



**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MÉXICO**  
**FACULTAD DE INGENIERÍA**  
**CENTRO INTERAMERICANO DE RECURSOS DEL AGUA**

---

---



**“APLICACIÓN DEL PROTOCOLO DE LA STOWA  
PARA LA DETERMINACIÓN DE LAS FRACCIONES DE  
DQO DEL MODELO ASM1 EN AGUAS RESIDUALES  
MUNICIPALES DE LA CIUDAD DE TOLUCA”**

**T E S I S**

**QUE PARA OBTENER EL GRADO DE  
MAESTRO EN CIENCIAS DEL AGUA**

**PRESENTA:**

**GUADALUPE VÁZQUEZ MEJÍA**

**DIRECTOR DE TESIS:**

**DR. CHEIKH FALL**

**TOLUCA, MÉXICO**

**FEBRERO DE 2007.**

---

# CONTENIDO

<b>Abreviaturas</b> .....	i
<b>Índice de figuras</b> .....	iii
<b>Índice de tablas</b> .....	iv
<b>RESUMEN</b> .....	vi
<b>1 ANTECEDENTES</b> .....	1
1.1 Introducción.....	1
1.2 Plantas de tratamiento de aguas residuales: situación actual.....	4
1.3 Bases del proceso de lodos activados.....	7
1.4 Desarrollo de la modelación del proceso de lodos activados.....	11
1.5 Caracterización de las Aguas residuales.....	14
1.5.1 Material carbonosos de las Aguas Residuales según ASM1.....	15
1.5.2 Métodos de caracterización.....	16
1.5.2.1 Protocolo de caracterización de aguas residuales de la STOWA.....	17
1.5.2.1.a Caracterización fisicoquímica.....	17
1.5.2.1.b Caracterización biológica.....	20
1.5.2.2. Determinación de las fracciones de la materia orgánica, constantes cinéticas y estequiométricas del ASM1.....	27
<b>2 JUSTIFICACIÓN, HIPÓTESIS Y OBJETIVOS</b> .....	31
2.1 Justificación.....	31
2.2 Hipótesis.....	33
2.3 Objetivos.....	33
<b>3 METODOLOGÍA</b> .....	34
3.1 Material.....	34
3.2 Reactivos.....	35
3.3 Metodología general.....	36
3.3.1 Plan experimental.....	36
3.3.2 Muestreo.....	37
3.3.3 Tratamiento de muestras.....	38
3.4 Fraccionamiento de la DQO por el método de la STOWA.....	39
3.4.1 Determinación de $DQO_{total}$ y del pH.....	39
3.4.2 Determinación de $DQO_{soluble}$ .....	39
3.4.3 Fracción soluble no biodegradable, $S_i$ .....	40
3.4.4 Fracción soluble fácilmente biodegradable, $S_s$ .....	40
3.4.5 Fracción particulada lentamente biodegradable, $X_s$ .....	40
3.4.5.1 Análisis de la DBO para calcular $DQO_b$ .....	41
3.4.5.2 Cálculo de $X_s$ .....	41
3.4.6 Fracción particulada no biodegradable, $X_i$ .....	42
3.5 Parámetros cinéticos y estequiométricos, ASM1.....	43
3.5.1 Determinación del rendimiento heterotrófico, $Y_h$ .....	43
3.5.2 Coeficiente de decaimiento heterotrófico, $b_H$ .....	43

3.5.3	Tasa máxima de crecimiento específico de la biomasa heterotrófica, $\mu_H$ .....	44
3.5.4	Determinación de la biomasa heterotrófica inicial, $X_{h0}$ .....	45
3.5.5	Materia soluble fácilmente biodegradable, $S_s$ .....	45
<b>4</b>	<b>RESULTADOS Y DISCUSIÓN</b> .....	<b>46</b>
4.1	Caracterización fisicoquímica.....	46
4.1.1	pH.....	46
4.1.2	Fraccionamiento de DQO (STOWA).....	47
4.1.2.1	DQO <sub>total</sub> .....	47
4.1.2.2	DQO <sub>soluble</sub> .....	51
4.1.2.3	DQO <sub>particulada</sub> .....	53
4.1.2.4	Fracción de DQO <sub>inerte</sub> , $S_i$ .....	57
4.1.2.5	Fracción soluble fácilmente biodegradable, $S_s$ .....	59
4.1.2.6	Fracción particulada lentamente biodegradable, $X_s$ .....	61
4.1.2.6.a	Demanda Bioquímica de Oxígeno.....	61
4.1.2.6.b	Cálculo de $X_s$ .....	67
4.1.2.7	Fracción particulada lentamente biodegradable, $X_s$ .variabilidad diurna.....	68
4.1.2.7.a	Demanda Bioquímica de Oxígeno.....	68
4.1.2.7.b	Fracción particulada inerte, $X_i$ .....	73
4.1.3	Síntesis de la fracciones de DQO.....	75
4.1.3.1	Planta Toluca Norte.....	75
4.1.3.2	Planta Toluca Oriente.....	76
4.2	Parámetros cinéticos y estequiométricos.....	78
4.2.1	Determinación del rendimiento heterotrófico, $Y_h$ .....	78
4.2.2	Determinación del coeficiente de decaimiento heterotrófica, $b_H$ .....	80
4.2.3	Tasa máxima de crecimiento específico de la biomasa heterotrófica, $\mu_H$ .....	83
4.2.4	Determinación de la biomasa heterotrófica inicial, $X_{h0}$ .....	86
4.2.5	Materia orgánica fácilmente biodegradable $S_s$ .....	88
<b>5</b>	<b>CONCLUSIONES</b> .....	<b>92</b>
<b>6</b>	<b>BIBLIOGRAFÍA</b> .....	<b>93</b>

## ANEXOS

## **Abreviaturas**

$r_{O_2}$	Velocidad de respiración
<b>ACD:</b>	Adquisición y control de datos
<b>ASM1:</b>	Activated Sludge Model 1 (Modelo No1 de lodos activados)
<b>ASM2:</b>	Activated Sludge Model 2 (Modelo No 2 de lodos activados)
<b>ASM2d:</b>	Activated Sludge Model 2d (Modelo No 2d de lodos activados)
<b>ASM3:</b>	Activated Sludge Model 3 (Modelo No 3 de lodos activados)
$b_h$	Coefficiente de decaimiento heterotrófica
<b>BH:</b>	Biomasa heterotrófica
<b>CNA :</b>	Comisión Nacional del Agua
<b>CV</b>	Coefficiente de variación
<b>DBO:</b>	Demanda Bioquímica de Oxígeno
<b>DBO<sub>20</sub>:</b>	Demanda Bioquímica de Oxígeno de 20 días
<b>DBO<sub>5</sub>:</b>	Demanda Bioquímica de Oxígeno de 5 días
<b>DBOu:</b>	Demanda Bioquímica de Oxígeno última
<b>DE</b>	Desviación estándar
<b>DQO:</b>	Demanda Química de Oxígeno
<b>DQOb:</b>	Demanda Química de Oxígeno biodegradable
<b>fDBO:</b>	Factor de corrección de la porción de DBO convertida en fracción inerte
$f_p$	Fracción inerte de la biomasa
<b>IAWQ:</b>	Asociación Internacional de la Calidad del Agua (actual IWA)
<b>IWA:</b>	Asociación Internacional del Agua
<b>k:</b>	Constante de velocidad de reacción de orden 1
<b>OD</b>	Oxígeno disuelto
<b>PTN</b>	Planta Toluca Norte
<b>PTO</b>	Planta Toluca Oriente
<b>S:</b>	Compuestos solubles
<b>s:</b>	Sustrato en general (índice)
<b>S<sub>ALK</sub>:</b>	Alcalinidad
<b>S<sub>i</sub>:</b>	Material Soluble de la DQO no biodegradable
<b>S<sub>NO</sub>:</b>	Nitrógeno de nitratos y nitritos
<b>S<sub>OD</sub>:</b>	Concentración de oxígeno disuelto

