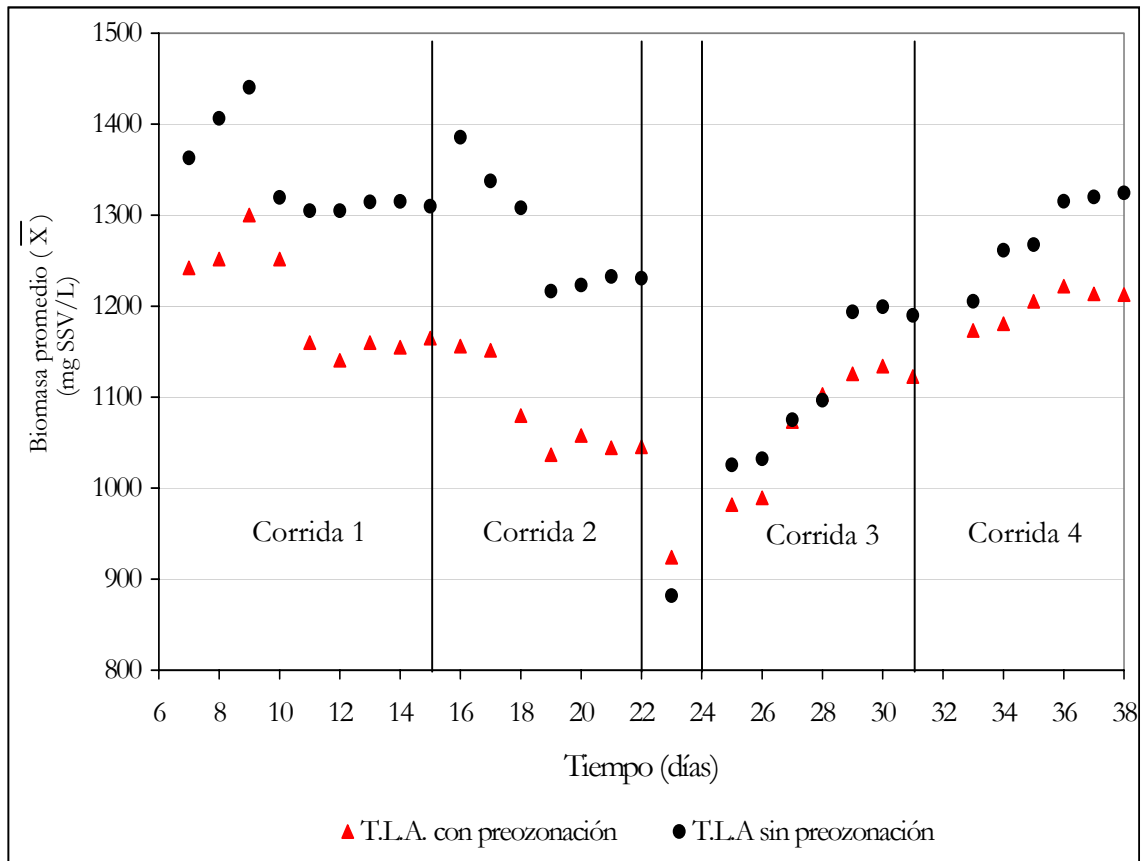
- La biomasa promedio  $\bar{x}$ , indicio de un crecimiento constante de la biomasa en el reactor.
- Velocidad de respiración de la biomasa RE, consumo específico de oxígeno.
- Eliminación de la DQO en el tratamiento.

### **Biomasa Promedio**

Respecto la biomasa promedio en los reactores se muestra en la Figura 4.4 su evolución durante las corridas, de donde se tiene que el crecimiento de la biomasa para los dos tratamientos T.L.A. y ozono-T.L.A. se mantuvo con tendencias similares para las corridas 1 y 2 reflejado en un aumento de biomasa para los primeros días de cada corrida, que posteriormente disminuyó hasta mantenerse constante por aproximadamente tres días. El cálculo de la biomasa promedio fue establecido partiendo de las pérdidas de biomasa en el efluente así como la purga diaria durante el desarrollo de los experimentos, ya tratado en la sección de Marco Teórico.

Para las corridas 3 y 4 se observó un incremento de la biomasa para los primeros días de cada corrida, ya que en esta etapa de la experimentación se hizo un reajuste en los lodos al inicio de estas dos últimas corridas, ya mencionado, (aproximadamente comenzando en 900 mg SSV/L), restableciéndose (aumentando) a lo largo de las corridas por corresponderle una concentración mayor de estabilización, hasta llegar a un crecimiento constante durante los últimos tres días de operación de cada corrida, similares a las concentraciones que prevalecieron en las corridas 1 y 2.

Para ambos tratamientos, se mantuvo en todas las corridas una mayor  $\bar{x}$  para el tratamiento individual de lodos activados (T.L.A.) frente al sistema ozono-T.L.A. En la siguiente sección se analizará el efecto en el rendimiento neto de la biomasa ( $Y_{obs}$ ), con el fin de corroborar ésta tendencia.



**Figura 4.4.** Biomasa promedio en los reactores biológicos durante el desarrollo de las corridas.

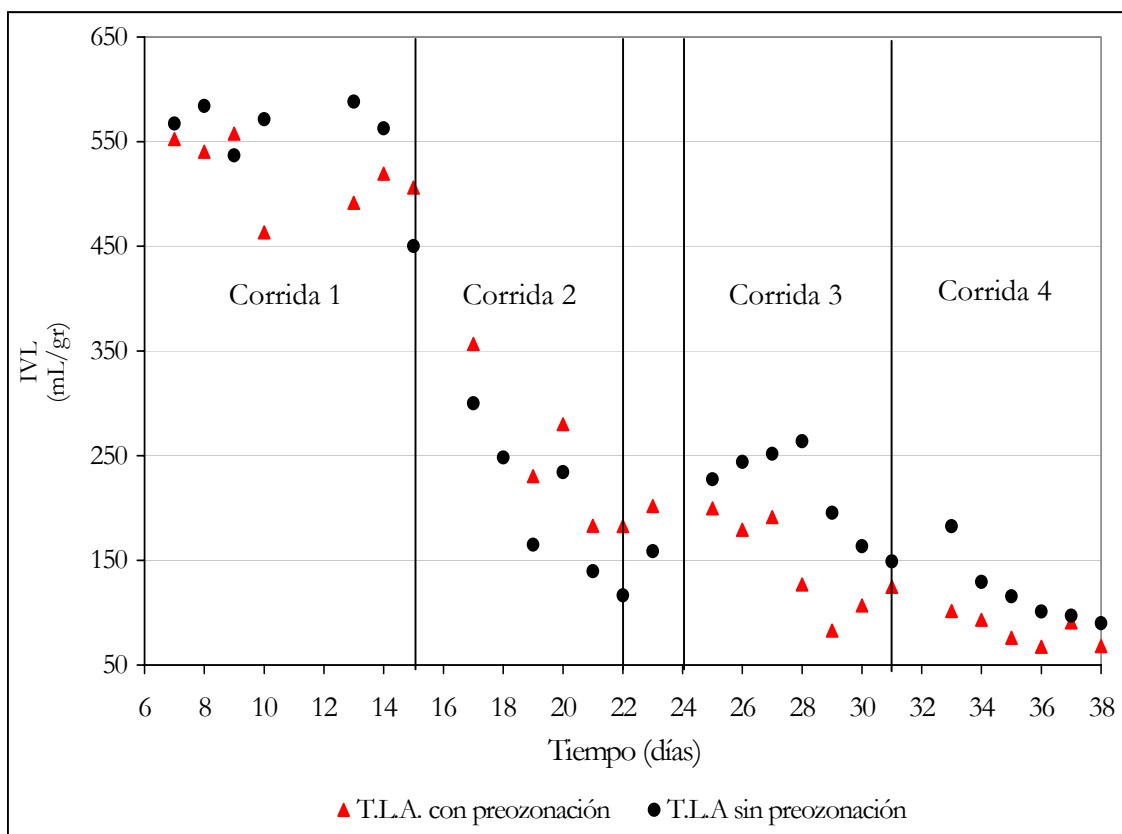
\*Resultado del cálculo promedio de biomasa encontrado a partir de la biomasa inicial y final en un día de operación. Rango de las condiciones en los reactores:  
 pH = 7.24 -7.86; OD =3.0 – 4.2; ORP = 13 – 78.

Respecto el índice volumétrico de lodos (IVL), se observa en la Figura 4.5, que para la primera corrida de los dos tratamientos, existieron altos IVL, por tener las menores cargas orgánicas ( $F/M_{DBO_5}$ ), (Ramalho 1992), de 0.28 y 0.22 para el T.L.A. y ozono-T.L.A. respectivamente. Para las siguientes corridas se logró una disminución de éste índice.

Se recomienda mantener el IVL entre 150-80 mL/gr, lográndose obtener buenas propiedades de sedimentación para los lodos (Cetil et al 1990). Para la segunda corrida de ambos sistemas de tratamiento, el IVL comenzó a disminuir notablemente encontrándose entre 190-110 mg/L, señal de una mejora en la sedimentación de los lodos.

Para las corridas 3 y 4, mayores F/M, el IVL se mantuvo en ambos casos entre 150-68 mL/gr, con una concentración promedio de la biomasa entre 1300 y 1100 mg SSV/L, obteniéndose condiciones óptimas en las propiedades de sedimentación. No se detectó un mínimo del IVL conforme el aumento de las cargas orgánicas para ambos tratamientos.

La velocidad de sedimentación no fue medida, sin embargo se pudo observar de manera cualitativa que para las corridas 3 y 4 en el tratamiento con preozonación igualmente fue benéfico por lograrse una mayor rapidez de sedimentación en la mayoría de las pruebas del IVL ensayadas. Se pudo observar que para los 20 minutos aproximadamente de transcurridas las pruebas de IVL para el tratamiento con preozonación, los lodos ocuparon casi el mismo volumen que al finalizar la prueba, caso contrario para el tratamiento individual de lodos activados, el cual necesito todo el intervalo de tiempo (30 minutos) para obtener el clarificado final de la prueba, esto ocurrido en la mayoría de los casos.



**Figura 4.5.** Índice volumétrico de lodos durante la operación de los reactores biológicos. Medido al final de cada día respecto la concentración de biomasa existente en ese momento. Mismas condiciones de operación ya citadas.

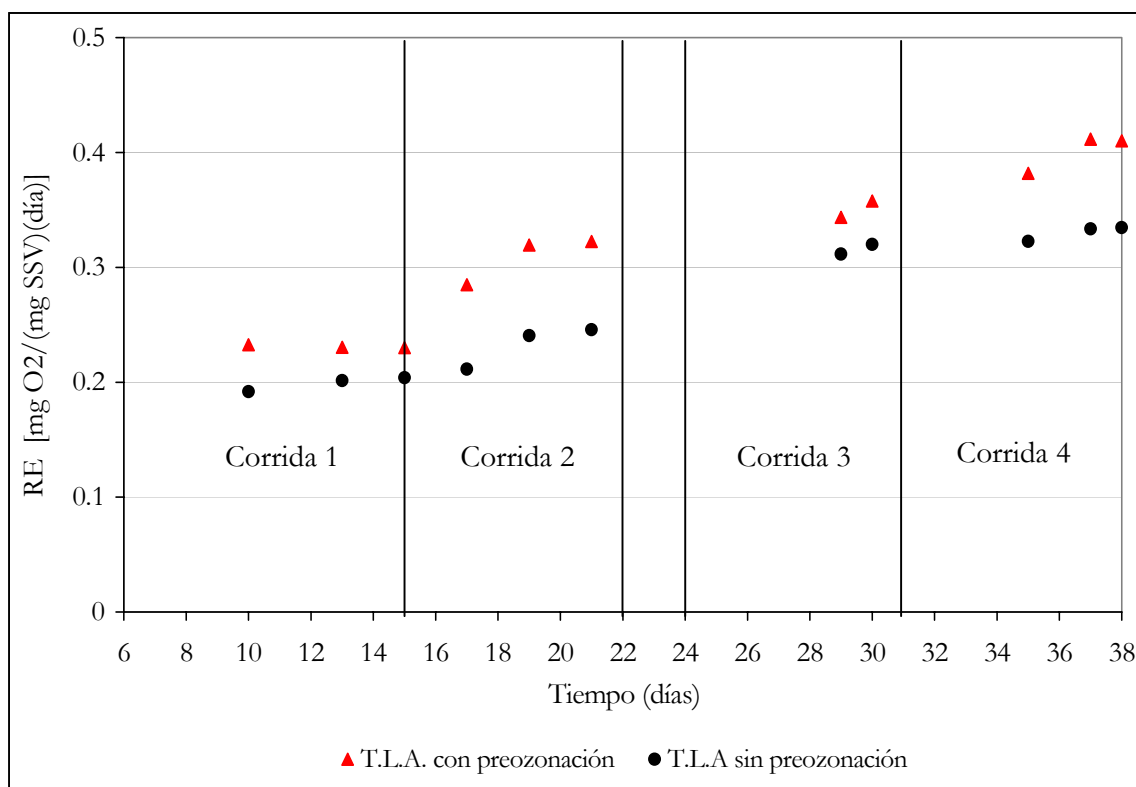
### Velocidad de respiración de la biomasa

El consumo de oxígeno específico (RE) en los reactores biológicos, se hizo tomando una alícuota (300 ml) para cada reactor según la técnica ya mencionada en la sección de Metodología, la cual sirvió como muestra representativa de lo sucedido en los reactores. En todas las corridas se notó una mayor velocidad consumo de oxígeno por unidad de biomasa para las muestras del T.L.A. con preozonación, ver Figura 4.6. Lo anterior fue consecuencia del aumento en la biodegradabilidad del agua residual (aumento de la  $DBO_5$ ) reflejado en el incremento de la actividad microbiana como se ven en las Tablas 4.12 y 4.13, igualmente sucedido en estudios previos con agua residual preozonada. (<sup>3,4</sup> Beltrán et al 2000)



Respecto al consumo total de oxígeno, se incrementó para el T.L.A. con preozonación, partiendo de la ecuación 2.18 de la sección de Marco Teórico, lo que se traduce en un aumento en los requerimientos energéticos y por consiguiente con un mayor costo (no se tomó en cuenta el oxígeno consumido en la nitrificación).

Se sabe que una dosis óptima de ozono permite una mayor biodegradabilidad (mayor incremento de  $DBO_5$ ) en los compuestos, logrando obtenerse mayores diferencias entre los dos sistemas de tratamiento en términos de RE (mayor para el T.L.A. con preozonación) (Beltrán et al 2000). En este caso se lograron diferencias notables del consumo específico de oxígeno, con la dosis de ozono establecida en la Sección 4.1 correspondiente a  $19 \text{ mg O}_3\text{consumido/L}_{\text{agua residual}}$  aun y cuando no se encontrara una dosis óptima.



**Figura 4.6.** Velocidad específica de consumo para el oxígeno durante la operación de los reactores biológicos.

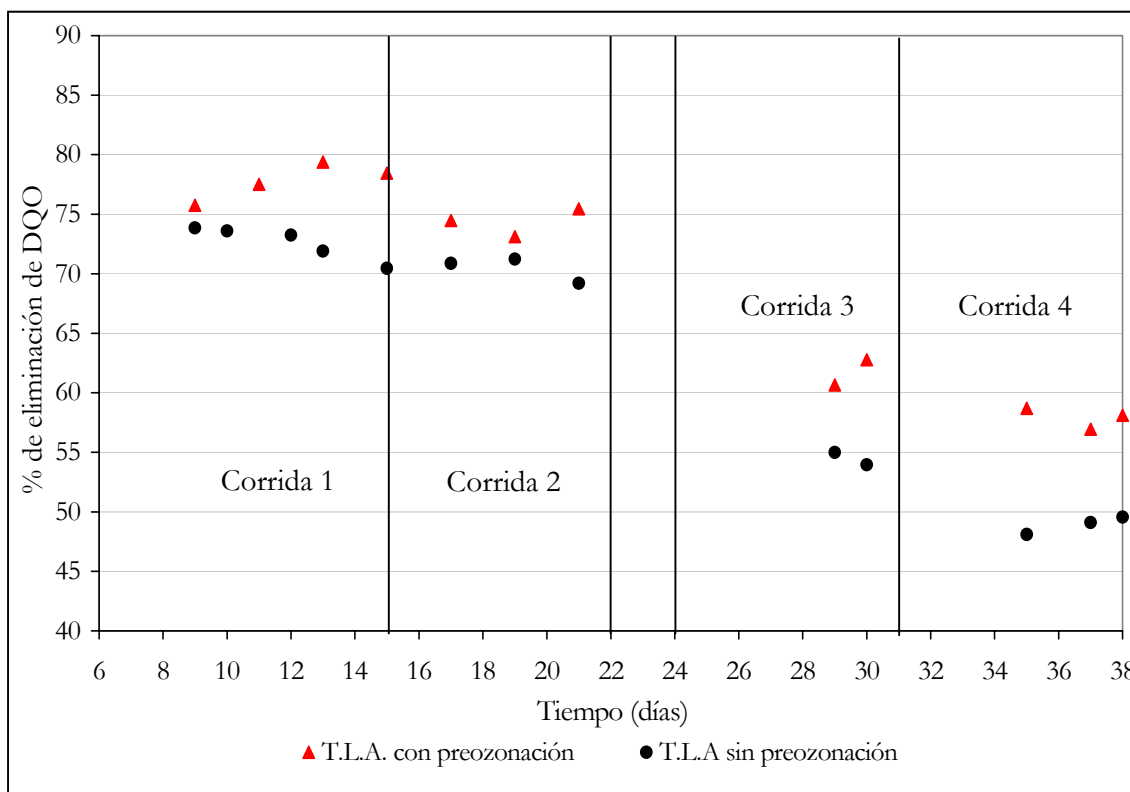
\*La biomasa utilizada en la medición de la RE, se tomó en base a su concentración medida en la alícuota recolectada ( $X_s$ ), en  $t=1$  día. Las mediciones de RE en la gráfica representan el promedio de dos mediciones. Mismas condiciones ya citadas.

### **Eliminación de la DQO**

En a Figura 4.7, se muestran los transitorios de la eliminación de la DQO para los dos sistemas de tratamiento. Se puede notar que en la corrida 1, se lograron las mayores eliminaciones en términos de DQO con  $\tau = 20$  hrs y  $\theta_x = 14.5-14.1$  días para ambos sistemas, esto es 79% eliminación para el sistema ozono-T.L.A. mientras que el T.L.A. fue de aproximadamente 72 % de eliminación. Sin embargo, para la segunda corrida se obtuvieron semejantes porcentajes de eliminación en términos de DQO (76 % Y 68 % respectivamente) comparados con la corrida 1 respectivamente, pero manteniendo condiciones óptimas de operación (SVI ,190-110 mg/L), ya observado.

Durante la operación de las corridas se observó que los transitorios mantuvieron una tendencia de menor consumo de DQO conforme se aumentó el flujo de alimentación (aumento de F/M) junto a la purga de lodos en los reactores, prevaleciendo condiciones aceptables en las propiedades de sedimentación, ya mencionadas, a partir de la segunda corrida.

En todos los casos, se logró una mayor eficiencia de eliminación de la DQO para el sistema ozono-T.L.A, frente al T.L.A. individual.



**Figura 4.7.** Eliminación de la DQO durante la operación de los tratamientos biológicos.  
 \*Las DQO encontradas en la gráfica representan el promedio de tres mediciones realizadas.  
 Mismas condiciones de operación ya citadas.

### Conteo de microorganismos

Con el fin de medir un posible cambio o efecto en la composición de la biomasa por tratarse de una población heterogénea de microorganismos (lodos activados) para ambos tratamientos, se hizo un conteo de microorganismos (protozoos) al final de la cuarta corrida, clasificándolos de acuerdo a su población. A continuación se muestran los grupos más importantes de microorganismos. (Esta clasificación es utilizada en la planta de tratamiento de la cual se extrajo el agua residual, realizado mediciones en 5 campos con un aumento de 40x)

## Tipo de especies

1. Ciliado de nado libre
2. Ciliado de tallo
3. Flagelados
4. Rotíferos
5. Amibas
6. Nemátodo (lombriz)
7. Filamentosos

En la sección de Apéndices, Tabla C.4 y C.5, se muestra el conteo de microorganismo por cada campo medido, de lo cual se extrajo la siguiente clasificación para ambos tratamientos, ver Tabla 4.7.

**Tabla 4.7.** Clasificación de los microorganismos en los tratamientos por lodos activados.

Tipo de tratamiento	Orden según cantidad de especies	Clasificación de lodos
Tratamiento biológico	1. Amibas 2. Ciliado de tallo 3. Filamentos	<b>Jóvenes - Viejos</b>
<b>Ozonación- Tratamiento biológico</b>	<b>1. Amibas 2. Ciliado de nado libre 3. Flagelados</b>	<b>Jóvenes</b>

\*Se realizó un solo conteo de microorganismos.

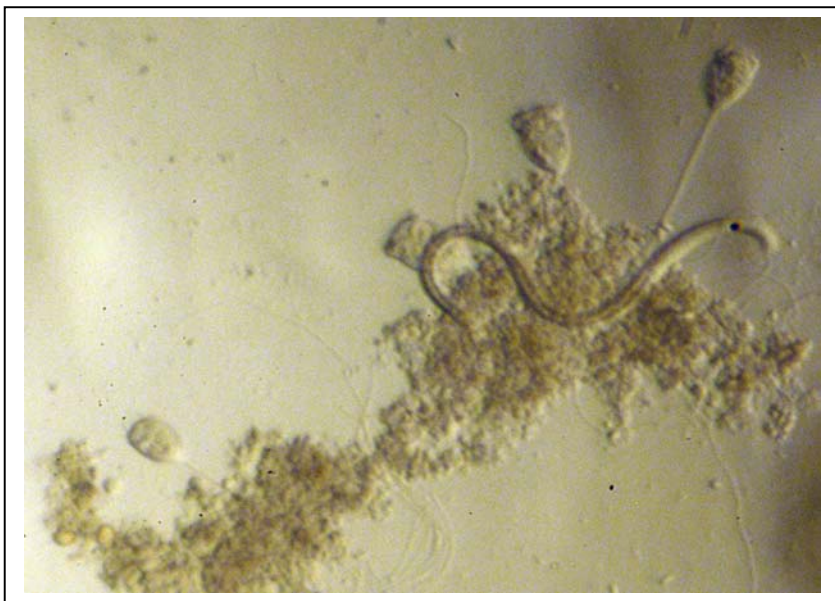
Se debe señalar que para demostrar una dependencia real de la composición de la biomasa en el tratamiento biológico debido a la preozonación, es necesario realizar más repeticiones, aunado a la relación del grado de toxicidad en el agua residual frente a los microorganismos que prevalecen en el tratamiento según sus condiciones operativas (condiciones del medio, nutrientes, tiempos de estabilización, etc.).

En éste caso, se encontró una diferencia significativa con la disminución de especies filamentosas para el T.L.A. con preozonación, lo que puede favorecer a las propiedades de sedimentación en el lodo, además de mantener una población joven.

En las Figuras 4.8 y 4.9, se muestran fotografías tomadas (microscopio aumento 100 y 40X) de algunas de las especies encontradas en los lodos activados.



**Figura 4.8.** Fotografía de los microorganismos en los lodos activados, que presenta a una especie Ciliado de nado libre al igual que un Ciliado de tallo. (100X)



**Figura 4.9.** Fotografía de los microorganismos en los lodos activados, que presenta a cuatro especies de Ciliados de tallo y un Nemátodo junto a la biomasa. (40X)

### 4.2.2 Análisis del estado estacionario en las mediciones

Una vez obtenidas las mediciones relativamente constantes para cada corrida experimental ( $\bar{X}$ , RE, % eliminación de DQO), se procedió a relacionar estos valores con las ecuaciones del balance de materia y cinéticas.

A continuación se presenta en la Tabla 4.8 y Tabla 4.9, las condiciones que prevalecieron para el estado estacionario de cada corrida en el sistema ozono-lodos activados y del tratamiento individual de lodos activados respectivamente.

**Tabla 4.8.** Condiciones de operación al estado estacionario para el reactor *con preozonación* (R1).

Corrida	Q (L/día)	$\tau$ (hr)	$\theta_x$ (día)	$\bar{X}$ (mg SSV/L)	So (mg DQO/L)	S (mg DQO/L)	So (mg DBO <sub>5</sub> /L)	S (mg DBO <sub>5</sub> /L)	F/M DBO <sub>5</sub> (día <sup>-1</sup> )	F/M DQO (día <sup>-1</sup> )	IVL mL/gr
1	10.8	20	14.5	1165	390	84	270	20	0.28	0.40	<b>506</b>
2	14.4	15	9.2	1044	378	92	265	35	0.41	0.58	<b>183</b>
3	21.6	10	5.7	1134	438	163	288	67	0.61	0.93	<b>125</b>
4	<b>27</b>	<b>8</b>	<b>4.1</b>	<b>1213</b>	<b>487</b>	<b>204</b>	<b>340</b>	<b>95</b>	<b>0.84</b>	<b>1.20</b>	<b>68</b>

\*La DQO y DBO<sub>5</sub> se reporta el promedio de tres mediciones. DBO<sub>5</sub>/DQO<sub>inicial</sub> promedio =0.68

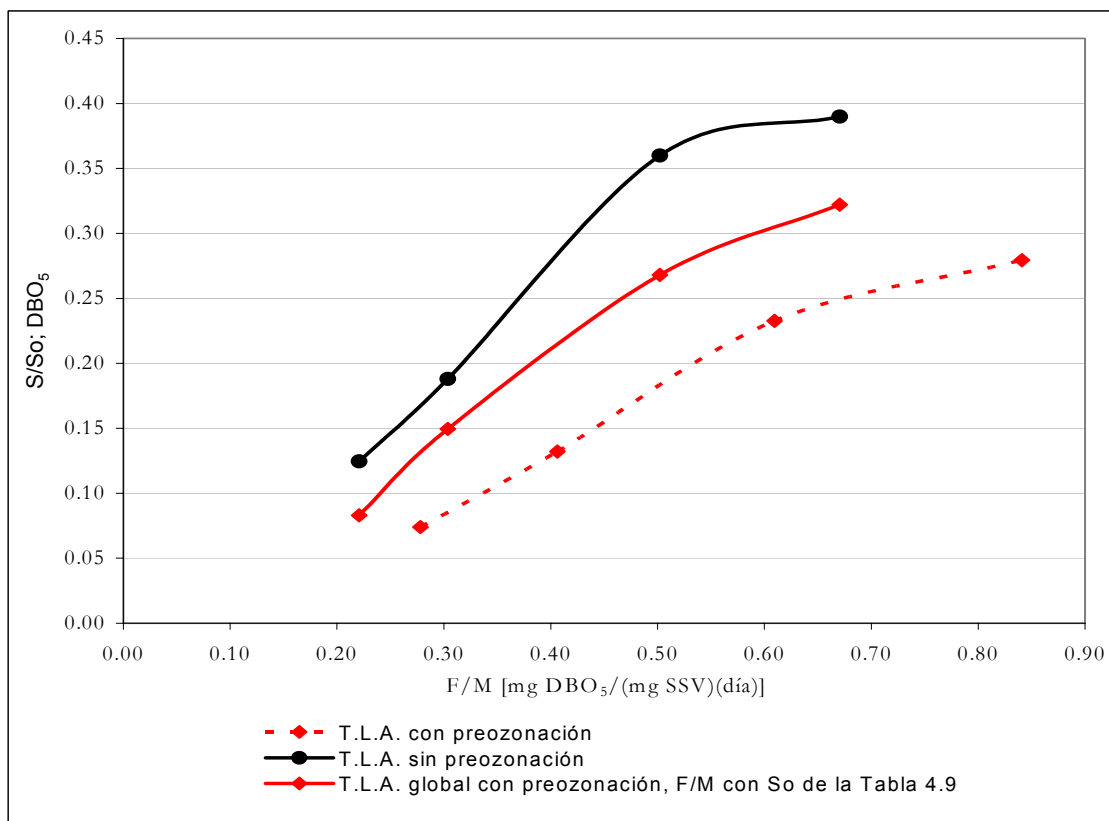
**Tabla 4.9.** Condiciones de operación al estado estacionario para el reactor *sin preozonación* (R2).

Corrida	Q (L/día)	$\tau$ (hr)	$\theta_x$ (día)	$\bar{X}$ (mg SSV/L)	So (mg DQO/L)	S (mg DQO/L)	So (mg DBO <sub>5</sub> /L)	S (mg DBO <sub>5</sub> /L)	F/M DBO <sub>5</sub> (día <sup>-1</sup> )	F/M DQO (día <sup>-1</sup> )	IVL mL/gr
1	10.8	20	14.1	1310	445	125	241	30	0.22	0.41	<b>450</b>
2	14.4	15	8.9	1233	450	142	234	44	0.30	0.58	<b>116</b>
3	21.6	10	5.3	1195	530	245	250	90	0.50	1.06	<b>149</b>
4	<b>27</b>	<b>8</b>	<b>4.5</b>	<b>1320</b>	<b>567</b>	<b>286</b>	<b>295</b>	<b>115</b>	<b>0.67</b>	<b>1.29</b>	<b>90</b>

\*La DQO y DBO<sub>5</sub> se reporta el promedio de tres mediciones. DBO<sub>5</sub>/DQO<sub>inicial</sub> promedio =0.52

Destacando primeramente las eficiencias de eliminación para los diferentes parámetros (DQO, DBO<sub>5</sub>), se tiene que para el mayor tiempo de residencia hidráulico ( $\tau$ ) junto con el mayor tiempo de residencia celular ( $\theta_x$ ), correspondiente a la menor carga orgánica (F/M), ya mencionados, se lograron las mayores eficiencias para ambos tratamientos.

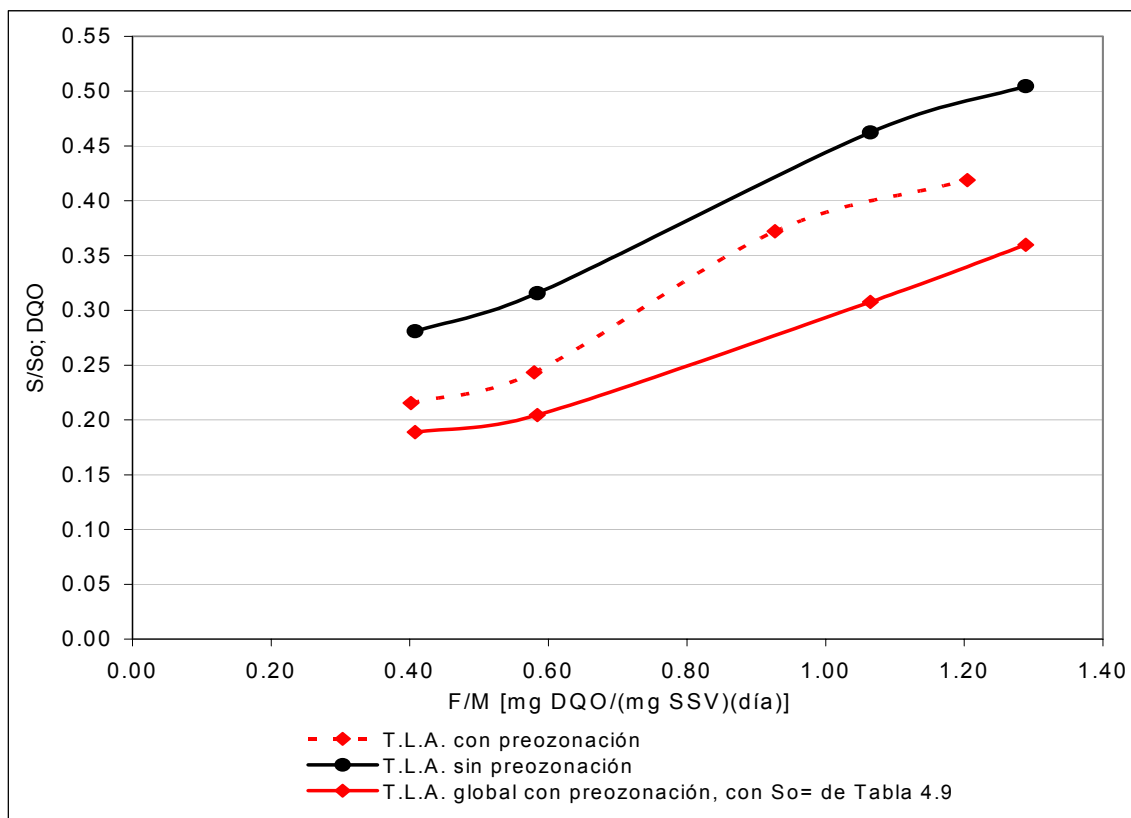
Respecto la  $DBO_5$  (medición del oxígeno consumido en la biodegradación del material) para el tratamiento biológico con preozonación se lograron las menores fracciones no consumidas (correspondiente a una eliminación de la  $DBO_5$  de 93%-72 %) por la misma naturaleza de la medición (material biodegradable), comparada con la eliminación de la DQO en 81-64 %, ver Figura 4.10 y Figura 4.11.



**Figura 4.10.** Efecto de la carga orgánica en la fracción del sustrato no degradado (residual), base  $DBO_5$ , al estado estacionario en los tratamientos biológicos.

De la Figura 4.10, tomando como base la operación real de la planta de tratamiento biológico ( $\tau = 10$  hrs,  $\theta = 6.8$  días ver sección de Apéndices Tabla C.1;  $F/M_{DBO_5} \approx 0.50$  ; correspondiente a la tercer corrida), para el T.L.A. con preozonación (tratamiento global) se logró un incremento en la eliminación de la  $DBO_5$  del 9.2 %, así como un aumento de la capacidad del tratamiento, considerando una concentración constante de la biomasa y del sustrato, soportando un mayor flujo de alimentación (menor tiempo de residencia hidráulico de 13 hrs a 10 hrs) logrando el mismo beneficio.

Respecto la DQO, a las condiciones de operación de la planta ya mencionadas, correspondiente a una  $F/M_{DQO} \approx 1.06$ , ver Figura 4.11, se logró igualmente para el T.L.A. con preozonación (tratamiento global) un mayor beneficio, incrementando la eliminación de la DQO en un 15.4 %, al igual que el tratamiento de un mayor flujo de alimentación (menor tiempo de residencia hidráulico de 18 hrs a 10 hrs) logrando el mismo beneficio.



**Figura 4.11.** Efecto de la carga orgánica en la fracción del sustrato no degradado (residual), base DQO, al estado estacionario de los tratamientos biológicos.

El tratamiento biológico con preozonación logró eficiencias aceptables en un rango más amplio de operación (mayor carga orgánica ó mayor flujo de alimentación). Lo anterior se pudo apreciar en la comparación del T.L.A. global con preozonación y el T.L.A. sin preozonación.