<b><math>S_S</math>:</b>	Material soluble o Demanda Química de Oxígeno fácilmente biodegradable
<b>SST:</b>	Sólidos Suspendidos Totales
<b>SSV:</b>	Sólidos Suspendidos Volátiles
<b>STOWA:</b>	Asociación Holandesa de Investigación Aplicada al Agua
<b>X:</b>	Compuestos insolubles
<b><math>X_{B,A}</math>:</b>	Biomasa Autotrófica
<b><math>X_{B,H}</math>:</b>	Biomasa Heterotrófica
<b><math>X_B</math>:</b>	Concentración de sólidos biológicos suspendidos en el licor mezclado
<b><math>X_{B1}</math>:</b>	Concentración de sólidos biológicos en el influente
<b><math>X_I</math> y <math>X_p</math>:</b>	Material particulado de la DQO no biodegradable
<b><math>X_{NB}</math>:</b>	Nitrógeno total activo
<b><math>X_{ND}</math>:</b>	Nitrógeno orgánico biodegradable de partículas
<b><math>X_S</math>:</b>	Material particulado o Demanda Química de Oxígeno lentamente biodegradable
<b><math>Y_H</math>:</b>	Coefficiente de rendimiento heterotrófico
<b><math>\mu_H</math>:</b>	Constante máxima específica crecimiento heterotrófico

## Índice de figuras

1.1. Plantas de Tratamiento de Agua Residual, Toluca Norte y Oriente.....	4
1.2. Variación de la síntesis y tasa de crecimiento específico en función de la concentración del sustrato.....	9
1.3. Fraccionamiento de la DQO.....	15
1.4. Cambios en la materia orgánica durante la oxidación biológica.....	21
1.5. Curva general de oxidación de la materia orgánica.....	22
1.6. Gráfica de DBO en función del tiempo.....	24
1.7. Valores típicos de $k$ para aguas residuales.....	26
1.8. Modelo de muerte-generación de heterótrofos.....	28
1.9. Respirograma de la depuración de un agua residual en sistema cerrado.....	29
3.1. Diagrama de flujo de la metodología.....	36
3.2. Montaje del respirometro.....	44
4.1. Valores de pH de las muestras en estudio.....	47
4.2. Variación de la $DQO_{total}$ de la PTN y PTO.....	49
4.3. Variabilidad diurna de la $DQO_{total}$ de las plantas en estudio.....	50
4.4. Variación de la $DQO_{soluble}$ de la PTN y PTO.....	52
4.5. Variabilidad diurna de la $DQO_{soluble}$ de las plantas en estudio.....	53
4.6. Variación de la concentración de la $DQO_{total}$ , $DQO_{soluble}$ , $DQO_{particulada}$ de la PTN.....	53
4.7. Variación de la concentración de la $DQO_{total}$ , $DQO_{soluble}$ , $DQO_{particulada}$ de la PTO.....	55
4.8. Variación diurna de la $DQO_{particulada}$ .....	56
4.9. Fracción $S_{i\_efluente}$ y $S_{i\_licor}$ mixto de la PTN.....	57
4.10. Fracción $S_{i\_efluente}$ y $S_{i\_licor}$ mixto de la PTO.....	58
4.11. Fracción fácilmente ( $S_s$ ) de la PTN y PTO.....	60
4.12. DBO de la PTN.....	62
4.13. DBO de la PTO.....	63
4.14. DQO biodegradable de las plantas en estudio.....	66
4.15. Variación en el tiempo de la $DQO_{total}$ , $DQO_{soluble}$ , $DQO_{particulada}$ del efluente presedimentado.....	78
4.16. Representación de X vs S para el cálculo de $Y_f$ .....	79
4.17. Comparación de fracción $S_s$ (%) por STOWA y respirometría.....	91

## ***Índice de tablas***

4.1	Valores de pH de las plantas analizadas.....	46
4.2	DQO <sub>total</sub> de la PTN durante el período del 1 al 7 de febrero de 2006.....	48
4.3	DQO <sub>total</sub> de la PTO durante el período del 18 al 24 de abril de 2006.....	48
4.4	Resumen de la DQO <sub>total</sub> de las plantas en estudio.....	48
4.5	DQO <sub>soluble</sub> de la PTN durante el período del 1 al 7 de febrero de 2006.....	51
4.6	DQO <sub>soluble</sub> de la PTO durante el período del 18 al 24 de abril de 2006.....	51
4.7	Resumen de la DQO <sub>soluble</sub> de la PTN y PTO.....	52
4.8	DQO <sub>total</sub> , DQO <sub>soluble</sub> y DQO <sub>particulada</sub> del influente de la PTN durante el período del 1 al 7 de febrero de 2006.....	53
4.9	DQO <sub>total</sub> , DQO <sub>soluble</sub> y DQO <sub>particulada</sub> del influente de la PTO durante el período de muestreo.....	54
4.10	S <sub>i</sub> con DQO <sub>efluente</sub> y DQO <sub>sobrenadante</sub> del Licor Mixto.....	57
4.11	S <sub>i</sub> de la PTN y PTO, variabilidad diaria.....	59
4.12	S <sub>s</sub> de la PTN y PTO.....	60
4.13	DBO de la PTN durante el período del 1 al 7 de Febrero de 2006.....	61
4.14	DBO de la PTO durante el período del 18 al 25 de Abril de 2006.....	62
4.15	DBO <sub>última</sub> y <i>k</i> de la PTN.....	64
4.16	DBO <sub>última</sub> y <i>k</i> de la PTO.....	64
4.17	DQOb de la PTN y PTO.....	65
4.18	Media, DE y CV de las DBO <sub>ult</sub> , <i>k</i> y DQOb de la PTN y PTO.....	66
4.19	Fracción particulada lentamente biodegradable de la PTN y PTO.....	67
4.20	Valores de DBO a 20°C de la PTN, variabilidad diaria.....	68
4.21	Valores de DBO a 20°C de la PTO, variabilidad diaria.....	69
4.22	Coefficientes de DBO <sub>5</sub> /DQO <sub>total</sub> de las PTN y PTO, variabilidad diaria.....	70
4.23	DBO <sub>última</sub> , <i>k</i> , y DQOb a partir de DBO <sub>13.875</sub> de la PTN, variabilidad diaria.....	71
4.24	DBO <sub>última</sub> , <i>k</i> , y DQOb a partir de DBO <sub>13.875</sub> de la PTO, variabilidad diaria.....	71
4.25	Media, DE y CV de las DBO <sub>ult</sub> , <i>k</i> y DQOb de la PTN y PTO, variabilidad diaria.....	72
4.26	Fracción X <sub>s</sub> de las muestras aceptables de la PTN y PTO, variabilidad diaria.....	72
4.27	Media, DE y CV de la fracción X <sub>s</sub> de la PTN y PTO, variabilidad diaria.....	73
4.28	Fracción particulada inerte, X <sub>i</sub> de la PTN y PTO.....	74
4.29	Fracción particulada inerte, X <sub>i</sub> de la PTN y PTO, variabilidad diaria.....	74
4.30	Fraccionamiento de DQO en % de la PTN.....	75
4.31	Fraccionamiento de DQO en % de la PTO.....	76
4.32	Promedios de las fracciones de DQO en %.....	77
4.33	Valores de Y <sub>h</sub> para la PTN y PTO.....	80