Visualizando el efecto final que tuvo la carga orgánica  $(F/M)_{DBO5}$  sobre la velocidad de respiración específica de la biomasa (RE) para cada corrida se presentan en la Tabla 4.10



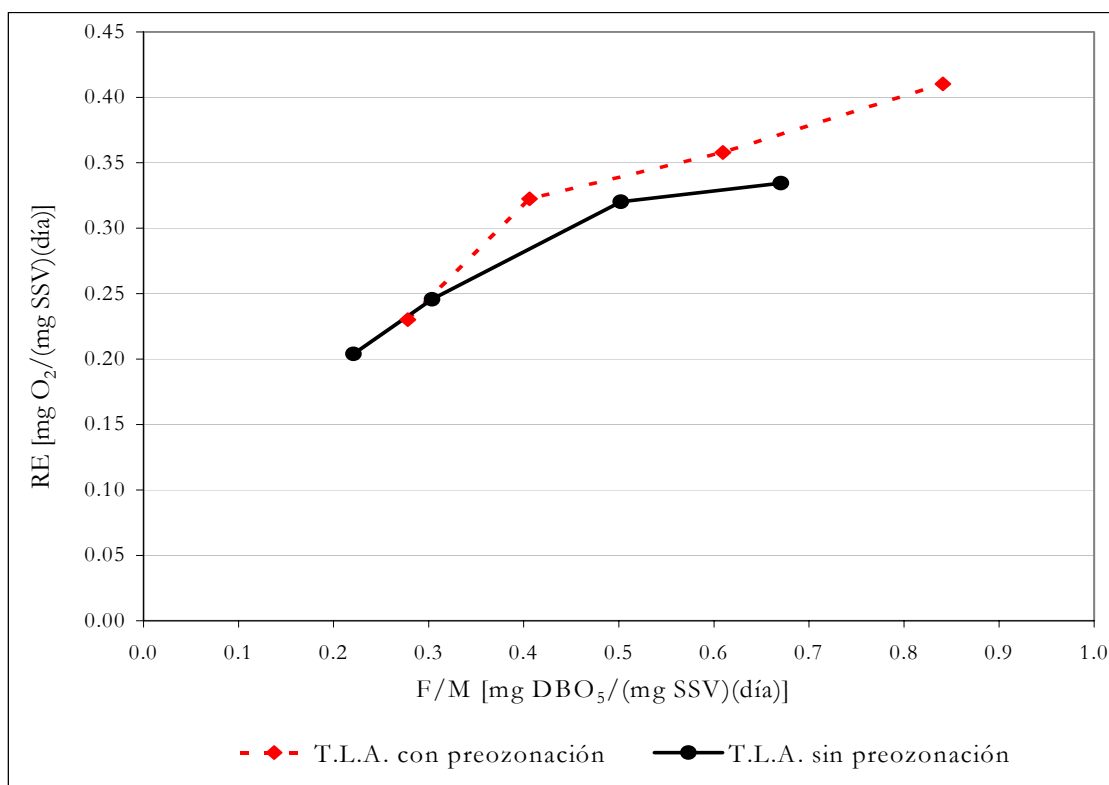
y 4.11 sus valores así como su representación gráfica en la Figura 4.12, notando un mayor efecto en la actividad microbiana ya mencionado (incremento en la velocidad de las reacciones biológicas) para el efluente preozonado, a similares condiciones de operación para ambos T.LA.

**Tabla 4.10.** Relación de la respiración respecto de su carga orgánica para el reactor *con preozonación* (R1).

Corrida	F/M <sub>DBO5</sub> (día <sup>-1</sup> )	RE [mg O <sub>2</sub> /(mg SSV día)]
1	0.28	<b>0.230</b>
2	0.41	<b>0.322</b>
3	0.61	<b>0.357</b>
4	<b>0.84</b>	<b>0.410</b>

**Tabla 4.11.** Relación de la respiración respecto de su carga orgánica para el reactor *sin preozonación* (R2).

Corrida	F/M <sub>DBO5</sub> (día <sup>-1</sup> )	RE [mg O <sub>2</sub> /(mg SSV día)]
1	0.22	<b>0.203</b>
2	0.30	<b>0.245</b>
3	0.50	<b>0.320</b>
4	<b>0.67</b>	<b>0.334</b>



**Figura 4.12.** Efecto de la carga orgánica en la velocidad específica del consumo de oxígeno, al estado estacionario, para los reactores biológicos.

Se puede señalar que para la primera corrida (correspondiente al mayor  $\tau$ ) respecto del agua preozonada, tuvo un efecto similar que el ocurrido con el agua sin ozonar en términos de RE. Además que para la cuarta corrida del reactor sin preozonación, la respiración fue ligeramente menor a la esperada, posiblemente atribuido a un error en la medición, ya que la relación entre ambos parámetros debe de ser lineal.

Más adelante se analizarán los niveles de utilización de oxígeno en los T.L.A. proyectados por estas diferencias de RE.

### **Estimación de los parámetros bioestequiométricos y cinéticos**

Derivados de los balances de materia en la sección de Marco Teórico, se presentan a continuación las relaciones de los datos experimentales que estiman los coeficientes propios de las ecuaciones de diseño.

#### **A. Balances de materia sobre la biomasa y los niveles de utilización para el oxígeno**

A continuación se muestra en la Tabla 4.12 y Tabla 4.13 los datos experimentales con sus relaciones correspondientes que ayudaron a la estimación de los parámetros bioestequiométricos para ambos T.L.A.. Los parámetros fueron calculados basados en la representación del sustrato como la DQO y  $DBO_5$ , ya mencionado en la sección de Marco Teórico.

La representación de los coeficientes bioestequiométricos fué presentada en base a la DQO y  $DBO_5$  con el fin de notar los cambios en la biodegradabilidad ( $DBO_5/DQO$ ) del agua residual y por consiguiente entre sus parámetros.

**Tabla 4.12.** Relación de variables base DQO y DBO<sub>5</sub>, para la estimación de los parámetros bioestequiométricos del reactor *con preozonación* (R1).

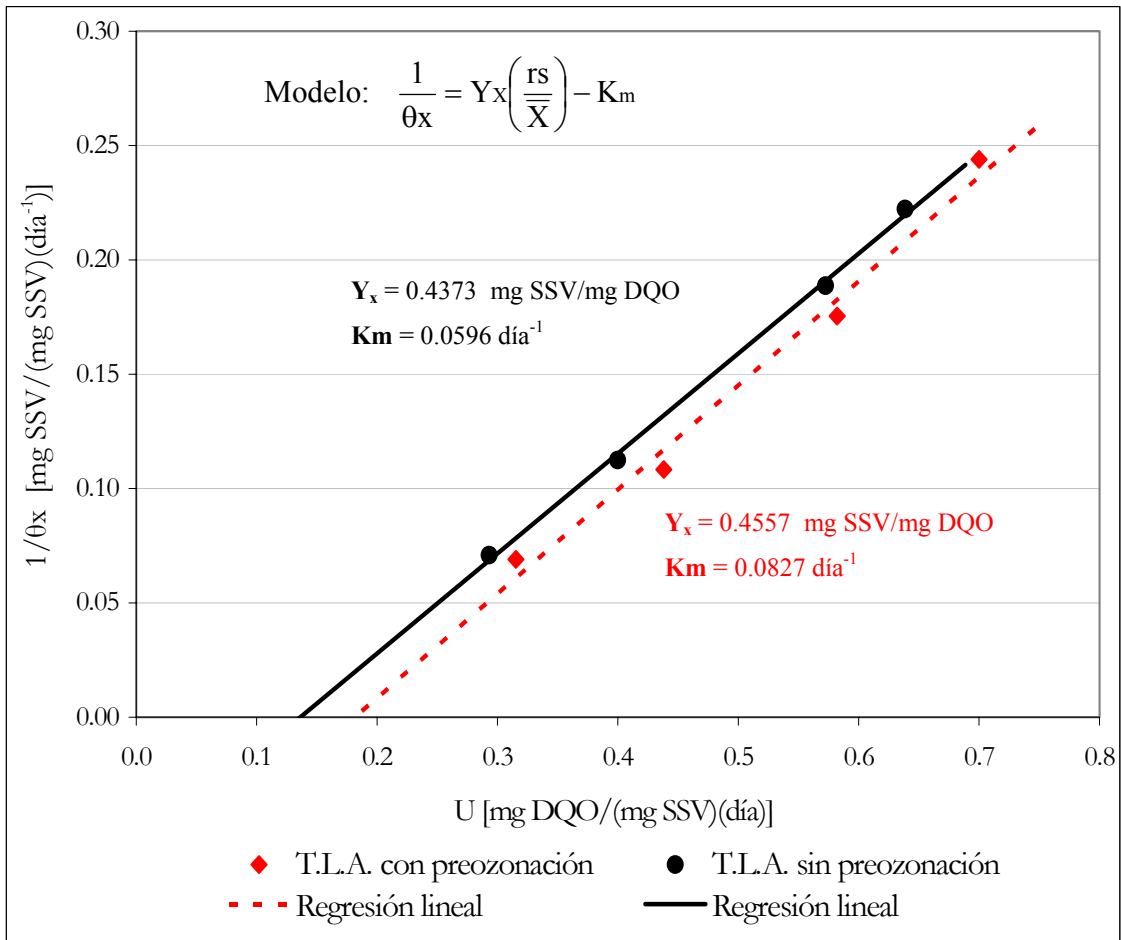
Corrida	$\tau$ (hr)	$1/\theta_x$ (día <sup>-1</sup> )	$F/M_{DBO_5} = \frac{S_0}{\tau \bar{X}}$ (día <sup>-1</sup> )	RE [mg O <sub>2</sub> /(mg SSV día)]	$U_{DQO} = rs/\bar{X}$ [mg DQO/(mg SSV día)]	$U_{DBO_5} = rs/\bar{X}$ [mg DBO <sub>5</sub> /(mg SSV día)]
1	10.8	0.069	0.28	0.230	0.315	<b>0.258</b>
2	14.4	0.108	0.41	0.322	0.438	<b>0.352</b>
3	21.6	0.175	0.61	0.357	0.582	<b>0.468</b>
4	27	<b>0.24</b> 4	<b>0.84</b>	<b>0.410</b>	<b>0.699</b>	<b>0.606</b>

**Tabla 4.13.** Relación de variables base DQO y DBO<sub>5</sub>, para la estimación de los parámetros bioestequiométricos del reactor *sin preozonación* (R2).

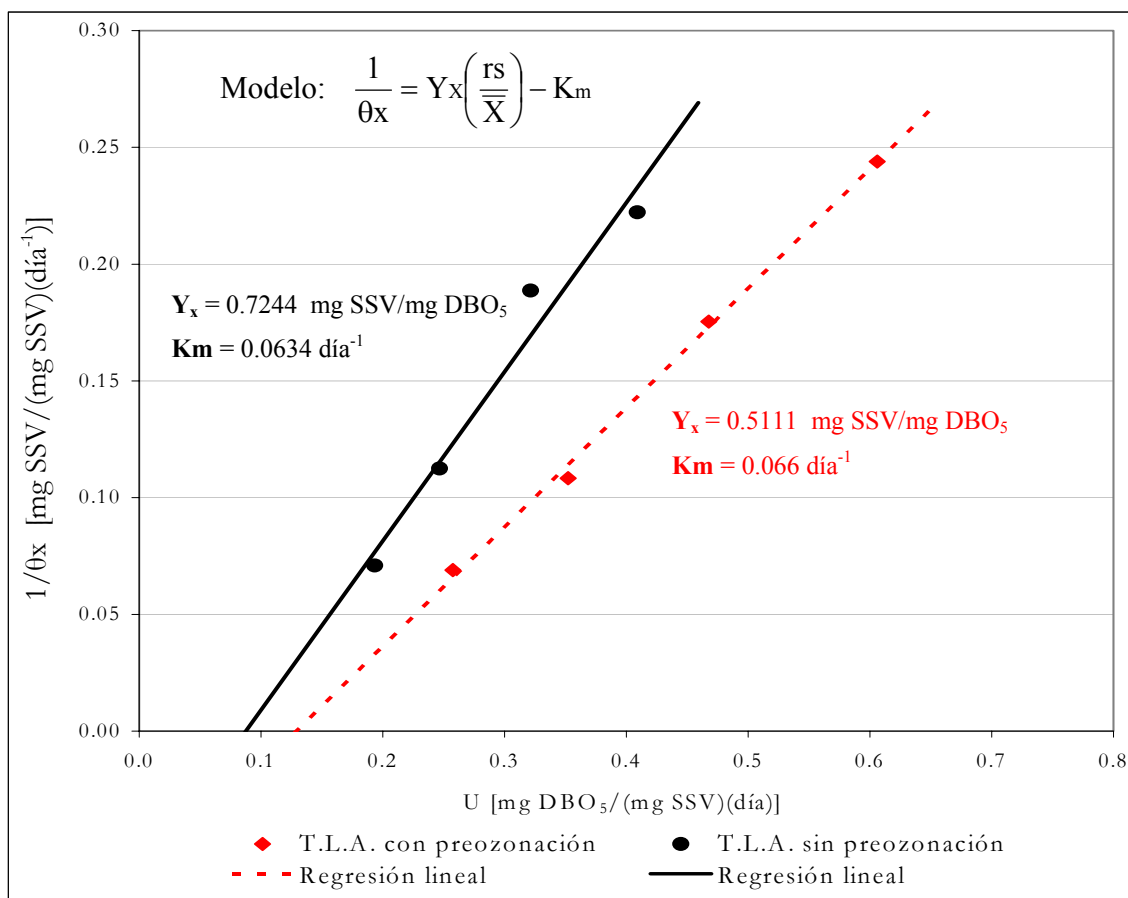
Corrida	$\tau$ (hr)	$1/\theta_x$ (día <sup>-1</sup> )	$F/M_{DBO_5} = \frac{S_0}{\tau \bar{X}}$ (día <sup>-1</sup> )	RE [mg O <sub>2</sub> /(mg SSV día)]	$U_{DQO} = rs/\bar{X}$ [mg DQO/(mg SSV día)]	$U_{DBO_5} = rs/\bar{X}$ [mg DBO <sub>5</sub> /(mg SSV día)]
1	10.8	0.071	0.22	0.203	0.293	<b>0.193</b>
2	14.4	0.112	0.30	0.245	0.399	<b>0.246</b>
3	21.6	0.189	0.50	0.320	0.572	<b>0.321</b>
4	27	<b>0.22</b> 2	<b>0.67</b>	<b>0.334</b>	<b>0.638</b>	<b>0.409</b>

### Balance de materia sobre la biomasa

De la ecuación de diseño del balance de materia para la biomasa, ecuación 2.15 derivada en la sección de Marco Teórico, se tiene que para la estimación del rendimiento de producción de la biomasa,  $Y_x$ , así como el coeficiente de decaimiento endógeno,  $K_m$ , para ambos tratamientos, se grafican los diferentes niveles de producción de la biomasa representados con el inverso del tiempo de residencia celular ( $1/\theta_x$ ) contra sus respectivas velocidades de consumo específico del sustrato ( $U$ ) para las cuatro corridas de cada tratamiento, ver Figura 4.13 (base DQO) y Figura 4.14 (base DBO<sub>5</sub>).



**Figura 4.13.** Estimación de los coeficientes bioestequiométricos ( $Y_x, K_m$ ) derivados del balance de materia sobre la biomasa en los tratamientos por lodos activados, base DQO.



**Figura 4.14.** Estimación de los coeficientes bioestequiométricos ( $Y_x, K_m$ ) derivado del balance de materia sobre la biomasa en los tratamientos por lodos activados, base  $\text{DBO}_5$ .

De las anteriores gráficas se muestra una buena relación lineal para ambos tratamientos respecto a sus valores experimentales en términos de la DQO y la  $\text{DBO}_5$ . Para lo cual se llevaron a cabo sus regresiones lineales ( $R^2 > 0.95$ ).

Respecto al T.L.A. con preozonación base DQO, se obtuvieron similares valores en la producción de lodos por unidad de DQO eliminado ( $Y_x = 0.4557 \text{ mg SSV/mg DQO}$ ) respecto al T.L.A. individual ( $Y_x = 0.4373 \text{ mg SSV/mg DQO}$ ), por lo que no se pudo visualizar una diferencia marcada entre los tratamientos. Caso contrario de lo ocurrido para el rendimiento de la biomasa expresada en términos de  $\text{DBO}_5$ , mostrando una disminución notable para el tratamiento con preozonación del 30 %, coincidiendo con la disminución de

los niveles de producción de biomasa neta observada para el T.L.A. con preozonación, ver Tabla 4.14 y 4.15.

Se debe señalar que el rendimiento de biomasa ( $Y_x$ ), se puede relacionar con el consumo de los contaminantes, a partir de la energía generada en la reacción de respiración [que es guardada y suministrada por moléculas de trifosfato de adenosina (ATP) a las células], por lo que una menor  $Y_x$  puede representar una menor cantidad de energía generada, menor cantidad oxígeno consumido por sustrato degradado ( $a$ ), y por consiguiente menor energía disponible para la producción de biomasa.

En este caso la disminución obtenida de la  $Y_x$  base  $DBO_5$  para el T.L.A. con preozonación, puede ser debida a una menor energía generada durante el consumo de éstos nuevos productos de ozonación (aldehídos, cetonas y/o ácidos carboxílicos) debido a la incorporación del oxígeno y/o rompimiento de enlaces en compuestos aromáticos.

Lo anterior es resultado del incremento en la razón de  $DBO_5/DQO$  (biodegradabilidad) siendo mayor para el tratamiento con preozonación con una razón de 0.69-0.89, respecto al tratamiento individual de lodos activados de 0.54-0.60 (estimados en el pretratamiento y de las Figuras 4.13 y 4.14).

Respecto el intercepto de las ecuaciones de diseño en la Figuras 4.13 y 4.14, conocido como la constante de decaimiento endógeno ( $K_m$ , día<sup>-1</sup>). La preozonación provocó un aumento en esta velocidad de auto-oxidación de la biomasa como se puede ver en las Figuras 4.13 y 4.14 comparada en ambos términos de  $DBO_5$  y  $DQO$ . Éste hecho coincide con lo reportado en la Tabla 1.6 y Tabla 1.7 de la sección de Antecedentes (<sup>2,4</sup>Beltrán et al 2000), para un sistema ozono-T.L.A. frente a un T.L.A. convencional, lo que se traduce en un aumento del porcentaje de biomasa oxidada por unidad de tiempo en el reactor biológico (de 5.96-6.34 % a 6.6-8.27 %). Éste último parámetro cinético, completa el balance respecto al consumo de la biomasa, además que se utilizará mas adelante para la estimación de los requerimientos de oxígeno que contribuyen a esta reacción.

Es necesario expresar el rendimiento neto de la biomasa ( $Y_{obs}$ ) para dar una explicación del comportamiento observado respecto la concentración de la biomasa promedio durante las corridas, Figura 4.4 de la sección 4.2.1, partiendo de la ecuación 2.16 en la sección de Antecedentes, ver Tabla 4.14 y Tabla 4.15.