4.34	Valores calculados de $b_h$ de ASM1 original.....	82
4.35	Resumen de $\mu_h$ a S/X alta, sin siembra.....	85
4.36	Resumen de $\mu_h$ a S/X alta, con siembra.....	86
4.37	Valores de $X_{h0}$ .....	87
4.38	$S_s$ (mg/L) por respirometría y STOWA.....	89
4.39	$S_s$ (%) por respirometría y STOWA.....	90



## **RESUMEN**

En las tres últimas décadas se han presentado cambios importantes en las teorías y prácticas de diseño en los procesos biológicos de tratamiento de aguas residuales. Las tendencias actuales están basadas en la formulación de modelos mecanísticos más precisos como el modelo ASM1, capaz de describir la degradación de materia orgánica, nitrificación y denitrificación.

Para la aplicación de estos modelos en plantas existentes o en proyecto se necesita realizar estudios anteriores para caracterizar las aguas residuales bajo un nuevo esquema diferente del tradicional y hallar las nuevas constantes cinéticas del mismo modelo para su calibración. Si varios trabajos de investigación han sido iniciados en el mundo y varias aplicaciones realizadas en plantas, aún en México, no se han logrado avances concretos en el estudio o en la aplicación de estos modelos.

El objetivo de este trabajo de investigación fue conocer el padrón de fraccionamiento de la DQO en el agua residual municipal de dos plantas tratadoras de la Ciudad. de Toluca, las cuales utilizan un sistema biológico de lodos activados. Para lograr este objetivo se plantearon una serie de pruebas fisicoquímicas, biológicas (DBO) y respirométricas.

Para determinar el padrón de fraccionamiento de la DQO, se siguió el protocolo de la STOWA (Roeleveld y Loosdrecht, 2002), el cual consiste en una serie de pruebas esencialmente fisicoquímicas, para aproximar las fracciones de DQO. Este protocolo ha recibido una importante atención debido a la relativa facilidad para poder utilizarlo en la caracterización de las aguas residuales, ya que elimina muchas de las pruebas respirométricas y balance de masas empleados en otros métodos y que los hacen hasta cierto punto complejos

El trabajo se realizó en aguas residuales municipales procedentes de las plantas Toluca Norte y Oriente de la Ciudad de Toluca. Para cada tipo de agua, el estudio de fraccionamiento se realizó en siete muestras compuestas durante una semana. Para la variabilidad diurna se seleccionó el día de mayor carga.

Para el caso de la Planta Toluca Norte, la fracción fácilmente biodegradable,  $S_s$  presenta valores entre 21% y 32% con una media de 27%, mientras que los valores de  $X_s$  oscilan entre 12% y 37% con un valor promedio de 26%. En las fracciones de DQO no biodegradables se observan valores promedios de 10% para  $S_i$  y 36% para  $X_i$

La Planta Toluca Oriente presenta el siguiente padrón de fragmentación promedio: La fracción fácilmente biodegradable muestra valores entre 12% y 24% con una media de 17%, mientras que los valores de  $X_s$  oscilan entre 29% y 63% con un valor promedio de 40%. En las fracciones de DQO no biodegradables ( $S_i$ ,  $X_i$ ) se observan valores promedios de 18% y 25% respectivamente.

El coeficiente de rendimiento heterotrófico ( $Y_H$ ) fue determinado de manera exitosa de acuerdo a los rangos establecidos para el mismo, con un valor de 0.638 (g de DQO de células formadas/g de DQO oxidados) para la Planta Norte y de 0.604 (g de DQO de células formadas/g de DQO oxidados) para la Planta Oriente.

De forma paralela se determinó  $b_H$ ,  $\mu_H$ ,  $X_{h0}$  por respirometría, presentando un comportamiento semejante entre ambas Plantas. Los valores para la PTN son los siguientes:  $b_H$ , 0.51 d<sup>-1</sup>;  $\mu_H$ , 6.1 d<sup>-1</sup> y  $X_{h0}$  10%. y para la PTO  $b_H$ , 0.57 d<sup>-1</sup>;  $\mu_H$ , 5.3 d<sup>-1</sup> y  $X_{h0}$  14%

Las pruebas experimentales facilitaron la caracterización de componentes y parámetros de los procesos heterotróficos de la Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales Municipales de la Ciudad de Toluca, presentando una mayor estabilidad en la PTO con respecto a la PTN, pero con características similares.

## **1. ANTECEDENTES**

### **1.1 INTRODUCCIÓN**

En las últimas tres décadas se han realizado numerosos estudios acerca del control y manejo de los procesos biológicos. A este respecto, los primeros resultados significativos aparecieron con la formalización matemática de los fenómenos biológicos, particularmente en lo referente a la formulación de la expresión de tasas de crecimiento y decaimiento específico, de tales bioprocesos (Harmand, 2004).

Un ejemplo claro de dicho aspecto, es que en los modelos más destacados de diseño y operación de bioprocesos para el tratamiento de aguas residuales como el de Mc Carty y Lawrence, generalizan o suponen varios aspectos y valores de parámetros de suma importancia que permiten llevar a cabo una buena predicción en el comportamiento dinámico de los procesos o sistemas, además de no determinar con exactitud la demanda de oxígeno y la producción de lodos para el uso de estos modelos, lo que ha hecho calificarlos como simples y empíricos. Debido a lo anterior, dichos modelos están siendo reemplazados por modelos más sofisticados que permiten entender de manera más detallada los complejos sistemas biológicos.

Por su parte, el Modelo No 1 de Lodos Activados (ASM1), desarrollado en 1987 por un grupo de trabajo internacional ("Task group") creado por la Asociación Internacional de la Calidad del Agua (IAWQ), hoy en día, Asociación Internacional del Agua (IWA), es uno de los modelos más innovadores y más aplicados que han dado pauta a un estudio detallado en los sistemas de tratamiento de aguas residuales por lodos activados, al relacionar procesos y componentes implicados, al permitir predecir y comprender de manera real la degradación de la materia orgánica, nitrificación y desnitrificación en los sistemas de lodos activados

Para su aplicación, es necesario realizar estudios previos como la caracterización de las aguas residuales en base al fraccionamiento de la DQO así como la evaluación de la variación de la carga orgánica en términos de dichas fracciones.

La caracterización de las aguas residuales y de los lodos activados se ha utilizado para el control y la optimización de los procesos existentes, y del desarrollo de nuevos procesos. La DQO como base de las medidas de la materia orgánica ha substituido a la DBO como parámetro primario en aguas residuales. El aspecto más importante de la caracterización de la materia orgánica es el fraccionamiento de la DQO, debido a su índice de la degradación (Henze, 1992). La DQO puede ser utilizado como parámetro directo para calcular el equivalente estequiométrico del substrato carbonoso,

La DQO fracción refleja un equilibrio electrónico apropiado entre el substrato, la biomasa y el aceptador de electrones (Orhon *et al.*, 1999a). El fraccionamiento de la materia orgánica implica la identificación de la DQO inerte y biodegradable junto con las fracciones fácilmente biodegradables y lentamente biodegradables. La fracción inerte se puede subdividir en DQO inerte soluble ( $S_i$ ) y la DQO inerte particulada ( $X_i$ ). El  $S_i$  del influente pasa a través del sistema sin ser afectado por las reacciones bioquímicas del reactor, mientras que el  $X_i$ , se acumula en el lodo contribuyendo a los SSV (Orhon y Cokgör, 1997).

La determinación experimental de la DQO soluble y particulada inerte de diferentes aguas residuales bajo condiciones aerobias y anaerobias se han discutido previamente en la literatura (Ekama *et al.*, 1986; Germirli *et al.*, 1991; Orhon *et al.*, 1994; Orhon *et al.*, 1999b; Ince *et al.*, 1998). Diferentes métodos respirometricos se han reportado para la caracterización de aguas residuales (Ekama *et al.*, 1986; Henze *et al.*, 1987; Xu y Hasselblad, 1996; Kappeler y Gujer, 1992; Mathiue y Etienne, 2000).

Una de las alternativas más empleadas en el pasado para caracterizar las aguas residuales para el ASM1 es la respirometría (Spanjers *et al.* 1996). Sin embargo es un método que requiere de equipos relativamente sofisticados. Por lo anterior se esta buscando desarrollar métodos alternativos de caracterización, sobre todo con mediciones fisicoquímicas.

Recientemente el protocolo de la Asociación Holandesa de Investigación Aplicada (STOWA), ha recibido una importante atención debido a la relativa facilidad para poder utilizarlo en la caracterización de las aguas residuales, ya que elimina muchas de las pruebas respirométricas y el balance de masas empleados en otros métodos que los hacen hasta cierto punto complejos (Fall 2005). La presente investigación pretende emplear dicho protocolo para determinar el padrón de fraccionamiento de la DQO en aguas residuales de la Ciudad de Toluca.

## 1.2 PLANTAS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES: SITUACIÓN ACTUAL

El propósito del tratamiento de agua residual es remover los contaminantes para que el agua tratada cumpla con los estándares de calidad establecidos en cada lugar. En México, los procesos biológicos más populares son las lagunas de estabilización y el sistema de lodos activados. Según el inventario 2004, de la Comisión Nacional del Agua, México contaba con 1,481 plantas de tratamiento, las cuales en conjunto tratan únicamente 50.8 m<sup>3</sup>/s (12 %) de los 423 m<sup>3</sup>/s de aguas residuales municipales que se producen en toda la República Mexicana. Del total de plantas existentes, hasta entonces, el 20 % (280 plantas) aplican el proceso de lodos activados pero con ellos se depuran el 42.97 % (38.12 m<sup>3</sup>/s) de los caudales de aguas residuales municipales actualmente tratadas (CNA, 2004).

En la actualidad el Estado de México cuenta con 218 plantas de tratamiento las cuales suman una capacidad de 8 mil 474 litros por segundo; sin embargo, el volumen de descarga de aguas residuales es de aproximadamente de 32.2 litros por segundo, esto significa que sólo 26 por ciento de las aguas servidas son tratadas y el resto se vierten directamente en los cuerpos de aguas naturales. Actualmente, en el Estado de México están en operación 22 plantas que procesan mil 800 litros por segundo, entre las cuales destacan por su capacidad y calidad las macro plantas Toluca Norte y Toluca Oriente (figura 1).



(a)



(b)

Figura 1.1 Plantas de Tratamiento de Agua Residual Toluca Norte (a) y Toluca Oriente (b)

La Planta de Tratamiento de Aguas Residuales Toluca Norte (figura 1.1a), se construyó en 1994, siendo diseñada para remover materia orgánica de aguas residuales domésticas de la zona Norte de Toluca. Se encuentra ubicada en el Kilómetro 2.5 de la Carretera a Villa Victoria, con una capacidad de 1250 L/s, tiene una carga orgánica de diseño de 450 mg DQO/L , 300 DBO/L en el influente y de 60 mg DQO/L y 30 DBO<sub>5</sub>/L en el efluente. Ambas Plantas presentan un proceso convencional de Lodos Activados.

Por otro lado la Macroplanta Toluca Oriente se encuentra localizada en el Kilómetro 6.5 margen derecho del camino de operación del Río Lerma en San Pedro Totoltepec. Recibe descargas provenientes de los municipios de Metepec, San Mateo Atenco y Lerma. Esta planta tiene una capacidad nominal de 1000 L/s, con una carga orgánica de diseño de 365 mg DQO/L, 215 DBO<sub>5</sub> /L en el influente y de 60 mg DQO/L, 20 DBO/L en el efluente

Se puede observar que el influente que llega a las plantas, recibe el siguiente tratamiento:

- ◆ Tratamiento primario
- ◆ Tratamiento secundario y desinfección

El tratamiento primario o Pretratamiento consta de un colector el cual recibe el agua residual con un diámetro de 1.90m, este colector entra a la caja de llegada o demasías, en la cual hay una compuerta que regula el flujo de agua hacia la planta.

Posteriormente, se encuentran las rejillas gruesas con una abertura de 10mm, para después continuar por las rejillas de 3mm y eliminar la mayoría de sólidos superiores a este tamaño. De esta manera llega a la estación de bombeo para enviar el agua a los desarenadores y eliminar el material abrasivo.

El final de este tratamiento es cuando llega el agua a la estación de agua cruda, donde es bombeada a la parte superior del filtro percolador, esto únicamente se lleva a cabo en la Planta Norte. Este tratamiento es un sistema dual con un filtro percolador, en el cual se lleva a cabo una remoción aproximada del 60% de DBO, y un reactor de flujo continuo aireado desde la parte inferior

a través de difusores con membranas de poro fino. Después el agua se conduce a los clarificadores, donde sucede la sedimentación del lodo, enviando el excedente a la zona de digestión aerobia y a la recirculación al tanque de aireación.

Para el caso de la planta Toluca Oriente el tratamiento biológico es el convencional de Lodos activados, llevándose a cabo en un reactor de flujo continuo, con difusores de burbuja fina, oxidándose la materia orgánica suspendida y soluble, por acción de los microorganismos.