**Tabla 4.14.** Cálculo del rendimiento observado, para el tratamiento *con preozonación*.

Corrida	$Y_{obs}$ mg SSV /mg DQO	$Y_{obs}$ mg SSV /mg DBO <sub>5</sub>
1	0.2072	<b>0.2611</b>
2	0.2584	<b>0.3176</b>
3	0.3097	<b>0.3713</b>
4	<b>0.3403</b>	<b>0.4022</b>

**Tabla 4.15.** Cálculo del rendimiento observado, para el tratamiento *sin preozonación*.

Corrida	$Y_{obs}$ mg SSV /mg DQO	$Y_{obs}$ mg SSV /mg DBO <sub>5</sub>
1	0.2376	<b>0.3824</b>
2	0.2858	<b>0.4632</b>
3	0.3323	<b>0.5422</b>
4	<b>0.3448</b>	<b>0.5636</b>

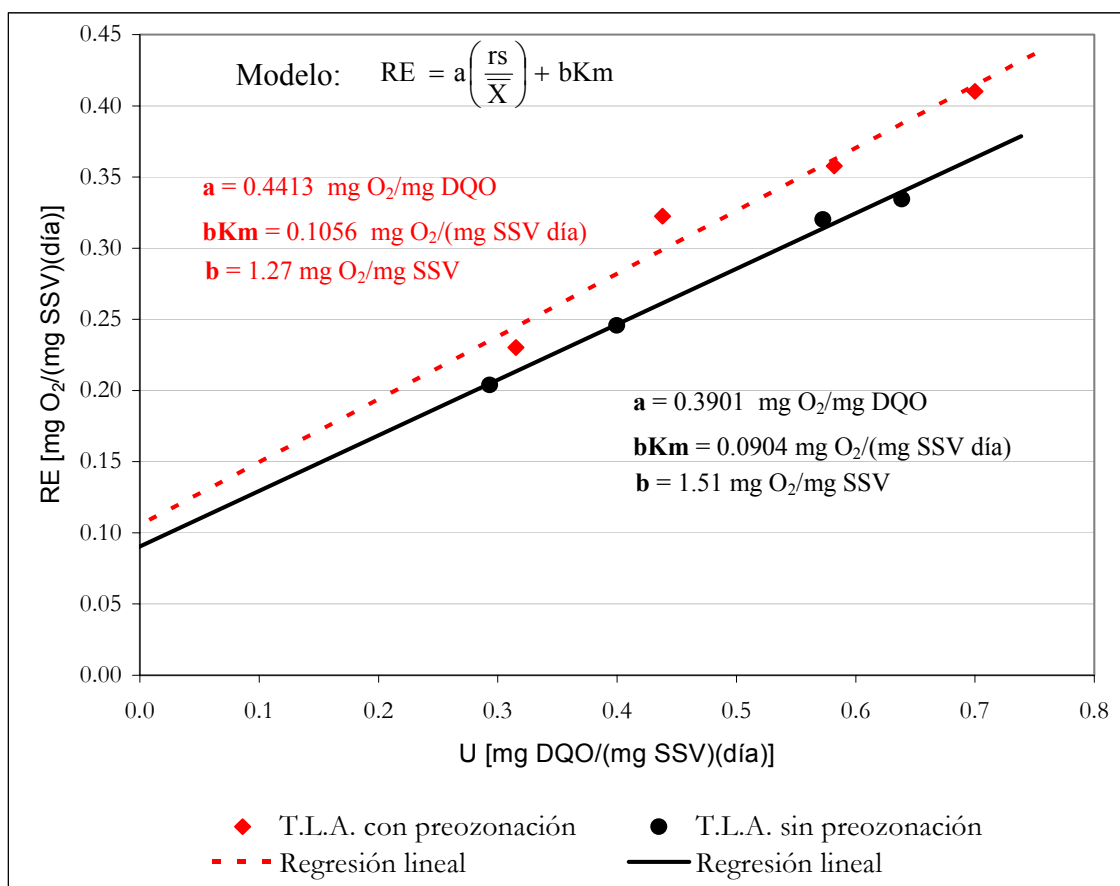
De lo cual se observa que para el tratamiento de lodos activados con preozonación se obtuvo un menor rendimiento neto de la biomasa tanto en términos de la DQO como de la DBO<sub>5</sub>, correspondiente al comportamiento observado en la Figura 4.4 del monitoreo de los transitorios, con una menor concentración de biomasa promedio para el tratamiento de lodos activados con preozonación, derivado del incremento en la velocidad de consumo de la biomasa en la reacción de mantenimiento ( $Km$ ) debido a una menor energía disponible derivada del consumo de los nuevos productos de ozonación.

### **Balance de materia sobre los niveles de utilización para el oxígeno**

Respecto a los niveles de consumo de oxígeno se tiene que para los parámetros bioestequiométricos  $a$ ,  $b$  y por consiguiente  $bKm$  fueron obtenidos partiendo de la ecuación

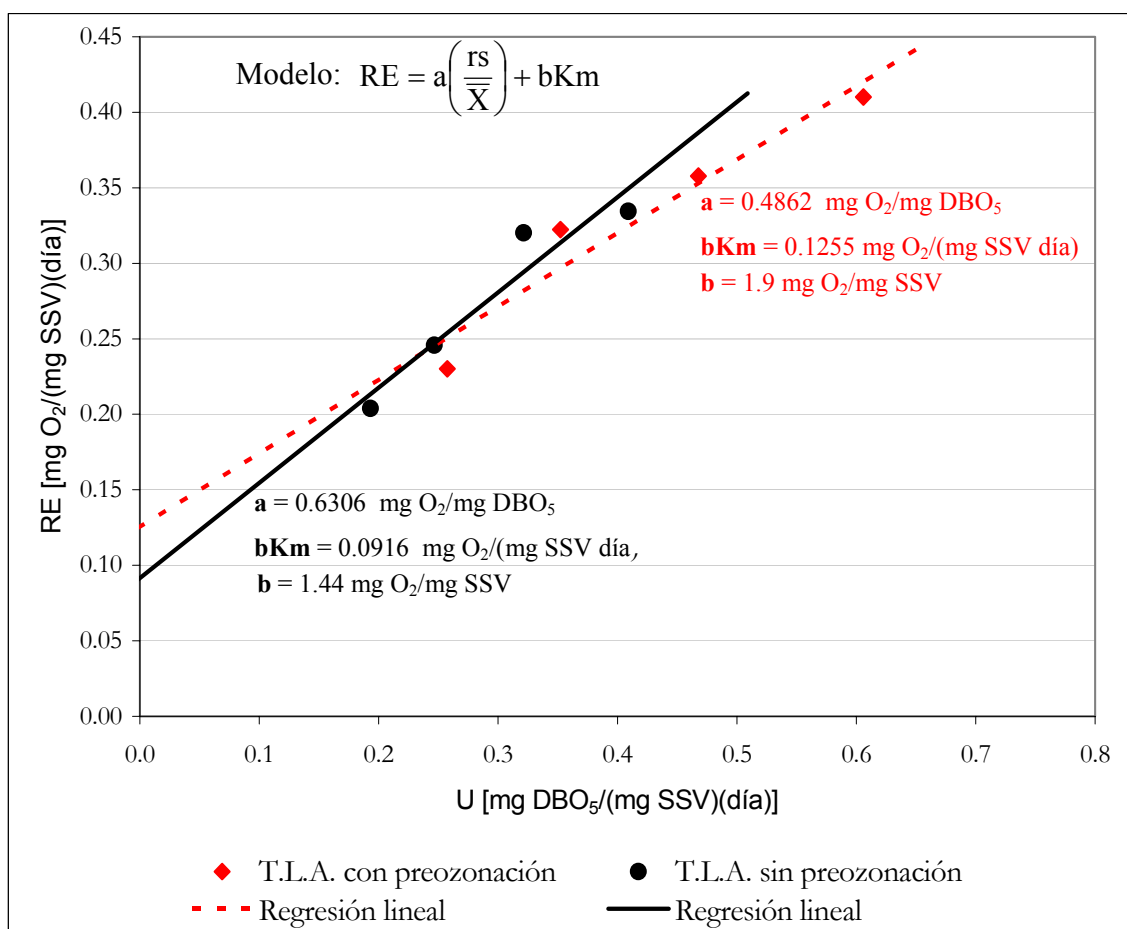
2.19 de la sección de Marco Teórico, con la relación de RE ( $\text{día}^{-1}$ ) contra sus correspondientes velocidades de consumo específico para el sustrato ( $U$ ) en cada corrida, dando un buen ajuste lineal para ambos tratamientos en términos de la DQO y  $\text{DBO}_5$ , ( $R^2 > 0.95$ ).

Recordando que  $a$ , representa el oxígeno consumido por unidad de sustrato degradado en la reacción de respiración (pendiente de la regresión lineal), mientras que  $b$  el oxígeno consumido por unidad de biomasa oxidada en la reacción de mantenimiento, así el producto  $bKm$  representa la velocidad de consumo del oxígeno en el mantenimiento de la biomasa (intercepto de la regresión lineal) del T.L.A. En las Figuras 4.15 y 4.16 se presentan los valores correspondientes para cada sistema de tratamiento biológico (cuatro corridas por tratamiento) en términos de DQO y  $\text{DBO}_5$  respectivamente.



**Figura 4.15.** Estimación de los coeficientes de utilización bioestequiométricos ( $a, b$ ) del oxígeno requerido en los tratamientos biológicos, base DQO.





**Figura 4.16.** Estimación de los coeficientes de utilización bioestequiométricos ( $a, b$ ) del oxígeno requerido en los tratamientos biológicos, base  $DBO_5$ .

Como ya se mencionó, la velocidad de consumo específico del oxígeno (RE) para el tratamiento de lodos activados con preozonación fue mayor frente al tratamiento de lodos activados convencional, debido a una mayor rapidez biodegradativa del tratamiento. Confirmando lo anterior respecto al intercepto del modelo del balance para el consumo de oxígeno ( $bKm$ ) se tiene que para el tratamiento ozono-T.L.A. aumentó la velocidad de consumo de oxígeno por unidad de biomasa de 0.0904-0.0916  $\text{mg O}_2/(\text{mg SSV día})$  para el T.L.A a 0.1056-0.1255  $\text{mg O}_2/(\text{mg SSV día})$ , concordando con los aumentos reportados, (<sup>2,4</sup>Beltrán et al 2000), en los tratamientos biológicos preozonados, debido a una posible

disminución de energía generada del consumo del sustrato, ya mencionado, no contribuyendo a su abastecimiento energético en el crecimiento celular.

De lo anterior se obtiene experimentalmente el coeficiente bioestequiométrico de oxígeno consumido por biomasa oxidada ( $b$ ) de la reacción de mantenimiento, partiendo de los coeficientes de decaimiento encontrados para ambos tratamientos ( $Km$ ), obteniéndose valores semejantes en ambos tratamientos, ver Figuras 4.15 y 4.16, aproximados al valor típico (1.3-1.9 mg O<sub>2</sub>/mg de SSV), ya mencionado en la sección de Marco Teórico.

Respecto al coeficiente bioestequiométrico de la reacción de respiración ( $a$ ) de la Figura 4.15 se obtuvo un ligero aumento de 0.39 mg O<sub>2</sub>/mg DQO a 0.44 mg O<sub>2</sub>/mg DQO para el sistema ozono-T.L.A., lo que se interpreta como una mayor demanda de oxígeno para el consumo de los nuevos productos de ozonación, sin embargo, al compararlo con la Figura 4.16 en base DBO<sub>5</sub> el efecto sobre los requerimiento de oxígeno fue más drástico pero ahora con una disminución de un 0.6303 mg O<sub>2</sub>/mg DBO<sub>5</sub> para el tratamiento individual de lodos activados a un 0.4862 mg O<sub>2</sub>/mg DBO<sub>5</sub> para el sistema ozono-T.L.A. demostrando la hipótesis de productos de ozonación que generan menos energía (menor Y<sub>x</sub>) al ser consumidos.

**Consistencia de los datos experimentales**

Respecto a la consistencia de los datos experimentales reflejada en los parámetros bioestequiométricos, vista en la sección de Antecedentes, se tiene que con base a la representación del sustrato como la DQO la identidad es:

$$a Z_1 + Y_x b Z_1 \equiv 1$$

y considerando la relación  $Z_1 = DQO / DTO = 1$  (Eckenfelder 2000) se tiene que

$$a + Y_x b \equiv 1$$

por lo tanto en la Tabla 4.16 se encuentra que

**Tabla 4.16.** Comprobación de la consistencia de los datos experimentales, base DQO.

Tipo de tratamiento	<b>a</b> (mg O <sub>2</sub> /mg DQO)	<b>Y<sub>x</sub></b> (mg SSV/mg DQO)	<b>b*</b> (mg O <sub>2</sub> /mg SSV)	<b>Y<sub>x</sub> b</b> (mg O <sub>2</sub> /mg DQO)	Resultado de la identidad
Tratamiento biológico	0.39	0.437	1.51	0.65	<b>1.05</b>
<b>Ozonación-Tratamiento biológico</b>	<b>0.44</b>	<b>0.455</b>	<b>1.27</b>	<b>0.55</b>	<b>1.01</b>

\*La constante *b*, se tomó el valor estimado experimentalmente para ambos tratamientos.

Y respecto los datos experimentales base DBO<sub>5</sub> se tiene como identidad que:

$$a_{DBO5} + Y_{DBO5} b \equiv 1/Z_2$$

por lo tanto en la Tabla 4.17 se encuentra que

**Tabla 4.17.** Comprobación de la consistencia de los datos experimentales, base DBO<sub>5</sub>.

Tipo de tratamiento	<b>a</b> (mg O <sub>2</sub> /mg DBO <sub>5</sub> )	<b>Y<sub>x</sub></b> (mg SSV/mg DBO <sub>5</sub> )	<b>b*</b> (mg O <sub>2</sub> /mg SSV)	<b>Y<sub>x</sub> b</b> (mg O <sub>2</sub> /mg DBO <sub>5</sub> )	Resultado de la identidad
Tratamiento biológico	0.63	0.724	1.44	1.04	<b>1.67</b>
Ozonación-Tratamiento biológico	<b>0.49</b>	<b>0.511</b>	<b>1.90</b>	<b>0.97</b>	<b>1.46</b>

\*La constante *b*, se tomó el valor estimado experimentalmente para ambos tratamientos.

En este caso la relación  $Z_2 = \text{DBO}_5 / \text{DQO}$  para el tratamiento biológico convencional es de 0.59 que corresponde a  $1/Z_2 = 1.70$ , mientras que para el tratamiento biológico con ozonación es de 0.69 ( $1/Z_2=1.45$ ) coincidiendo aproximadamente con la relación calculada después de la ozonación, en la sección 4.1 de éste Capítulo.

Por lo tanto se considera válida la consistencia de los datos experimentales por cumplir con la identidad generada del balance de materia para el sustrato tanto en términos de la DQO como de la DBO<sub>5</sub>.

## B. Balance de materia sobre el sustrato

A continuación se presentan las cinéticas que mejor se ajustan a los datos experimentales para el consumo del sustrato en términos de DQO y DBO<sub>5</sub>, ayudando a su comparación entre tratamientos respecto sus parámetros cinéticos.

### Cinética del consumo de la DQO

Primeramente en la Tabla 4.18 y Tabla 4.19, se presentan los datos graficados para los tratamientos con y sin preozonación en los ensayos cinéticos.

**Tabla 4.18.** Relación de parámetros base DQO, para la estimación de las cinéticas del reactor *con preozonación* (R1).

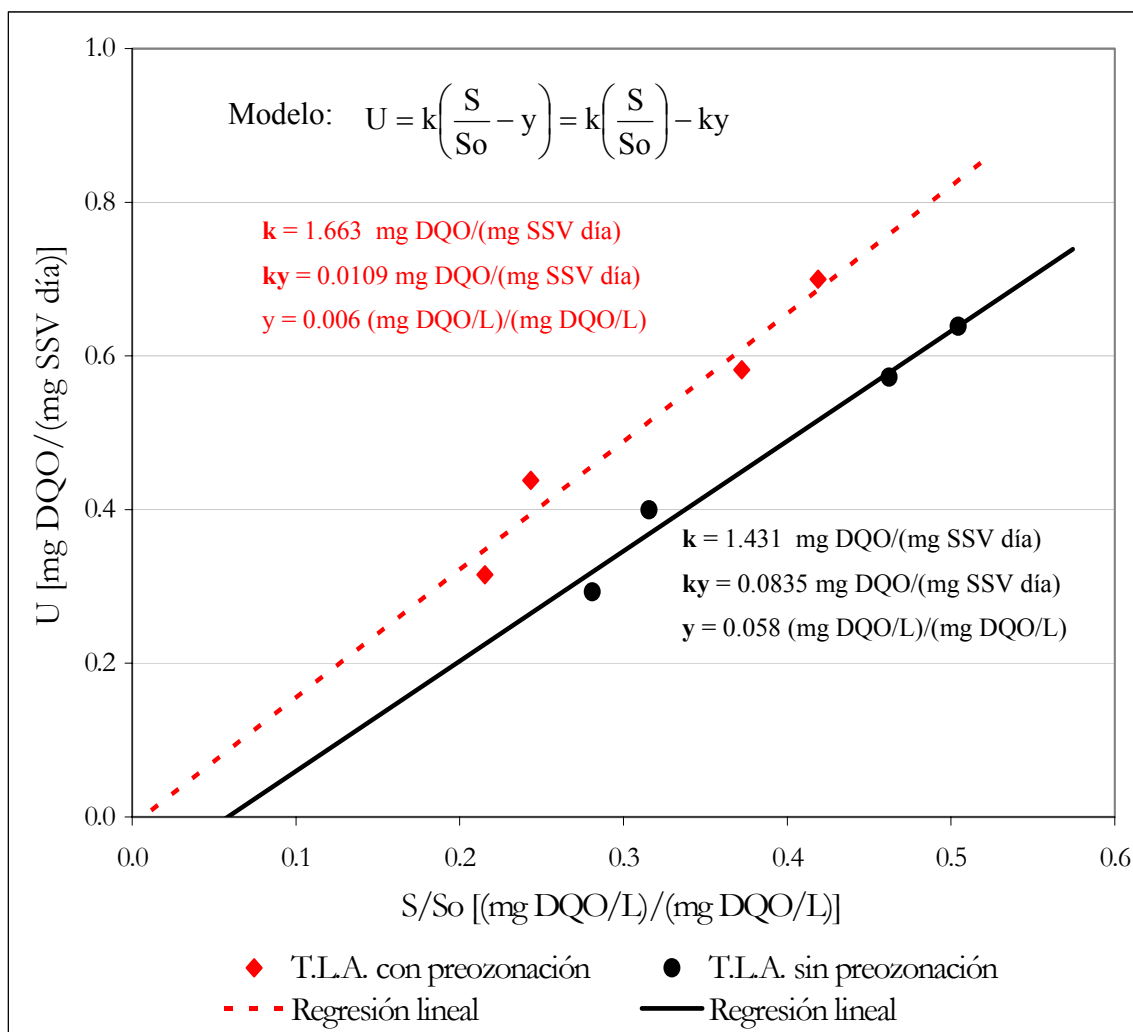
Corrida	$U = (S_0 - S) / (\tau \bar{X})$ [mg DQO / (mg SSV día)]	$1/U$ [(mg SSV día) / mg DQO]	S/S <sub>0</sub> DQO	$\bar{X} / S$ (mg SSV / mg DQO)
1	0.315	3.17	0.215	<b>13.86</b>
2	0.438	2.28	0.243	<b>11.35</b>
3	0.582	1.71	0.372	<b>6.95</b>
4	<b>0.699</b>	<b>1.42</b>	<b>0.418</b>	<b>5.94</b>

**Tabla 4.19.** Relación de parámetros base DQO, para la estimación de las cinéticas del reactor *sin preozonación* (R2).