Los efluentes (Norte y Oriente) de los tanques de aireación, llamado licor mezclado, se conduce a los tanques sedimentadores, donde se separan los microorganismos (Lodo Activado) del agua clarificada, para ser enviada al canal de contacto de cloro para su desinfección, antes de su descarga al canal del Río Lerma.



### **1.3 BASES DEL PROCESO DE LODOS ACTIVADOS**

Las bacterias, hongos, algas, protozoarios, rotíferos, crustáceos y virus, impulsan sus vidas efectuando reacciones de óxido-reducción que generan las energías y potencias reductoras necesarias para su construcción y mantenimiento. Debido a que las reacciones de óxido-reducción casi siempre son muy lentas, los microorganismos producen catalizadores enzimáticos que aumentan las cinéticas de sus reacciones esenciales hasta alcanzar velocidades suficientemente rápidas para conseguir los recursos químicos disponibles en su entorno.

Al emplear microorganismos en el proceso de lodos activados para el control de la contaminación del agua es necesario reconocer dos principios interrelacionados: 1) los microorganismos activos catalizan metabólicamente reacciones de eliminación de materia, en donde dicha eliminación depende de la concentración del catalizador o de la biomasa activa, y 2) la biomasa activa crece y se sustenta utilizando los sustratos primarios generadores de electrones y energía, que son sus donantes y aceptores de electrones. La producción de biomasa activa es proporcional a la utilización de sustratos primarios.

La conexión entre la biomasa activa (el catalizador) y los sustratos primarios es el factor fundamental para comprender y explotar sistemas microbianos de tratamiento de aguas residuales. Debido a que tales conexiones deben hacerse sistemática y cuantitativamente para la ingeniería de diseño y la operación de los sistemas, el modelo de balances de materia resulta un procedimiento esencial (Rittmann y McCarty, 2001).

Como mínimo, un modelo de proceso microbiano debe tener el balance entre la materia de la biomasa activa el sustrato primario que limita la tasa de crecimiento de la biomasa. En la gran mayoría de los casos, el sustrato limitador es el donante de electrones. Para completar las ecuaciones de balance de materia, hay que proporcionar expresiones para el crecimiento de la biomasa y la utilización del sustrato.

La relación más frecuentemente usada para representar la cinética de crecimiento bacteriana es la ecuación de Monod. Mediante dicha ecuación se relaciona la tasa específica de crecimiento de bacterias de rápido crecimiento con la concentración de sustrato.

$$\mu_{\text{sin}} = \left( \frac{1}{X_a} \frac{dX_a}{dt} \right)_{\text{sin}} = \hat{\mu} \frac{S}{K + S} \dots\dots\dots (1)$$

Donde:

$\mu_{\text{sin}}$  = Tasa de crecimiento específico debida a síntesis (T<sup>-1</sup>)

$X_a$  = Concentración de biomasa activa (M<sub>x</sub>L<sup>-3</sup>)

$t$  = Tiempo (T)

$S$  = Concentración del sustrato limitador del crecimiento (M<sub>s</sub>L<sup>-3</sup>)

$\hat{\mu}$  = máxima tasa de crecimiento específico (T<sup>-1</sup>)

$K$  = Concentración media de saturación (M<sub>s</sub>L<sup>-3</sup>)

Esta ecuación es una representación matemática adecuada para describir la transición de una relación de primer orden (en  $S$ ) a baja concentración a una relación de orden cero (en  $S$ ) a alta concentración. La ecuación de Monod se denomina algunas veces función de saturación, debido a que la tasa de crecimiento se satura a valores grandes de  $S$ . La Figura 1.2 muestra la variación de  $\mu$  con respecto a  $S$ , de igual manera que,  $\mu = \hat{\mu}/2$  cuando  $K = S$ .

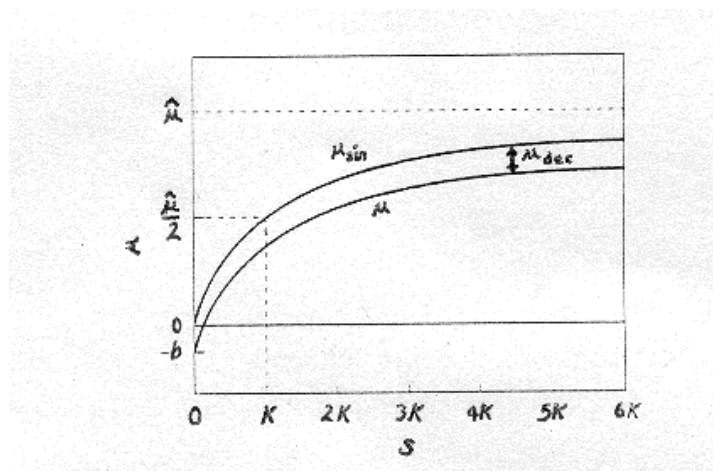


Figura 1.2. Variación de la síntesis y tasa de crecimiento específico en función de la concentración del sustrato (Fuente Rittmann y McCarty , 2001)

Diversos estudios acerca del crecimiento microbiano, han puesto de manifiesto que la biomasa activa tiene una demanda de energía y electrones para mantenimiento y funciones celulares como motilidad, reparación y síntesis repetida, regulación osmótica, transporte y pérdida de calor, la cual, es nombrada como decaimiento o agotamiento endógeno debido a que las células se oxidan ellas mismas para satisfacer dicha necesidades.

La tasa de decaimiento endógeno se presenta como:

$$\mu_{dec} = \left( \frac{1}{X_a} \frac{dX_a}{dt} \right)_{decaimiento} = -b \dots\dots\dots (2)$$

Donde:

$b =$  Coeficiente de decaimiento endógeno ( $T^{-1}$ )

$\mu_{dec} =$  Tasa de crecimiento específica debida a decaimiento ( $T^{-1}$ )

En la ecuación 2, la pérdida de biomasa activa es una función de primer orden. Sin embargo, no toda la biomasa activa que se pierde por decaimiento se oxida realmente en la generación de energía para las necesidades de mantenimiento. Aunque la mayoría de la biomasa agotada se

oxida, una pequeña parte se acumula como biomasa inerte, por lo que la verdadera tasa de oxidación (o respiración verdadera por generación de energía) es:

$$\left( \frac{1}{X_a} \frac{dX_a}{dt} \right)_{resp} = -f_d b \dots\dots\dots (3)$$

Las ecuaciones 1 y 2 son las bases de casi todas las expresiones cinéticas incluidas en el modelo ASM1.

#### 1.4 DESARROLLO DE LA MODELACIÓN DEL PROCESO DE LODOS ACTIVADOS

Durante mucho tiempo, la modelación matemática del proceso de lodos activados aplicada en el tratamiento de aguas residuales se basó únicamente en modelos considerados hoy en día como empíricos y simplistas ya que en ellos se obviaban, generalizaban o suponían varios aspectos y valores de parámetros de importancia en la predicción del comportamiento de los sistemas (Chávez, 2005). Aunado a lo anterior, numerosos problemas de modelación limitaban su aplicación, entre los que destacan: la descripción y caracterización de los ecosistemas involucrados, introducción de una o más dimensiones espaciales en los modelos, caracterización de las cinéticas microbianas y de los fenómenos hidrodinámicos o termodinámicos, problemas de control en tiempo real, sistemas retardados que se expresan en un contexto multivariado, no lineal e incierto, entre otros (Harmand *et al.*, 2004).

Hoy en día, atendiendo a la problemática en el entendimiento del proceso de tratamiento biológico por lodos activados se llevó a cabo la formulación de modelos sofisticados y precisos, capaces de simular y predecir dinámicamente el comportamiento del proceso permitiendo una mayor exactitud de las predicciones y diseño, y volviendo obsoleta una gran parte de las simplificaciones e imprecisiones de los métodos antiguos. Además de lo anterior, aparecieron cambios en los métodos de caracterización de las aguas residuales, con la utilización, por ejemplo, de una nueva forma de fragmentar la demanda química de oxígeno.

Los modelos han dejado de ser una “caja negra”, en donde la química y la biología es desconocida, y convertidos en modelos “caja blanca”, donde pasan a ser modelos explícitos.

Los modelos “caja negra”, son modelos meramente estadísticos, que determinan correlaciones entre las variables estudiadas. Necesitan una gran cantidad de datos para lograr una baja desviación estándar. Los datos tienen que ser limitados por condiciones específicas (condiciones normales de operación) o por predicciones que podrían tener un gran margen de error. Tienen la desventaja solamente de poder predecir resultados en las condiciones de funcionamiento observadas y la ventaja solamente de usar variables observadas como base para el modelo.

Para ayudar a entender el diseño y operación del sistema de Lodos Activados, un gran número de estudios se han desarrollado, tanto en modelación ( WRC, 1984; Wentzel et al., 1990) como de simulación cinética ( Dold et al., 1980, 1991; Van Haandel et al., 1981; Henze et al., 1987, 1995; Wentzel et al., 1992)

Algunos modelos, fueron desarrollados por un grupo de trabajo de IWA. Las conclusiones del grupo fueron publicadas en 1987 (Henze et al. 1987) en un informe que presentó el Modelo ASM1 “Activated Sludge Model 1”, modelo dedicado a describir la degradación de materia orgánica, nitrificación y desnitrificación en un proceso de lodos activados.

Existen actualmente cuatro versiones de modelos de la IWA, el ASM1 original, el ASM2 y su versión modificada ASM2d que incluyen además la remoción biológica del fósforo y el más reciente ASM3, capaz de predecir la degradación de la materia orgánica, nitrificación y desnitrificación en lodos únicos, (Fall, 2003).

Con la creación de dichos modelos se ha dado pauta a (Harmand et al., 2004):

- ◆ Una mayor aplicación de la simulación numérica en el tratamiento de aguas residuales
- ◆ La formalización matemática madura de los fenómenos biológicos particularmente en lo referente a la formulación de la expresión de tasas de crecimiento y decaimiento específico
- ◆ La optimización en la generación y control de los sistemas
- ◆ El desarrollo de la modelación de sistemas de tratamiento de aguas residuales por procesos biológicos como una disciplina. (Boursier et al., 2004).

En la actualidad, existen una gran necesidad de difusión del tema y actualización de los especialistas en modelación de los procesos de tratamiento de agua. También existen retos bien identificados para la investigación en los aspectos de caracterización y mecanismos bioquímicos así como en lo relacionado con la simplificación de los modelos y protocolos de simulación (Fall 2005). Los Modelos ASM están basados en una notación matricial de los componentes fraccionados de la biomasa y el sustrato, interrelacionadas por expresiones biocinéticas y coeficientes estequiométricos

(anexo A). Estas describen las transformaciones biológicas y procesos que ocurren en una planta de tratamiento de agua residual de Lodos Activados (Rivera, 2000).

En el modelo se incluyeron conceptos básicos como la hipótesis del bisustrato y la hipótesis de muerte-regeneración, con las que se adopta la DQO biodegradable de las aguas residuales con el fin de mejorar perceptiblemente las predicciones del modelo bajo condiciones cíclicas en función de la carga y flujo, y una tentativa de seleccionar las diversas reacciones que ocurren cuando los microorganismos mueren. Se demostró que la hipótesis de bisustrato y la de muerte-regeneración se podría aplicar también a las transformaciones del nitrógeno; la cinética de Monod fue utilizada para describir el índice de crecimiento de organismos heterótrofos y autótrofos en el modelo. (Jeppsson, [www.iea.lth.se/sbr/iawq/iawq.pdf](http://www.iea.lth.se/sbr/iawq/iawq.pdf)).

Un aspecto muy importante para asegurar una descripción adecuada de la eficiencia de estos modelos cuando son aplicados a escala real (planta), es realizar una apropiada estimación de los parámetros cinéticos y estequiométricos involucrados, ya que son fuertemente dependientes de las características de las aguas residuales.

Para el modelo ASM1, el crecimiento aeróbico sigue la cinética de Monod, el mecanismo de decaimiento se lleva a cabo por lisis siguiendo una cinética de primer orden, dando como resultado la transformación del material celular a sustrato lentamente biodegradable (Rivera, 2000).

## 1.5 CARACTERIZACIÓN DE LAS AGUAS RESIDUALES

Actualmente, para poder predecir y evaluar un proceso biológico de tratamiento de aguas residuales sobre la base de modelos multi-componentes, como el ASM1, es necesario calibrar los modelos, por lo que es importante conocer las constantes cinéticas y estequiométricas relativas al agua residual de cada lugar así como caracterizar el sustrato (materia orgánica) existente en dichas aguas (influyente) con relación a las fracciones de diferentes velocidades de degradación (Roeleveld y van Loosdrech, 2002).

El desarrollo de los modelos de lodos activados (ASM) conduce a un mejor entendimiento de los diferentes procesos de tratamiento pero esto también requiere de una caracterización más efectiva. En la rutina de caracterización de los efluentes se determinan parámetros como carga en DQO y biodegradabilidad como  $DBO_5$ . Esto ha llevado a identificar en los efluentes las fracciones de DQO fácilmente y lentamente biodegradables y a adoptar el fraccionamiento de la DQO total del efluente como una parte integral de la caracterización de las aguas residuales (Orhon y Cokgör, 1997). Las fracciones lentamente biodegradables son absorbidas en los lodos y solubilizadas por un proceso de hidrólisis a sustrato fácilmente biodegradable, siendo en este caso la hidrólisis una etapa más lenta que el crecimiento heterótrofo y por lo tanto será el paso que controla el proceso de lodos activados (Orhon *et al*, 1999b).

El principal aspecto de la caracterización de la materia orgánica es el fraccionamiento debido a la velocidad de degradación. Este fraccionamiento de la DQO es el que se utiliza en el ASM1 para el modelado de plantas de lodos activados. Si bien la DQO total es un parámetro necesario, no es suficiente para el modelado del sistema, debido a que cubre un gran espectro de compuestos orgánicos con características de biodegradabilidad diferentes, así como también componentes inertes presentes en el efluente o generados durante el tratamiento biológico como productos residuales microbiológicos. Debido a que la DQO mide también componentes no biodegradables, es necesario determinar cuál es la fracción biodegradable. Además hay que tener en cuenta que dentro de esta fracción existe un amplio espectro de componentes orgánicos que puede ser evaluado en dos grandes grupos representados por velocidades de biodegradabilidad significativamente diferentes.