Corrida	$U = (S_0 - S) / (\tau \bar{X})$ [mg DQO / (mg SSV día)]	$1/U$ [(mg SSV día) / mg DQO]	S/S <sub>0</sub> DQO	$\bar{X} / S$ (mg SSV / mg DQO)
1	0.293	3.41	0.280	<b>10.47</b>
2	0.399	2.50	0.315	<b>8.68</b>
3	0.572	1.74	0.462	<b>4.87</b>
4	<b>0.638</b>	<b>1.56</b>	<b>0.504</b>	<b>4.61</b>

### *Cinética de pseudo primer orden (Grau, Siber y Eckenfelder)*

De las cinéticas que mejor describieron los datos experimentales respecto al consumo de la DQO, se presenta primeramente la cinética de pseudo primer orden utilizada frecuentemente cuando se quiere representar el comportamiento de sustratos multicomponentes junto a la consideración que existe una fracción de material que no es biodegradable (Siber y Eckenfelder 1981), ya citado en la sección de Marco Teórico, Tabla 1.7, aplicada para el sistema ozono-T.L.A. y T.L.A. individual. En la Figura 4.17, se observa una buena relación lineal de los datos para ambos tratamientos.



**Figura 4.17.** Estimación de las constantes cinéticas, para la eliminación del sustrato en términos del consumo de la DQO para ambos tratamientos de lodos activados. Cinética de pseudo primer orden.

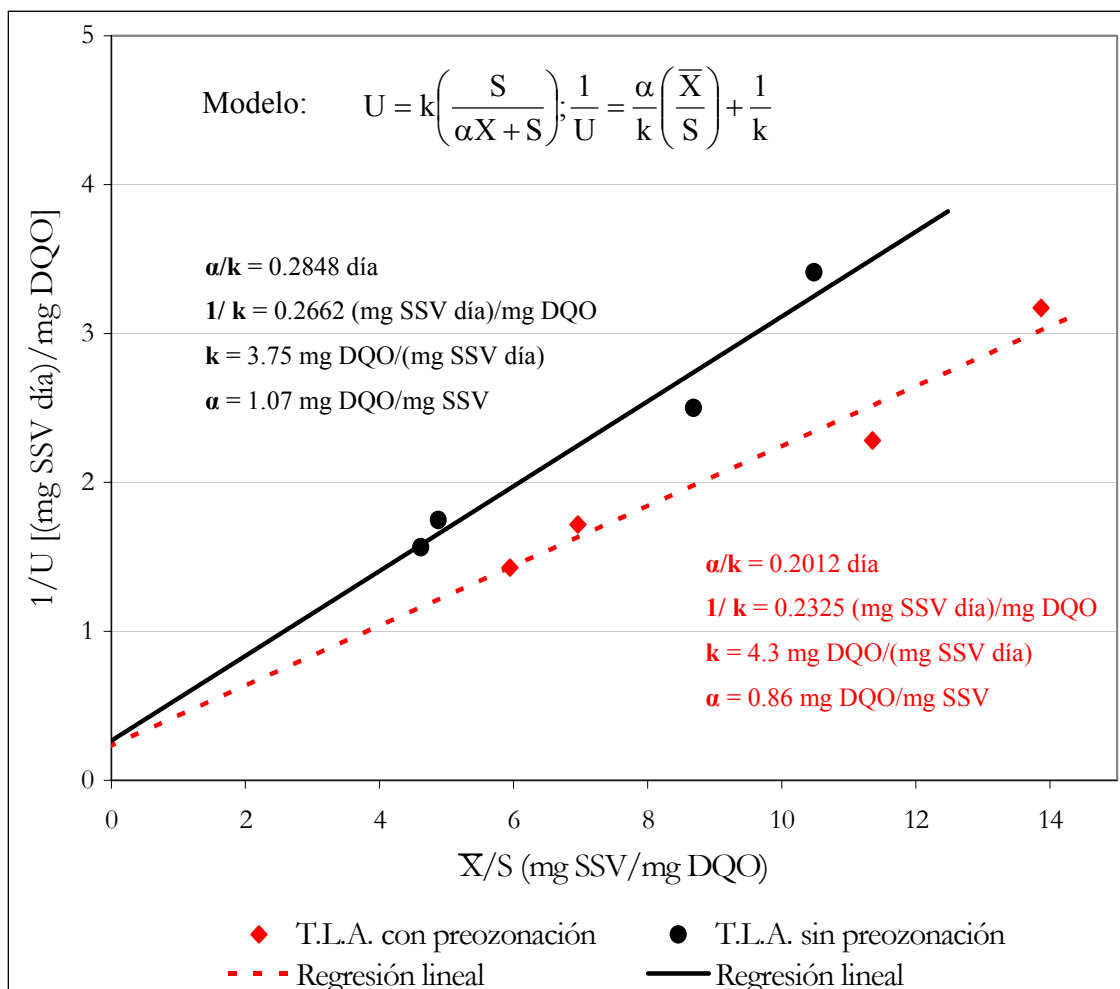
De la Figura 4.17, se observa una mayor velocidad de consumo para el sistema ozono-T.L.A. frente al T.L.A. individual correspondiente a una mayor constante de velocidad ( $k$ ) respecto la DQO [1.66 y 1.43 mg DQO/(mg SSV día), respectivamente], equivalente a 1.16 veces mayor. Sin embargo, estos valores siguen siendo bajos comparados con los reportados en la literatura, ver Tabla 1.7 en la sección de Antecedentes, debido al efecto inhibitor por el origen industrial del agua residual.

Además se puede notar que la fracción no biodegradable ( $y$ ) del sustrato para el sistema ozono-T.L.A. fue mínima (0.6 %), aproximándose a una cinética en ausencia de material no biodegradable derivado del efecto que tuvo la preozonación (aumento del material biodegradable),  $U = k\left(\frac{S}{S_0}\right)$  (Grau 1975). Por el contrario para el T.L.A individual el efecto de la fracción no biodegradable fue mayor (5.8 %), que aunque si bien no es muy alto, es reflejado en un menor consumo del sustrato en términos de DQO por su dificultad de consumo, ya mencionado.

#### ***Cinética de Monod con efecto inhibidor del sustrato (Contois)***

Con el fin de reflejar el cambio ocasionado por el material poco degradable y con algún efecto inhibidor, se ensayó la cinética modificada de Monod aplicada por Contois (1959), visto en la sección de Marco Teórico, que toma en cuenta dicho efecto inhibidor ( $\alpha$ ) en la biomasa ocasionado por el tipo de sustrato, ya que la cinética simple del modelo de Monod no dio un buen ajuste para los datos respecto la DQO (factor de correlación menor a 0.9).

La cinética de Contois, ha tenido buenos resultados para efluentes con sustratos inhibidores en aguas residuales, ya visto en la sección de Antecedentes, lo cual fue corroborado para el tratamiento de este tipo de agua (doméstico-industrial), ver Figura 4.18 para el ensayo de los datos experimentales de éste modelo.



**Figura 4.18.** Estimación de las constantes cinéticas, para la eliminación del sustrato en términos del consumo de la DQO para ambos tratamientos de lodos activados. Cinética de Contois (modelo con inhibición).

Como se puede observar de la Figura 4.18, igualmente le correspondió una mayor velocidad de consumo para el sistema ozono-T.L.A correspondiente a 4.3 mg DQO/(mg SSV día) frente al 3.75 mg DQO/(mg SSV día) del T.L.A equivalente a 1.14 veces mayor en el consumo del sustrato por unidad de biomasa. Reduciendo el efecto inhibitor ( $\alpha$ ) de un 1.07 mg DQO/mg SSV para el T.L.A. individual a un 0.86 mg DQO/mg SSV para el T.L.A. con preozonación. Dicho efecto es reflejo de la inhibición para los microorganismos, traducido en una menor cantidad de sustrato que tiene efectos adverso sobre la biomasa, un



efecto adverso es considerado para  $\alpha > 1$ , como el ocurrido en el tratamiento de aguas agroindustriales, ver Tabla 1.6, en la sección de Antecedentes.

Las dos anteriores cinéticas ensayadas para la eliminación de la DQO, concordaron en dos aspectos fundamentales respecto a la aplicación de una preozonación en un T.LA:

- Mayor velocidad de consumo del sustrato (k).
- Menor efecto inhibitor ( $\alpha$ ) y de la fracción no biodegradable (y).

### Cinética del consumo de la DBO<sub>5</sub>

Igualmente se presenta en las Tablas 4.20 y 4.21 la relación de parámetros que sirvieron para el ensayo de los modelos cinéticos respecto la DBO<sub>5</sub>.

**Tabla 4.20.** Relación de parámetros base DBO<sub>5</sub>, para la estimación de las cinéticas del reactor *con preozonación* (R1).

Corrida	$U = (S_0 - S) / (\tau \bar{X})$ [mg DBO <sub>5</sub> / (mg SSV día)]	$1/U$ [(mg SSV día) / mg DBO <sub>5</sub> ]	$\bar{X} / S$ (mg SSV / mg DBO <sub>5</sub> )	$1/S$ (L / mg DBO <sub>5</sub> )
1	0.257	3.88	58.24	<b>0.050</b>
2	0.352	2.83	29.84	<b>0.028</b>
3	0.467	2.13	16.92	<b>0.014</b>
4	<b>0.605</b>	<b>1.65</b>	<b>12.76</b>	<b>0.010</b>

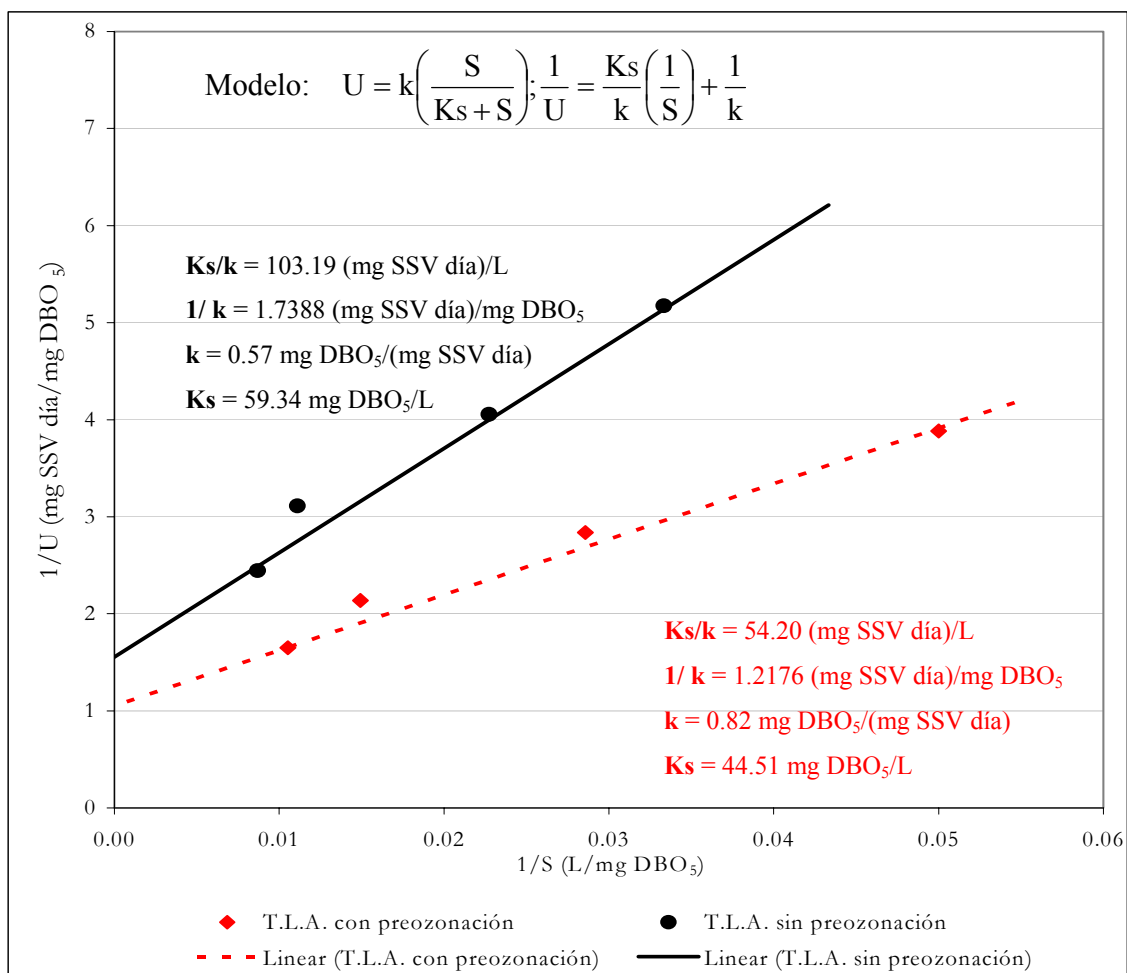
**Tabla 4.21.** Relación de parámetros base DBO<sub>5</sub>, para la estimación de las cinéticas del reactor *sin preozonación* (R2).

Corrida	$U = (S_0 - S) / (\tau \bar{X})$ [mg DBO <sub>5</sub> / (mg SSV día)]	$1/U$ [(mg SSV día) / mg DBO <sub>5</sub> ]	$\bar{X} / S$ (mg SSV / mg DBO <sub>5</sub> )	$1/S$ (L / mg DBO <sub>5</sub> )
1	0.193	5.17	43.66	<b>0.033</b>
2	0.246	4.05	28.01	<b>0.023</b>
3	0.321	3.11	13.27	<b>0.011</b>
4	<b>0.409</b>	<b>2.44</b>	<b>11.47</b>	<b>0.008</b>

En este caso, la aplicación de una cinética de pseudo primer orden no dio resultados con una interpretación real (por tener su intercepto positivo alejado del origen, no concordando con el planteamiento inicial del modelo de Grau para ambos tratamientos).

**Cinética de Monod**

Respecto al consumo de la DBO<sub>5</sub> se aplicó primeramente la cinética simple de Monod, dando un buen ajuste lineal de los datos experimentales para ambos tratamientos, ver Figura 4.19.



**Figura 4.19.** Estimación de las constantes cinéticas, para la eliminación del sustrato en términos del consumo de la DBO<sub>5</sub> para ambos tratamientos de lodos activados. Cinética de Monod.

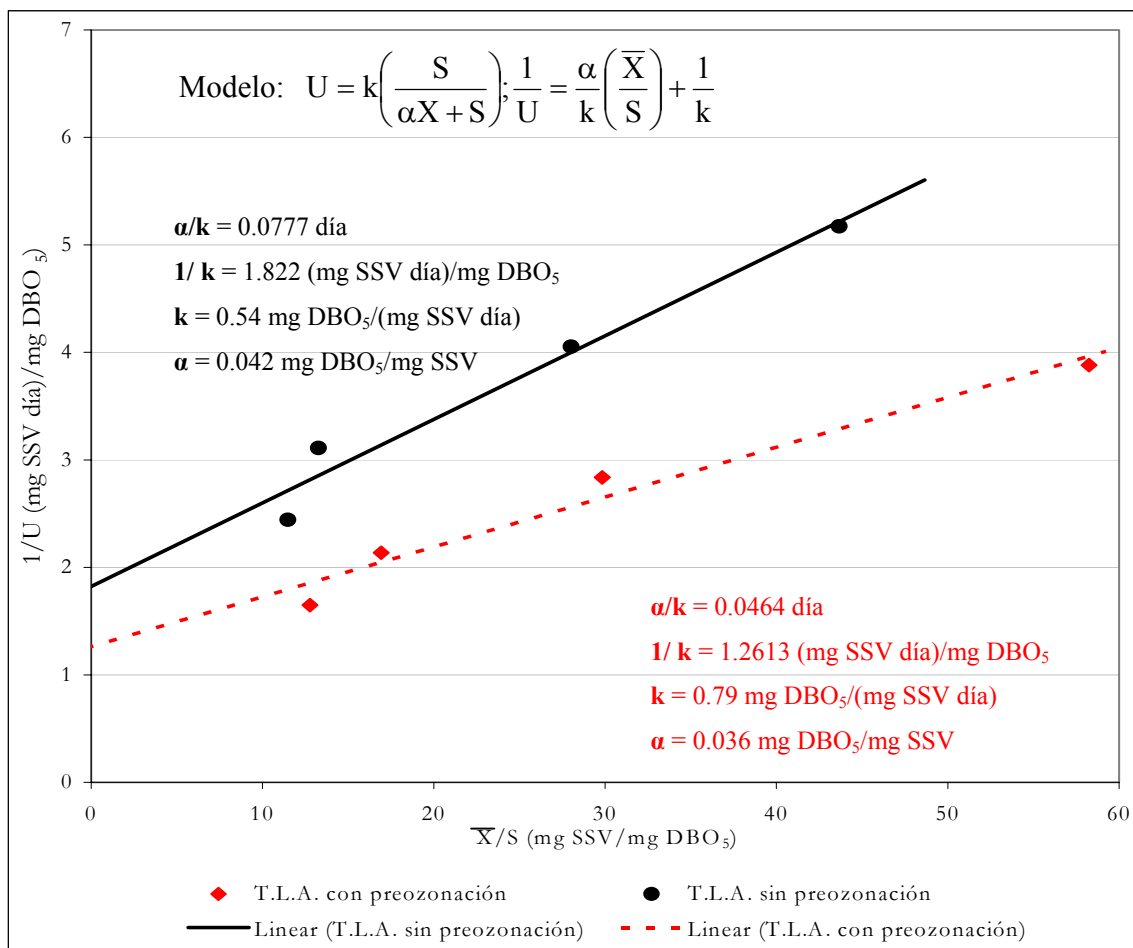
De la anterior gráfica, se puede destacar que igualmente como lo ocurrido para el consumo de la DQO, la velocidad de consumo para el sustrato por unidad de biomasa en términos de  $DBO_5$  ( $k$ ) fue mayor para el tratamiento con preozonación de 0.82 mg  $DBO_5$ /(mg SSV día) comparado con el tratamiento individual de 0.57 mg  $DBO_5$ /(mg SSV día), equivalente a 1.26 veces mayor en su velocidad de consumo.

Respecto la constante de saturación ( $K_s$ ) que representa la concentración del sustrato cuando la velocidad máxima de consumo del sustrato es la mitad ( $U = k/2$ ), visto en la sección de Marco Teórico, resultó un menor valor para el tratamiento con preozonación correspondiente a una  $K_s$  de 44.51 mg  $DBO_5$ /L respecto al tratamiento individual de lodos activados correspondiente a una  $K_s$  de 59.34 mg  $DBO_5$ /L, concordando con los valores típicos reportados para el tratamiento de aguas residuales municipales en el rango de 25-100 mg  $DBO_5$ /L. Es decir  $K_s$  (R1) <  $K_s$  (R2) lo que se traduce como una menor resistencia del sistema (biomasa) al consumo del sustrato para el tratamiento con preozonación (mayor afinidad del sustrato).

#### ***Cinética de Monod con efecto inhibitor del sustrato (Contois)***

Igualmente se obtuvo un buen ajuste para la cinética de Contois, ver Figura 4.20. Sin embargo por la misma naturaleza del consumo del material biodegradable considerado en la  $DBO_5$ , no se pudo ver un efecto inhibitor notable para ambos tratamientos, correspondiente a una ( $\alpha$ ) de 0.036 y 0.042 mg  $DBO_5$ /mg SSV para el tratamiento con ozono-T.L.A y T.L.A individual respectivamente.

Se logró igualmente un aumento en la velocidad de consumo para el sustrato de 0.79 mg  $DBO_5$ /(mg SSV día) para el sistema ozono-T.L.A. frente al T.L.A. individual de 0.54 mg  $DBO_5$ /(mg SSV día) similares a los encontrados para la cinética básica de Monod, atribuido al bajo efecto inhibitor en el consumo de la  $DBO_5$  para ambos tratamientos.



**Figura 4.20.** Estimación de las constantes cinéticas, para la eliminación del sustrato en términos del consumo de la DBO<sub>5</sub> para ambos tratamientos de lodos activados. Cinética de Contois (modelo con inhibición).

Las dos anteriores cinéticas ensayadas para la eliminación de la DBO<sub>5</sub>, se logró visualizar el efecto de la preozonación en el T.L.A respecto a:

- Mayor velocidad de consumo del sustrato (k), de la misma magnitud para ambas cinéticas, con un ligero efecto inhibitor (K<sub>s</sub>, α).

### 4.3 Resumen de los resultados

#### A. Modelos cinéticos

A continuación se presenta un resumen de las constantes cinéticas estimadas, correspondientes a la evolución de la DQO y de la DBO<sub>5</sub> para los tratamientos con lodos activados con y sin preozonación, al estado estacionario, ver Tabla 4.22 y Tabla 1.23.

**Tabla 4.22.** Resumen de las constantes cinéticas, base DQO, de los modelos cinéticos ensayados.

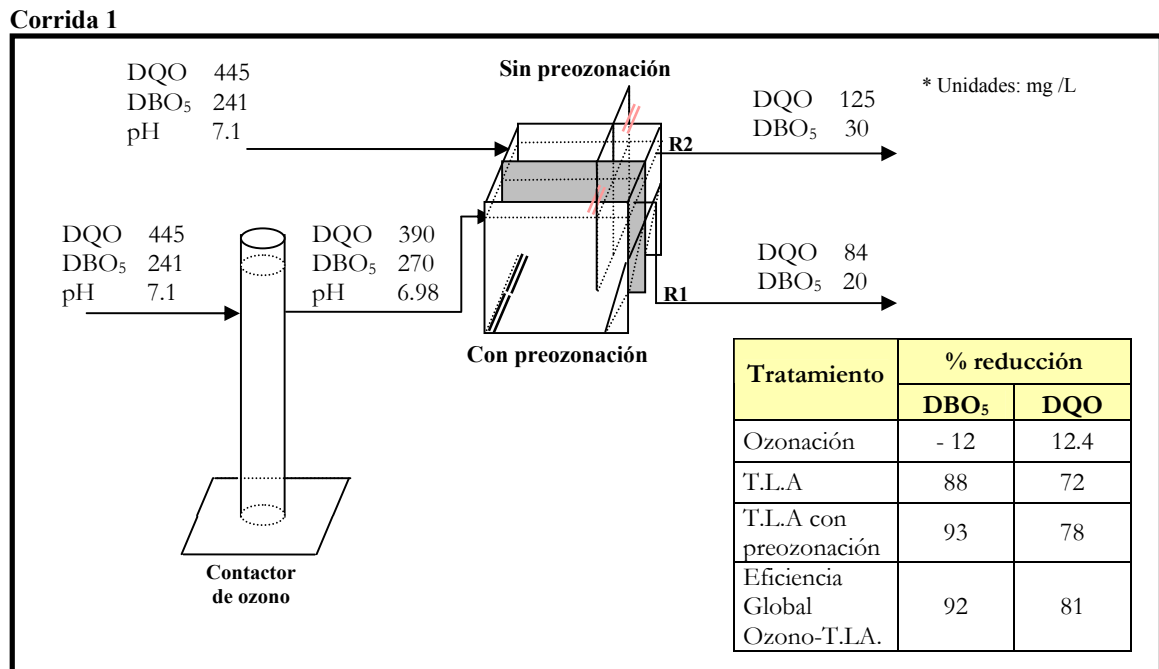
<b>Cinética:</b>	$U = k \left( \frac{S}{S_0} - y \right) = k \left( \frac{S}{S_0} \right) - ky$		$U = k \left( \frac{S}{\alpha X + S} \right); \frac{1}{U} = \frac{\alpha}{k} \left( \frac{\bar{X}}{S} \right) + \frac{1}{k}$	
<b>Parámetros:</b>	<b>k</b> (mg DQO/mg SSV día)	<b>y</b> (fracción no degradable)	<b>k</b> [(mg DQO/mg SSV día)]	<b>α</b> (mg DQO/mg SSV) [inhibición]
Tratamiento biológico	1.431	0.058	3.75	<b>1.07</b>
<b>Ozonación-Tratamiento biológico</b>	<b>1.663</b>	<b>0.006</b>	<b>4.3</b>	<b>0.86</b>

**Tabla 4.23.** Resumen de las constantes cinéticas, base DBO<sub>5</sub>, de los modelos cinéticos ensayados.

<b>Cinética:</b>	$U = k \left( \frac{S}{K_s + S} \right); \frac{1}{U} = \frac{K_s}{k} \left( \frac{1}{S} \right) + \frac{1}{k}$		$U = k \left( \frac{S}{\alpha X + S} \right); \frac{1}{U} = \frac{\alpha}{k} \left( \frac{\bar{X}}{S} \right) + \frac{1}{k}$	
<b>Parámetros:</b>	<b>k</b> (mg DBO <sub>5</sub> /mg SSV día)	<b>K<sub>s</sub></b> (mg DBO <sub>5</sub> /L)	<b>k</b> [(mg DBO <sub>5</sub> /mg SSV día)]	<b>α</b> (mg DBO <sub>5</sub> /mg SSV) [inhibición]
Tratamiento biológico	0.57	59.34	0.54	<b>0.042</b>
<b>Ozonación-Tratamiento biológico</b>	<b>0.82</b>	<b>44.51</b>	<b>0.79</b>	<b>0.036</b>

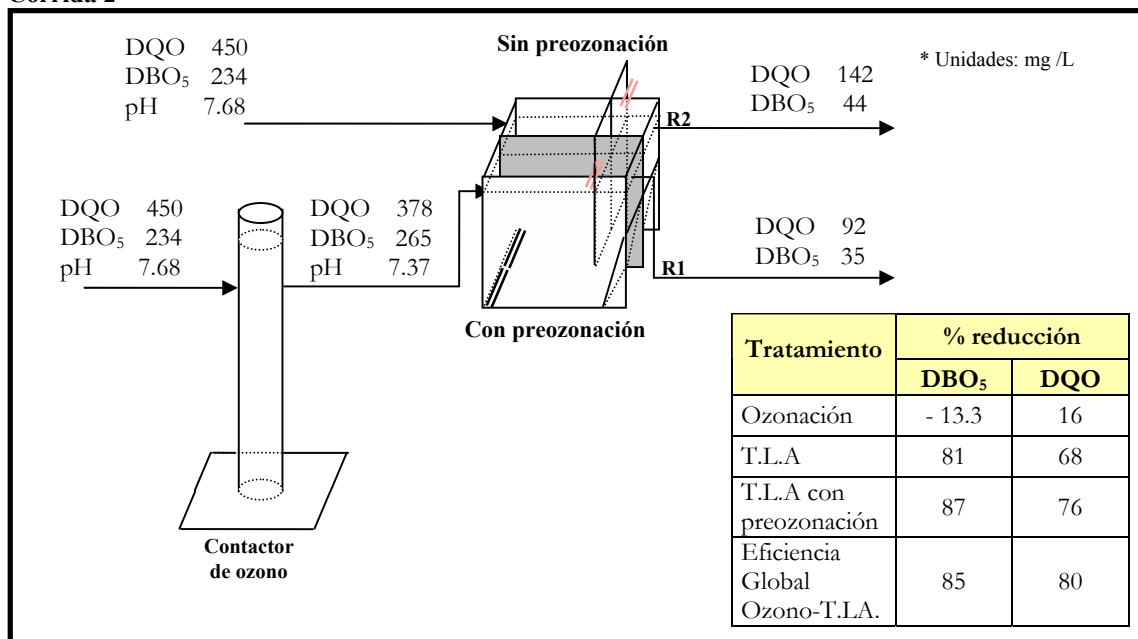
**B. Eficiencias de los tratamientos**

Respecto a las eficiencias de los tratamientos se presenta a continuación la caracterización para las diferentes corrientes tratadas, bajo las especificaciones establecidas para cada corrida al estado estacionario, ver Figuras 4.21,4.22 ,4.23,4.24.



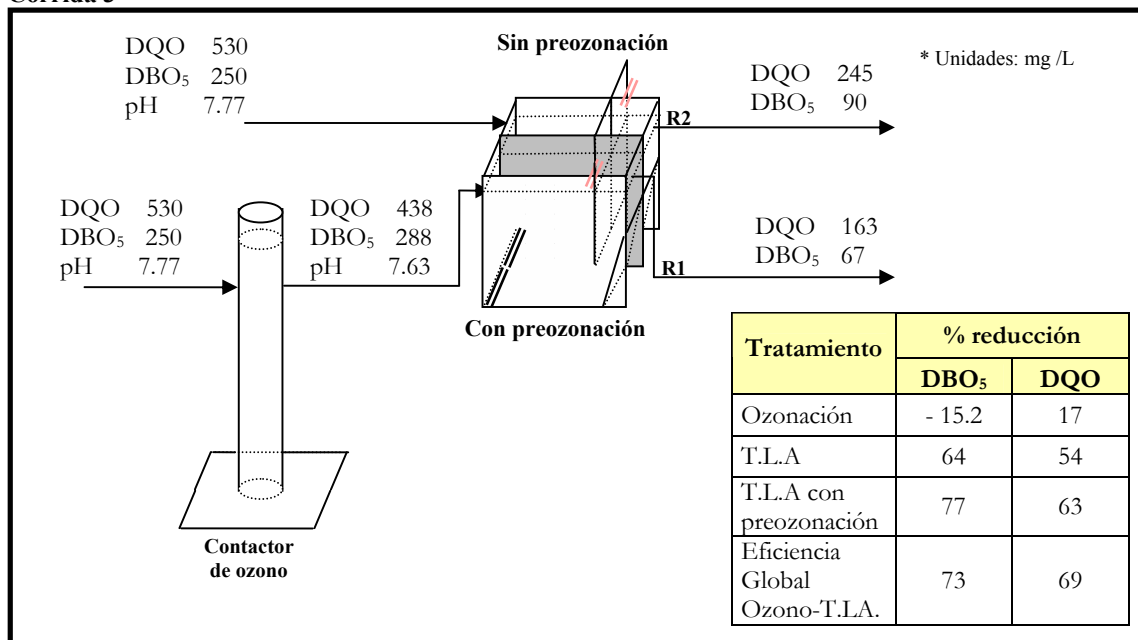
**Figura 4.21.** Caracterización de las corrientes para la primer corrida de los tratamientos ozono-T.LA.(R1) y T.LA.(R2) individual, al estado estacionario.

**Corrida 2**



**Figura 4.22.** Caracterización de las corrientes para la segunda corrida de los tratamientos ozono-T.L.A.(R1) y T.L.A.(R2) individual, al estado estacionario.

**Corrida 3**



**Figura 4.23.** Caracterización de las corrientes para la tercer corrida de los tratamientos ozono-T.L.A.(R1) y T.L.A.(R2) individual, al estado estacionario.

Corrida 4

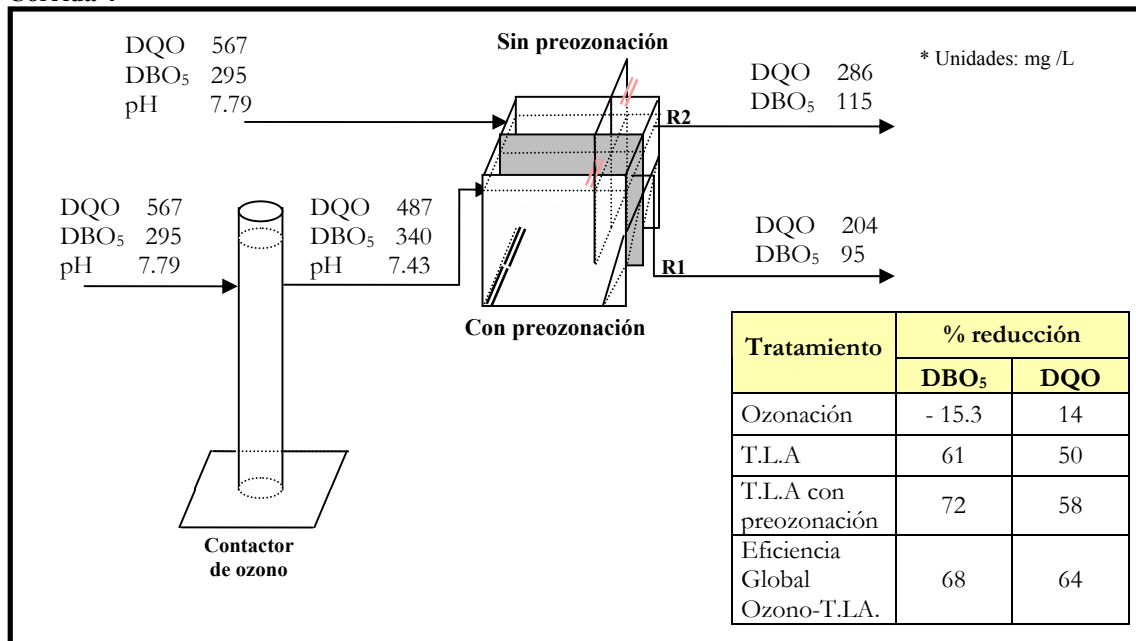


Figura 4.24. Caracterización de las corrientes para la cuarta corrida de los tratamientos ozono-T.L.A.(R1) y T.L.A.(R2) individual, al estado estacionario.

De las anteriores Figuras se destaca que en todas las corridas la ozonación tuvo un efecto positivo por aumentar la eficiencia del tratamiento biológico individual aunado a la eficiencia global de los tratamientos, en términos de eliminación de la DBO<sub>5</sub> y la DQO, aún y cuando fuera sometido a una mayor carga orgánica (F/M) en cada corrida realizada.



**C. Parámetros bioestequiométricos estimados**

Finalmente se presenta en la Tabla 4.24 y Tabla 4.25, un resumen de los parámetros bioestequiométricos estimados para ambos tratamientos, al estado estacionario.

**Tabla 4.24.** Resumen de los parámetros bioestequiométricos, base DQO, de las ecuaciones de diseño del balance de materia en los reactores biológicos.

<b>Tipo de tratamiento</b>	<b>Yx</b> (mg SSV/mg DQO)	<b>Km</b> (día <sup>-1</sup> )	<b>a</b> (mg O <sub>2</sub> /mg DQO)	<b>bKm</b> [mg O <sub>2</sub> /(mg SSV día)]	<b>b</b> (mg O <sub>2</sub> /mg SSV)
Tratamiento biológico	0.437	0.0596	0.39	0.0904	<b>1.51</b>
<b>Ozonación-Tratamiento biológico</b>	<b>0.455</b>	<b>0.0827</b>	<b>0.44</b>	<b>0.1056</b>	<b>1.27</b>

**Tabla 4.25.** Resumen de los parámetros bioestequiométricos, base DBO<sub>5</sub>, de las ecuaciones de diseño del balance de materia en los reactores biológicos.