### 1.5.1. Material carbonoso de las aguas residuales según el ASM1

Uno de los logros más importantes en la comprensión del proceso de lodos activados con la creación del ASM1 fue la adopción de la DQO, en vez del COT y la  $DBO_5$ , como parámetro conveniente para definir el material carbonoso (sustrato) presente en las aguas residuales, ya que proporciona una relación entre los electrones equivalentes en el sustrato orgánico, la biomasa y el oxígeno utilizado, además de ser una prueba rápida y reproducible.

El material carbonoso está dividido en DQO biodegradable, DQO no biodegradable (materia orgánica inerte) y Biomasa (figura 1.3). La parte biodegradable está luego dividida en una fracción rápidamente biodegradable ( $S_s$  soluble) y en una fracción lentamente biodegradable ( $X_s$ , particulada). Se toma como hipótesis que la fracción rápidamente biodegradable está compuesta de materia orgánica soluble que se adsorbe y metaboliza rápidamente por los microorganismos mientras que la fracción  $X_s$  compuesta de partículas, coloides y materia orgánica compleja, sufre una hidrólisis enzimática antes de poder ser adsorbida.

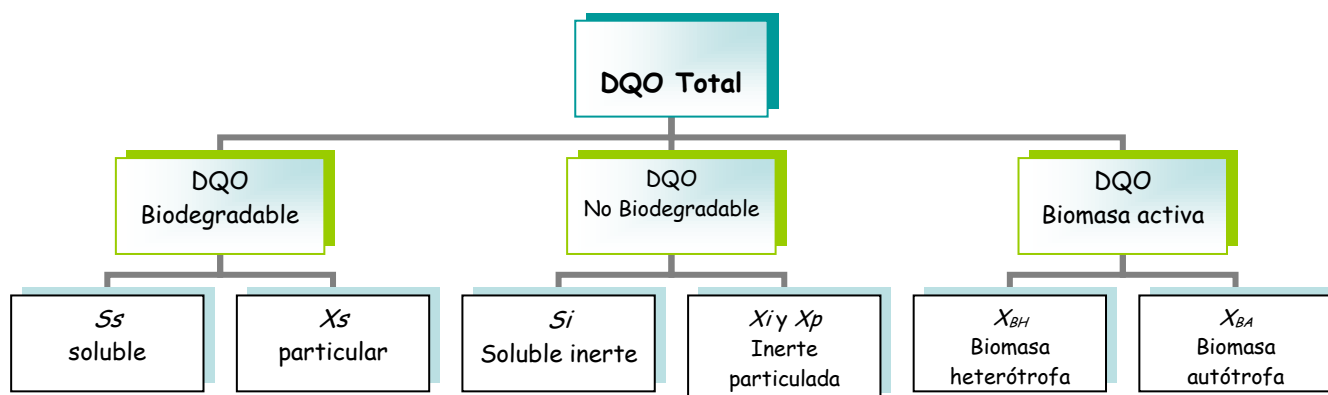


Figura 1.3. Fraccionamiento de la DQO (Fuente: Fall 2003)

En realidad, la fracción lentamente biodegradable incluye compuestos orgánicos solubles difícilmente biodegradables que se tratan como si fueran materia particulada (Fall, 2003). La fracción no biodegradable de la DQO está dividida en una fracción soluble inerte ( $S_i$ ) y en una fracción particulada ( $X_i$ ). Estas fracciones no son afectadas por el proceso.  $S_i$  abandona la planta con el efluente del sedimentador secundario mientras que  $X_i$  se mezcla con el lodo purgado y contribuye a los sólidos volátiles (SSV) (Fall, 2003).

La biomasa activa se divide en dos grupos de microorganismos: heterótrofos ( $X_{B,H}$ ) y autótrofos ( $X_{B,A}$ ). Por ende, una variable adicional,  $X_P$ , se considera para modelar la fracción inerte de productos procedentes del decaimiento de la biomasa. En la realidad, no se puede diferenciar  $X_P$  de  $X_i$  en el lodo.

### **1.5.2. Métodos de Caracterización**

La adecuada caracterización del agua residual es uno de los factores importantes para la predicción de calidad de los modelos. Sin embargo, en esta etapa de la modelación, muchos problemas e incertidumbres surgen. De ahí la importancia de una buena elección sobre el método de caracterización.

Como ya se mencionó, el desarrollo de los modelos de lodos activados (ASM) conduce a un mejor entendimiento de los diferentes procesos de tratamiento, la cual requiere de una caracterización más intensiva; sobre este tema, han surgido un gran número de publicaciones. Algunas con especial atención en la determinación de las fracciones biodegradable y otras en la determinación de la DQO inerte. Desde entonces la división entre las diferentes fracciones es arbitraria, provocando una gran variación entre los diferentes métodos propuestos (Roeleveld y Loosdrecht, 2002).

Por lo tanto, para determinar las diferentes fracciones de la DQO se emplea una combinación de técnicas fisicoquímicas y/o biológicas. A través del tiempo surgieron varios protocolos, dentro de los principales se puede citar el de Henze *et al.* (1987), el cual se basa en pruebas respirométricas. Posteriormente surgió un método de caracterización desarrollado por la Fundación Holandesa de Investigación Aplicada al agua (STOWA), que se basa principalmente en pruebas fisicoquímicas.

### 1.5.2.1. Método estandarizado de caracterización de aguas residuales de la STOWA

Esta caracterización, esta basada en métodos fisicoquímicos para caracterizar las fracciones solubles y particulada, combinado con un análisis de DBO para la caracterización de la fracción biodegradable de la DQO en el influente.

La STOWA en 1995 realizó un inventario de los diferentes métodos para evaluar su reproducibilidad y fácil uso en la práctica, y basada en éste análisis, formuló una serie de pautas o guías (1996) como métodos estándares para la caracterización de aguas residuales en los países bajos, con los cuales durante los siguientes cinco años, cerca de 100 plantas de tratamiento fueron simuladas. (Roeleveld y Loosdrecht, 2002).

Estas pautas o guías fueron desarrolladas para la modelación con ASM1 Y ASM2d (con fracciones orgánicas y nitrogenadas respectivamente). Estos métodos o pautas como sus iniciadores le llamaron están basadas tanto en la caracterización fisicoquímica de la fracción soluble de DQO ( $S_i$  y  $S_s$ ) como en la caracterización biológica de la DBO para determinar la fracción biodegradable de la DQO del influente ( $S_x + X_s$ ). La fracción  $X_i$  se calcula por diferencia entre la DQO total y las otras fracciones. Las ecuaciones para calcular las diferentes fracciones se describen en metodología (Roeleveld y Loosdrecht, 2002).

#### 1.5.2.1.a Caracterización fisicoquímica

En el protocolo de la STOWA, la DQO es seleccionada principalmente para la determinación de la DQO rápidamente biodegradable ( $S_s$ ) debido a que es una prueba más rápida y menos compleja en comparación con pruebas biológicas (respirométricas), además de haber una variación mínima en la concentración de dicha fracción al determinarla por ambos métodos (fisicoquímico y biológico) (Roeveled. y Loosdresch, 2002).