<b>Tipo de tratamiento</b>	<b>Yx</b> (mg SSV/mg DBO <sub>5</sub> )	<b>Km</b> (día <sup>-1</sup> )	<b>a</b> (mg O <sub>2</sub> /mg DBO <sub>5</sub> )	<b>bKm</b> [mg O <sub>2</sub> /(mg SSV día)]	<b>b</b> (mg O <sub>2</sub> /mg SSV)
Tratamiento biológico	0.724	0.0634	0.63	0.0916	<b>1.44</b>
<b>Ozonación-Tratamiento biológico</b>	<b>0.511</b>	<b>0.0660</b>	<b>0.49</b>	<b>0.1255</b>	<b>1.90</b>

## CAPÍTULO 5. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

### 5.1 Conclusiones

Conforme a los objetivos planteados y el desarrollo de los mismos se llegaron a las siguientes conclusiones.

Los resultados experimentales indican que la ozonación como pretratamiento mejoró la biodegradabilidad (de una razón  $DBO_5/DQO$  de 0.54 a 0.69) del agua residual de origen doméstico-industrial al ser aplicada a dosis adecuadas ( $27.1 \text{ mg O}_3 \text{ aplicado/L}_{\text{agua residual}}$ ; 70 % de eficiencia), mejorando el desempeño en el tratamiento posterior de lodos activados convencional respecto a:

- El tratamiento por lodos activados con preozonación presentó las mayores eficiencias en la eliminación de la DQO (78-58 %) y  $DBO_5$  (93-72 %), para las cuatro corridas, mejorando igualmente la eficiencia global del tratamiento, reportados en la sección 4.3, logrando eficiencias aceptables en un rango más amplio de operación.

Lo anterior puede apreciarse en la comparación del T.L.A. global con preozonación y el T.L.A. sin preozonación de la tercer corrida experimental (operación real de la planta) representando una disminución del tiempo de residencia hidráulico de aproximadamente 3-8 hrs para el T.L.A con preozonación, logrando el mismo beneficio pero con una mayor capacidad y flexibilidad del tratamiento biológico.

- Se incrementaron las velocidades de consumo para los sustratos,  $k$  (coeficiente cinético), con un aumento del 16-14 % base DQO y un aumento del 46-44 % base

DBO<sub>5</sub>, con una menor inhibición en el tratamiento biológico ( $\alpha, y$ ) estimados de las cinéticas ensayadas (eliminación del 5% del material no biodegradable).

- Se observó cualitativamente un incremento en las velocidades de sedimentación para lodos activados del tratamiento biológico con preozonación.
- La ozonación logró disminuir la producción de biomasa por sustrato biodegradado para el T.L.A. expresada como  $Y_x$ , de un 0.724 mg SSV/mg DBO<sub>5</sub> a un 0.511 mg SSV/mg DBO<sub>5</sub>, obteniéndose un menor rendimiento neto de biomasa ( $Y_{obs}$ ) disminuyendo en un 7.6 % base DQO y un 31 % base DBO<sub>5</sub>, lo que es benéfico en la disposición y acumulación de los lodos en el tratamiento biológico. Lo anterior puede ser consecuencia de una menor generación de energía, derivada del consumo de los nuevos productos de ozonación, incrementando la velocidad de auto-oxidación de la biomasa ( $Km$ ) de 0.0596-0.0634 a 0.066-0.0827 día<sup>-1</sup>.
- El consumo total de oxígeno para el T.L.A con preozonación fue incrementado en un 11-23 % en mg O<sub>2</sub>/(mg SSV día).
- Se obtuvo una menor demanda de oxígeno requerido por sustrato biodegradado para el tratamiento biológico con preozonación, estimado del parámetro bioestequiométrico ( $a$ ) de un 0.63 mg O<sub>2</sub>/mg DBO<sub>5</sub> a un 0.49 mg O<sub>2</sub>/mg DBO<sub>5</sub>, indicio de la formación de productos más oxigenados y posiblemente proveedoras de una menor fuente de energía después de la ozonación, pero ahora con mayor susceptibilidad y velocidad de biodegradación ( $k$ ), concordando con lo reportado en el tratamiento de aguas residuales domésticas.
- Se incrementó igualmente el consumo de oxígeno en la auto-oxidación de la biomasa ( $bKm$ ) para el T.L.A. con preozonación de un 0.0904-0.0916 mg O<sub>2</sub>/(mg SSV día) a un 0.1056-0.1255 mg O<sub>2</sub>/(mg SSV día), de la reacción de

mantenimiento, por una posible disminución de la energía generada en la reacción de respiración ya mencionado.

Lo anterior puede ser base de un estudio posterior costo-beneficio, en la aplicación del sistema ozono-T.L.A. frente al T.L.A convencional.

## 5.2 Recomendaciones

Es conveniente llevar a cabo la operación de un mayor número de reactores biológicos (operados en paralelo), con un rango más amplio en la relación F/M, incluyendo mediciones de nitrógeno total incorporados al balance del oxígeno consumido en el sistema.

En estudios posteriores, se recomienda utilizar distintas dosis de ozono con diferentes condiciones de operación, midiendo el efecto en su tratamiento posterior de lodos activados.

Se recomienda realizar pruebas de toxicidad resultante del agua residual ozonada con el fin de establecer su dependencia en la composición de los lodos activados, así como un mayor número de pruebas en las propiedades de sedimentación.

El trabajo aquí realizado no es exhaustivo, puesto que hay la posibilidad de experimentar con la presencia de muy diversos compuestos orgánicos que pueden ser monitoreados durante la ozonación y el T.L.A.

Los parámetros bioestequiométricos y cinéticos aquí estimados pueden ayudar a la optimización y modelación de los reactores biológicos ya mencionados, sin embargo, éste tipo de predicciones pueden verse afectadas por las condiciones propias del medio como la temperatura, características del sustrato a tratar, entre otras, por lo que sus aplicaciones pueden ser útiles como una primera aproximación en el diseño de los tratamientos biológicos por lodos activados junto a su evaluación económica en la integración de sistemas ozono-lodos activados.

---

---

## REFERENCIAS

APHA, AWWA, WPCT. (1985). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 16th ed.; American Public Health Association: Washington DC.

Baig, S. y Liechti P.A. (2001). Ozone treatment for biorefractory COD removal. *Water Science and Technology*, 43 (2): 197-204.

<sup>1</sup>Beltrán, F.J., Álvarez, M.P., Rodríguez, E.M., García-Araya, J. F., Rivas, J. (2001). Treatment of high strength distillery wastewater (cherry stillage) by integrated aerobic biological oxidation and ozonation. *Biotechnol. Prog.*, 17: 462-467.

<sup>2</sup>Beltrán, F.J., García-Araya, J.F., Frades, J, y Gimeno, O. (1999) .Effects of single and combined ozonation with hydrogen peroxide or UV radiation on the chemical degradation and biodegradability of table olive industrial wastewater. *Wat. Res.*, **33** (3): 723-732.

<sup>3</sup>Beltrán, J.B., García, J.F. y Álvarez, P.M. (2000). Continuous flow integrated chemical (ozone)-activated sludge system treating combined agroindustrial domestic wastewater. *Environmental Progress*, 19 (1): 28-35.

<sup>4</sup>Beltrán, J.B., García, J.F. y Álvarez, P.M. (2000). Estimation of biological kinetic parameters from a continuous integrated ozonation-activated sludge system treating domestic wastewater. *Biotechnol. Prog.*, 16: 1018-1024.

<sup>5</sup>Beltrán, J.B., García, J.F. y Álvarez, P.M. (1999). Integration of continuous biological and chemical (ozone) treatment of domestic wastewater: 1. Biodegradation and post-ozonation. *J, Chem. Technol. Biotechnol*, 74: 877-883.

<sup>6</sup>Beltrán, J.B., García, J.F. y Álvarez, P.M. (1999). Integration of continuous biological and chemical (ozone) treatment of domestic wastewater: 2. Ozonation followed by biological oxidation. *J, Chem. Technol. Biotechnol*, 74: 884-890.

<sup>7</sup>Beltrán, J.B., Herédia J., Torregrosa J., Domínguez J.D., García. (2000). Treatment of black-olive wastewaters by ozonation and aerobic biological degradation. *Wat. Res.*, 34 (14): 3515-3522.

Böhme, A. (1999). Ozone technology of german industrial enterprises, *Ozone Science and engineering* 21: 163-176.

Calvin, M.R.(1999). Ensayos con ozono. Análisis de aguas y ensayos de tratamiento. McGraw-Hill, New York.

Cetil, F.D., Sürükü G. (1990). Effects of temperature and Ph on the settleability of actived sludge flocs. *Water Sci. Technol.*, 22: 249-254.

---

---

Contreras, I.S. (2002). Degradation and biodegradability enhancement of nitrobenzene and 2,4- dichlorophenol by means of advanced oxidation processes base on ozone. Programa de Doctorado de Ingeniería Química Ambiental Biennio 1998-2000. Universidad de Barcelona, Departamento de Ingeniería Química y Metalurgia.

Doménech, X., Jardim W.F., Litter M.I. (1995). Procesos avanzados de oxidación para la eliminación de contaminantes. Proyecto CNEA-CAU-UAQ. Argentina.  
[www.psa.es/webeng/solwater/files/CYTED01/06cap01.pdf](http://www.psa.es/webeng/solwater/files/CYTED01/06cap01.pdf)  
Consultada en Junio 2005

Eckenfelder, W.W, Jr. (2000). Industrial water pollution control. McGraw-Hill, 3<sup>era</sup> ed, Singapore.

Eckenfelder, W.W., Ortiz, E., Dos Santos, L. (1994). Manual de evaluación y manejo de sustancias tóxicas en aguas superficiales. Sección 6: Control de sustancias tóxicas.  
<http://www.cepis.ops-oms.org/eswww/fulltext/publica/contsust/contsust.html#refer>  
Consultada en Junio 2005

Kainulainen, T., Tuhkanen T., Vartiainen T. (1994). Renoval of residual organic matter from drinking water by ozonation and biological activated carbon in: Ozone in water and wastewater treatment: vol. 2 Proceeding of the 11<sup>th</sup> Ozone World Congress Aug./Sep. 1993, San Francisco CA.

Kaiser, R. (1996). Wastewater treatment by combination of chemical oxidation and biological processes in: oxidation or water and wastewater. Ed. Vogelpohl, Goslar.

Karrer, N.J., Ryhiner, G., Heinzle, E. (1997). Applicability test for combined biological-chemical treatment pf wastewaters containing biorefractory compounds. Wat. Res., 31 (5): 1013-1020.

Ledakowicz, S. (1998). Integrated processes of chemical and biological oxidation of wastewaters. Environmet Protection Engineering, 24 (1-2): 35-46.

Liakou, S., Zissi, U., Kornaros, M., Lyberatos G. (2003). Combined chemical and biological treatment of azo dye-containing wastewaters. Chem. Eng. Comm., 190: 645-661.

Lin, C.K., Tsai T.-Y., Liu, J.C. y Chen, M.C. (2001). Enchanced biodegradation of petrochemical wastewater using ozonation and bac advanced treatment system. Wat. Res., 35 (3): 699-704.

Marco, A., Espulgas S., Saum, G. (1997). How and why combine chemical and biological processes for wastewater treatment. Wat. Sci. Tech., 35 (4): 321-327.

- Masschelein, W.J. (1996). Toward one century application of ozone in water treatment: scope-limitations and perspectives. "Application of ozone in water and wastewater treatment. Warsaw Poland. May 26-27: 11-36.
- Melcalf, L., Eddy, H.P. (1991). Wastewater engineering. Treatment, disposal and reuse. McGraw-Hill, 3<sup>era</sup> ed, New York.
- Moser, A. (1988). Bioprocess technology. Kinetic and reactors. Springer-Verlang, New York Wien.
- García, J.H. Apuntes del curso; Procesos biológicos de tratamiento de residuos (2004). ITESM, Campus Monterrey.
- García, J.H. Diplomado en calidad del agua. Centro de calidad ambiental (1998). Procesos físico químicos y biológicos de tratamiento. ITESM, Campus Monterrey.
- Gilbert, E. (1987). Biodegradability of ozonation products as a function of COD and DOC elimination by example of substituted aromatic substances. *Wat. Res.*, 21(10): 1273-1278.
- Gottschalk, C., Libra, J.A., Saupe, A. (2000). Ozonation of water and waste water. A practical guide to understanding ozone and its application. Wiley-VCH. Weinheim, Alemania.
- Grady, C., Daigger, G. Lim, H. (1999). Biological wastewater treatment. 2da. ed. Macel Dekker. Nueva York.
- Gutiérrez, M., Etxebarria, L., De las Fuentes, L. (2002). Evaluation of wastewater toxicity: comparative study between Microtox and activated sludge oxygen uptake inhibition. *Wat. Res.*, 36: 919-924.
- Heinzle, E., Stockinger, H., Stern, M. Fahmy, M. y Kut, M.O. (1995). Combined biological-chemical (onzone) treatment of wastewaters containing chloroguaiacols. *J. Chem. Tech. Biotechnol.*, 62: 241-252.
- Hoigné, J., Bader H. (1976). Ozonation of water: role of hydroxyl radical reactions in ozonation processes in aqueous solutions. *Water Research* 10: 377-386.
- Jones, B.M., Sakaji, R.H., Daughton, C.G. (1985). Effects of ozonation and ultraviolet irradiation on biodegradability of oil shale wastewater organic solutes. *Wat. Res.* 19 (11): 1421-1428.
- Jochimesen, C.J., Martin R.J. (1997). Partial oxidation effects during the combined oxidative and biological treatment of separated streams of tannery wastewater. *Wat. Sci. Tech.*, 35 (4): 337-345.



- 
- 
- Prado, J., Chamarro, E. y Espulgas, S. (1992). Tratamiento de aguas residuales con ozono y radiación UV, *Tecnología del agua*, 93: 26-32.
- Ramalho,R.S. (1991). Introduction to wastewater treatment processes. Academic Press, Inc., London.
- Roels, J.A. (1980). Bioengineering report: Application of macroscopic principles to microbial metabolism. *Biotech. Bioeng.* 22: 1437.
- Rice, G. R., Bollyky, L.J., Lacy, W. J. (1986). Analytical aspects of ozone, Treatment of water and wastewater. Lewis Publishers,USA.
- <sup>1</sup>Rivas,J.R.,Beltrán,J.F.,Gimeno,O. (2000). Joint treatment of wastewater from table olive processing and urban wastewater. Integrated ozonation-aerobic oxidation. *Chem.Eng. Technol*, 23 (2): 177-181.
- <sup>2</sup>Rivas,J.R.,Beltrán,J.F.,Gimeno,O. (2000). Two-step wastewater treatment:: sequential ozonation-aerobic biodegradation. *Ozone science and engineering*, 22 : 617-636.
- Scott, J.P. y Ollis, D.F. (1995). Integration of chemical and biological oxidation processes for water treatment: review and recommendations. *Enviromental Progress*, 14 (2): 88-103.
- Stephanopoulos, N. G., Aristidou A.A., Nielsen, J. (1998). Metabolic engineering, Principles and methodologies. Academic Press, Inc., New York.
- ULLMANN'S (1991).Encyclopedia of Industrial Chemistry, 5<sup>a</sup> ed., VCH Verlagsgesellschaft, Alemania.
- U.S. Environmental Protection Agency (EPA). (2000). Design Manual: Municipal Wastewater Disinfection. EPA Office of Research and Development. Cincinnati, Ohio. EPA/625/1-86/021.
- Wang, T., Waite, T.D., Kurucz, C. (1994). Oxidant reduction and biodegradability improvement of paper mill effluent by irradiation. *Wat. Res.*, 28 (1): 237-241.
- White, G.C. (1999). The Handbook of Chlorination and Alternative Disinfectants. John Wiley & Sons, Inc. New York.

## APÉNDICES

### APÉNDICE A

**Tabla A.1.** Propiedades físico-químicas del ozono. (Ullmann's, 1991)

Propiedades físicas	Valor
Peso molecular	48.0
Punto de Ebullición (101 kPa)	-111.9 °C
Punto de Fusión	-192.7 °C
Temperatura crítica	-12.1 °C
Presión crítica	5.53 MPa
Densidad, gas (0°C,101 kPa)	2.144 kg/m <sup>3</sup>
Densidad, líquido (-112 °C)	1358 kg/m <sup>3</sup>
Tensión superficial (-138°C)	3.84×10 <sup>-2</sup> Pa.s
Capacidad calorífica, líquido(-183 a -145°C)	1884 J/kg.K
Capacidad calorífica, gas (25°C)	818 J/kg.K
Calor de vaporación	15.2 kJ/mol

**Tabla A.2.** Poder oxidativo de las diferentes especies. (Beltrán et al. 1997)

Especie oxidante	Poder oxidativo E° (V)
Flúor	3.03
Radical hidroxilo	2.80
Oxígeno atómico	2.42
Ozono	2.07
Peróxido de hidrógeno	1.77
Permanganato	1.67
Ácido Hipobromoso	1.59
Dióxido de cloro	1.50
Ácido Hipocloroso	1.49
Cloro	1.36
Bromo	1.09
Yodo	0.54

**Costos de capital y operativos en un tratamiento ozono-lodos activados.**

Los costos de capital y operativos para el tratamiento biológico son menores frente al tratamiento químico por ozono, ver la Tabla A.3, para estimación de los costos. (Liakou et al 2003)

**Tabla A.3.** Ejemplo de la estimación de costos de capital y operativos en la integración de un tratamiento ozono-lodos activados en efluentes textiles. (Período de operación-30 años)

Tipo	Costo (dólares)
Costo de capital- Generador de ozono	628,667,755 ( $C_{o_3(gas)}$ )(Flujo del aire)
Costo de operación del ozono	996,765,527 ( $C_{o_3(gas)}$ )(Flujo del aire)
Costo de capital- tanque de ozonación	580.12 (Volumen del tanque) <sup>0.574</sup>
Costo de capital- tanque de aireación	457.16 (Volumen del tanque) <sup>0.506</sup>
Costo de operación de la aireación	471.47 (Volumen del tanque)
Costo de capital- aire comprimido	1,118
Costo de capital- tanque secundario de sedimentación	409.85 (Volumen del tanque) <sup>0.66</sup>
Costo de operación del tanque secundario de sedimentación	8,028
<b>Costo de capital- bombas para los lodos</b>	<b>1,956</b>

## APÉNDICE B

### Desarrollo de las ecuaciones del balance de materia

- Condiciones al estado estacionario

#### Balance sobre el sustrato

Para el sistema de reacción completamente mezclado se obtiene que:

0 = Entrada de sustrato – Salida de sustrato – Consumo de sustrato

$$0 = QS_o - QS - V_T r_s \quad (\text{B.1})$$

despejando se tiene

$$r_s = \frac{(S_o - S) Q}{V_T} \quad (\text{B.2})$$

Sabiendo que  $\tau = Q / V_T$

$$r_s = \frac{(S_o - S)}{\tau} \quad (\text{B.3})$$

$S_o$  = Concentración de sustrato en la entrada al reactor (mg DQO/L)

$S$  = Concentración de sustrato en la salida del reactor (mg DQO/L)

$r_s$  = Velocidad de consumo de sustrato por unidad de volumen (mg DQO/(L)(día) )

---



---

### Balance sobre la biomasa

- Condiciones al estado estacionario.

$$0 = \text{Entrada de biomasa} - \text{Salida de biomasa} + \text{Producción Neta}$$

Ecuación

$$0 = QX_o - [Q_p X_f + QX_e] + V_T(r_x - r_m) \quad (\text{B.4})$$

Consideraciones

- La concentración de la biomasa en la entrada del reactor es despreciable.
- De la ecuación 2.1 se sabe que  $r_x = Y_x r_s$  y respecto a la cinética de mantenimiento, se sabe que la biomasa desaparece a una razón directa de la misma biomasa existente, ver ecuación 2.2, esta expresión es conocida como la razón de decaimiento endógeno y es tomada directamente del Modelo de Malthus, pero en sentido negativo.

$$r_{x,m} = K_m \bar{X} \quad (\text{B.5})$$

Donde

$r_x$  = Velocidad de aparición de biomasa por unidad de volumen  
(mg SSVM/(L)(día))

$r_{x,m}$  = Velocidad de desaparición de biomasa por unidad de volumen  
(mg SSVM/(L)(día))

---



---

Se tiene que

$$0 = QX_o - [Q_p X_f + QX_e] + V_T(Y_x r_s - K_m \bar{X}) \quad (\text{B.6})$$

Despejando y reagrupando términos

$$\frac{[Q_p X_f + QX_e]}{V_T} = (Y_x r_s - K_m \bar{X}) \quad (\text{B.7})$$

Dividiendo la ecuación B.7 entre la biomasa promedio existente en el sistema se tiene que

$$\frac{\dot{X}}{V_T \bar{X}} = \frac{[Q_p X_f + QX_e]}{V_T \bar{X}} = Y_x \frac{r_s}{\bar{X}} - K_m \quad (\text{B.8})$$

Donde  $\dot{X}$  representa la salida de la biomasa (producción neta), ya sea como purga o pérdida en el efluente de salida, expresado experimentalmente para su cálculo como  $[V_p X_f + V_r X_e]$ .

$$\frac{1}{\theta_x} = \frac{[V_p X_f + V_r X_e]}{V_T \bar{X}} = Y_x \frac{r_s}{\bar{X}} - K_m \quad (\text{B.9})$$

(la purga de lodos se hace una vez al día)

Finalmente la ecuación de diseño que relaciona los parámetros bioestequimétricos derivadas del balance de materia para la biomasa,  $Y_x$  y  $K_m$  es:

$$\frac{1}{\theta_x} = Y_x \frac{r_s}{\bar{X}} - K_m \quad (\text{B.10})$$


---



---

### Balance del oxígeno

Determinación del oxígeno requerido para el sistema biológico:

Los requerimiento totales de oxígeno por unidad de tiempo, necesarios para satisfacer la demanda en el sistema de reacción se puede expresar como

$$R = V_T(r_{O_2} + r_{O_2, m}) \quad (B.11)$$

Consideraciones

Donde

$r_{O_2}$  = Velocidad de consumo de oxígeno, en la etapa de respiración, por unidad de volumen [mg O<sub>2</sub>/(L)(día)]

$r_{O_2, m}$  = Velocidad de consumo de oxígeno, en la etapa de mantenimiento, por unidad de volumen [mg O<sub>2</sub>/(L)(día)]

$R$  = Velocidad global de oxígeno consumido por unidad de tiempo (mg O<sub>2</sub>/día).

Por estequiometría se sabe que de la ecuación 2.1  $r_{O_2} = a r_s$ , y de las ecuaciones 2.1, B.5 que

$$r_{O_2, m} = K_m \bar{X} b \quad (B.12)$$

Por lo tanto se tiene que

$$R = V_T(a r_s + K_m \bar{X} b) \quad (B.13)$$


---



---

agrupando términos se encuentra que

$$\frac{R}{V_T} = ar_s + K_m \bar{X}b \quad (\text{B.14})$$

y dividiendo entre  $\bar{X}$

$$RE = \frac{R}{\bar{X}V_T} = a \frac{r_s}{\bar{X}} + bK_m \quad (\text{B.15})$$

Donde término RE representa el consumo específico de oxígeno con unidades de mg O<sub>2</sub>/[(mg SSV)(día)].

Finalmente la ecuación de diseño que relaciona los parámetros bioestequimétricos derivadas del balance de materia para el oxígeno, a, b, K<sub>m</sub> es:

$$RE = a \frac{r_s}{\bar{X}} + bK_m \quad (\text{B.16})$$

La medición del consumo específico de oxígeno (RE), pueden ser obtenidas por la técnica, presentada en esta misma sección.

---

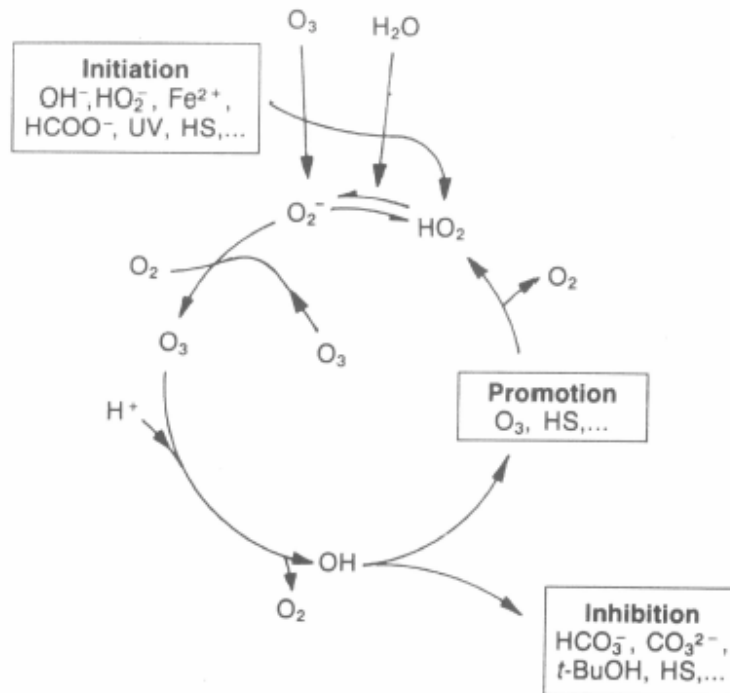


---



**Mecanismo de las reacciones del ozono en medio acuoso (indirecta)**

Rutas de las reacciones indirectas respecto la descomposición del ozono en radicales hidroxilos. (Contreras 2002)



**Figura B.1.** Mecanismo de la descomposición del ozono en medio acuoso (reacción indirecta).

APÉNDICE C

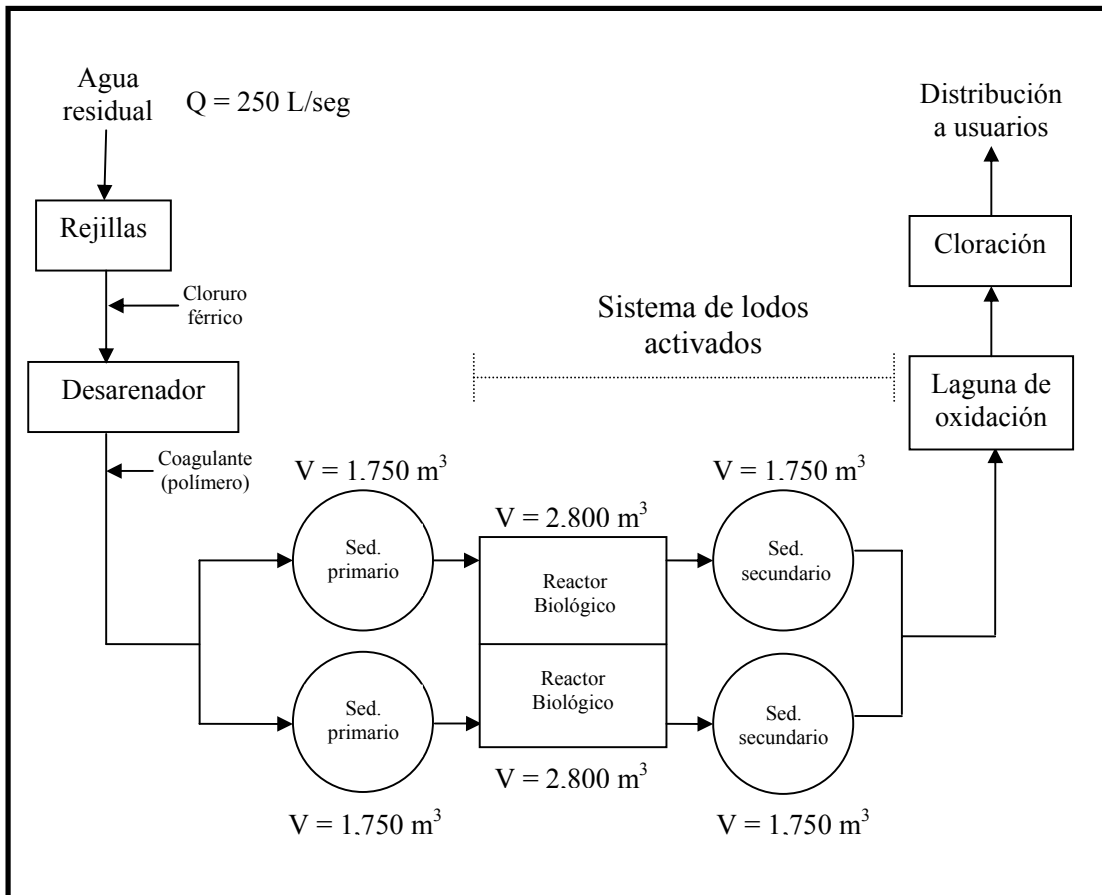


Figura C.1. Diagrama de la planta de tratamiento de aguas residuales.

Características de operación promedio para el sistema de tratamiento por lodos activados de la planta:

**Tabla C.1.** Condiciones de operación promedio para una planta de tratamiento convencional.

Características del tratamiento	Unidades	Valor promedio
Flujo de agua residual promedio	L/seg	<b>250</b>
Se divide el flujo en dos reactores*		
Volumen del reactor	m <sup>3</sup>	<b>2,800</b>
Clarificador secundario	m <sup>3</sup>	<b>1,750</b>
Tiempo de residencia hidráulico ( $\tau$ )	horas	<b>10</b>
<b>Purga de lodos por reactor *</b>		
Flujo de la purga de lodos	L/seg	<b>7.75</b>
Tiempo de residencia celular ( $\theta$ )	días	<b>6.8</b>
<b>Sólidos suspendidos totales en el reactor (SST)</b>	<b>mg/L</b>	<b>1,300</b>

**Tabla C.2.** Características principales de los lodos activados de la planta.  
(Análisis de FASIQ Internacional, proporcionado por la empresa AIMSU)

Parámetro	Unidades	Valor promedio
Temperatura	° C	<b>25.6</b>
pH		<b>6.56</b>
Conductividad eléctrica	mS/cm	<b>1.7</b>
Sólidos sedimentables	mL/L	<b>900</b>
Grasas y aceites	mg/L	<b>1,316</b>
DBO <sub>5</sub>	mg/L	<b>4,560</b>
SST	mg/L	<b>6,250</b>
Materia flotante		<b>Ausente</b>
Arsénico	mg/L	<b>0.02</b>
Cadmio	mg/L	<b>0.03</b>
Cianuros	mg/L	<b>&lt;0.007</b>
Cobre	mg/L	<b>1.11</b>
Cromo hexavalente	mg/L	<b>&lt;0.02</b>
Mercurio	mg/L	<b>0.001</b>
Níquel	mg/L	<b>0.45</b>
Plomo	mg/L	<b>0.67</b>
<b>Zinc</b>	<b>mg/L</b>	<b>9.92</b>

## Características del sistema de ozonación utilizado

### Componentes

#### - Generador de ozono.

**Tabla C.3.** Especificaciones del generador de ozono.

Generador de ozono	
Operación	
Marca	<b>Clear Water</b>
Modelo	<b>CD 10/AD</b>
Tipo	<b>Descarga de corona</b>
Producción	<b>1.3 gr O<sub>3</sub>/hr</b>
Flujo de aire óptimo, regulado	<b>2.35 L/min</b>
Concentración de ozono en el aire	<b>9.2 mg O<sub>3</sub>/L*</b>
<b>Porcentaje en volumen en el aire</b>	<b>0.43 %*</b>

\* Calculado

#### - Contactor de ozono

Se fabricó un contactor cilíndrico en acrílico con capacidad de 9 L con un diámetro de 11.5 cm y altura de 96 cm (se utilizaron 8 L efectivos del volumen), respetando las dimensiones sugeridas para las pruebas a nivel laboratorio, relación altura/diámetro entre 5-10 y de volumen 2-10 L (Gottschalk et al 2000). En la parte superior se instaló la alimentación del agua, inyección del aire ozonado, captura del ozono no absorbido, así como medidores de ORP, pH y temperatura.

#### - Medición de ozono en el aire

Se utilizó el método yodimétrico (Código Estándar, 423 A.), el cual puede utilizarse igualmente en la medición de ozono disuelto en agua. Esta medición es realizada en el líquido, por lo tanto la corriente de aire ozonado es burbujeada a través de absorbedores con una solución de yoduro de potasio (KI) al 2 % (en peso) en medio ácido. El I<sup>-</sup> es oxidado por el ozono absorbido. El producto de la reacción I<sub>2</sub> es titulado inmediatamente con una

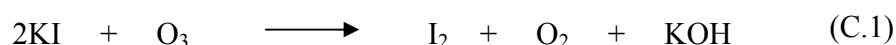
---



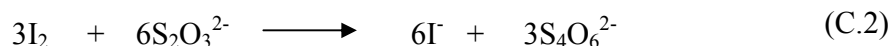
---

solución de Tiosulfato de Sodio  $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$  (de amarillo-naranja a color pálido amarillo). Después se le añade un indicador de almidón (dando una tonalidad azul índigo) hasta llegar al final de su titulación (decoloración total). La concentración de ozono se calcula con el consumo del  $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$  en la titulación.

1. Consumo de ozono



2. Titulación



Ventaja del método

- Precio relativamente bajo respecto a otros métodos.
- Rápido con buenos resultados.

Desventaja del método

- El yoduro es oxidado por sustancias con potencial electroquímico mayor de 0.54 eV. Por lo que no es selectivo (interferencias con el  $\text{Cl}_2$ ,  $\text{Br}^-$ ,  $\text{H}_2\text{O}_2$  y peróxidos orgánicos presentes).
- La medición debe realizarse en el momento, por la disipación del  $\text{I}_2$  en el tiempo.

**Cálculos**

**- Cálculo de la titulación:**

$$\text{mg de O}_3 = (\text{mL de Na}_2\text{S}_2\text{O}_3 \text{ gastados}) (N \text{ de Na}_2\text{S}_2\text{O}_3) (24) (\text{mL solución absorbidora} / \text{mL de alícuota titulada})$$

**- Producción del generador de ozono:**

$$\text{mg de O}_3/\text{hr} = [(\text{mg de O}_3) / (\text{tiempo de burbujeo en min})] (60)$$

**- Concentración de ozono en el aire:**

$$\text{mg de O}_3 / \text{L aire} = (\text{mg de O}_3) / [(\text{flujo de aire ozonado en L/min})(\text{tiempo de burbujeo en min})]$$


---



---

**Conteo de Microorganismos**

**Tabla C.4.** Conteo de microorganismos a 40 X en los lodos activados *con preozonación*.

Tipo de microorganismos	Campos					TOTAL	Clasificación
	1	2	3	4	5		
1. Ciliado nado libre	8	4	3	6	3	24	1. Amibas 2. Ciliado de nado libre 3. Flagelados
2. Ciliado de tallo	3	2	2	3	1	11	
3. Flagelados	4	3	5	3	2	17	
4. Rotíferos						-	
5. Amibas	13	10	19	18	20	80	
6. Nemátodo (lombriz)						-	
7. Filamentosos				1	1	2	
						134	

\* Análisis realizado a muestra de 2 gotas.

**Tabla C.5.** Conteo de microorganismos a 40 X en los lodos activados *sin preozonación*.

Tipo de microorganismos	Campos					TOTAL	Clasificación
	1	2	3	4	5		
1. Ciliado nado libre	4	3	2	1	2	12	1. Amibas 2. Ciliado de tallo 3. Filamentosos
2. Ciliado de tallo	5	4	8	3	7	27	
3. Flagelados	15					15	
4. Rotíferos		1	1			2	
5. Amibas		22	15	22	30	89	
6. Nemátodo (lombriz)			6			6	
7. Filamentosos		4	5	8	4	21	
						172	

\* Análisis realizado a muestra de 2 gotas.