Los parámetros como la demanda bioquímica de oxígeno (DBO), demanda química de oxígeno (DQO) y los sólidos suspendido totales o volátiles (los SST o SSV) se utilizan tradicionalmente para caracterizar la materia orgánica en aguas residuales. Estos

parámetros proporcionan una determinación indirecta de la cantidad de materia orgánica presente. La DQO y los SSV cuantifican la materia orgánica total y la materia orgánica particulada respectivamente, mientras que la prueba de DBO proporciona una estimación parcial de la materia orgánica biodegradable solamente. Ningunos de estos métodos dan información detallada sobre la composición de las fracciones de la materia orgánica biodegradable y no-biodegradable. Una cierta información sobre la biodegradabilidad de las aguas residuales se puede obtener comparando diversas determinaciones, tales como DBO y DQO, donde una alta relación entre la DBO y la DQO demuestra que las aguas residuales son fácilmente biodegradables mientras que una baja relación de DBO y DQO indica que las aguas residuales son biodegradadas más lentamente o contiene una fracción significativa de material no-biodegradable.( [www.activatesludge.info](http://www.activatesludge.info) )

◆ Demanda Química de Oxígeno

El método de la demanda química de oxígeno (DQO) determina la cantidad de oxígeno necesario para oxidar a la materia orgánica, bajo condiciones específicas de un agente oxidante, condiciones ácidas y temperatura, transformándola en bióxido de carbono y agua.

Dentro de las principales ventajas con relación a la DBO que presenta esta determinación es el costo del equipo y el tiempo que es menor, sus condiciones de oxidación son más efectivas al abarcar un mayor espectro de compuestos químicos, especialmente en ciertas muestras con sustancias tóxicas en donde la DQO puede ser el único método para determinar la carga orgánica del desecho.

También es importante mencionar algunas de las principales limitaciones de la prueba de DQO, y una de ellas es que oxida a la materia orgánica, sin importar su degradabilidad biológica. Por ejemplo, la glucosa ( $C_6O_6H_{12}$ ), es biológicamente oxidable mientras que la lignina ( $C_{10}H_{13}O_3$ ), producto proveniente de la madera es relativamente inerte; sin embargo ambos compuestos son oxidados completamente en la reacción. Una segunda limitación es la de no proporcionar la velocidad de estabilización del desecho tal como ocurriría en la naturaleza por medio de la oxidación de los microorganismos.

Resumiendo, la DQO presenta las siguientes ventajas, por las cuales se ha tomado como uno de los principales parámetros de caracterización de las aguas residuales:

- ◆ Es una prueba que lleva de 2 a 3 horas
- ◆ Es inherentemente menos compleja
- ◆ Esta prueba se basa en una reacción que no es influenciada por la variabilidad biológica
- ◆ Mide realmente la carga del agua residual o de desecho aún en presencia de sustancias inhibidoras o tóxicas
- ◆ Mide sustancias recalcitrantes o muy lentamente degradables
- ◆ No presenta interferencias por amonio u otras sustancias nitrógenadas
- ◆ Mide tanto compuestos biodegradables como no biodegradables

Los métodos fisicoquímicos utilizados para la determinación de la DQO biodegradable ( $S_s$ ) son considerados como muy complejos. Sin embargo, otras investigaciones coincidieron en que las concentraciones de  $S_s$  determinadas por métodos fisicoquímicos y por caracterización biológica son muy similares (Torrijos *et al.*, 1994; Mamais *et al.*, 1993).

El método de la STOWA que se presentó en 1996, inicio utilizando filtración a través de membranas con tamaño de poro de  $0.45 \mu\text{m}$ . No obstante observaron que una parte de la fracción particulada (coloidal) lograba pasar a través del filtro, dando como resultado una sobreestimación de la DQO soluble. Sin embargo, el uso de este tamaño de poro fue menos problemático que el de  $0.1 \mu\text{m}$ .

Los resultados obtenidos en diferentes investigaciones en seis plantas de tratamiento acerca de la caracterización de las aguas residuales llevó a la STOWA (1999) a determinar la fracción  $S_s$  utilizando una precipitación previa con  $\text{Zn}(\text{OH})_2$  para posteriormente filtrar a través de membranas de  $0.45 \mu\text{m}$  dando mejores resultados, esto se concluyó después de un estudio con seis plantas, por lo que Roeleveld y Kruit (1998), modificaron este método, sugiriendo utilizar la precipitación seguida de filtración, o bien filtrar a través de un poro de  $0.1 \mu\text{m}$ .

El análisis de otras siete plantas (STOWA, 2001) mostró que la diferencia de la DQO después de filtrar con  $0.1 \mu\text{m}$  o coagulación era mínima (1%), esto realmente da la libertad de escoger entre un método y otro.

Tanto la DQO biodegradable como la inerte pasan a través del filtro, por lo que la fracción inerte  $S_i$  tiene que ser determinada independientemente y restándose a la DQO soluble da la fracción  $S_s$ . La  $S_i$  es determinada a partir de la DQO inerte en el efluente de la planta examinada.

#### 1.5.2.1.b Caracterización biológica

La cantidad de oxígeno necesaria para la descomposición biológica aeróbica de un material nutriente es el factor clave para expresar su carga contaminante, y se han utilizado algunas pruebas de laboratorio para evaluarla.

- ◆ Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO)

La prueba de DBO estima el oxígeno gastado en la descomposición biológica actual de una muestra residual, y es, efectivamente, una simulación del proceso microbiano de autopurificación (Winkler, 1994). Las reacciones oxidativas efectuadas en la prueba de DBO son el resultado de una actividad biológica, la velocidad a la que se llevan a cabo estas reacciones está regida por la población de microorganismos y la temperatura. Los efectos de la temperatura se controla manteniendo la prueba a  $20^\circ\text{C}$ . Los organismos responsables de la estabilización de la materia orgánica son las especies naturales encontradas en el cuerpo de agua .

La demanda de oxígeno de las aguas residuales es resultado de tres tipos de materiales (Ramalho, 1991):

- ◆ Materiales orgánicos carbónicos, utilizables como fuente de alimentación por organismos aeróbicos
- ◆ Nitrógeno oxidable, derivado de la presencia de nitritos, amoníaco y en general compuestos orgánicos nitrogenados que sirven como alimentación para bacterias específicas (*nitrosomas* y *nitrobacter*)

- ◆ Compuestos químicos reductores como ion ferroso, sulfitos, sulfuros que se oxidan por oxígeno disuelto

En las aguas residuales domésticas, casi toda la demanda de oxígeno se debe a materiales orgánicos carbónicos y se pueden determinar con las pruebas de DBO.

La completa descomposición de una muestra residual fácilmente biodegradable podría tomar varias semanas, y teóricamente se hablaría de un tiempo infinito para una oxidación biológica completa de la materia orgánica (figura 1.4) de manera que para propósitos prácticos, se usa un período normal de incubación más corto, en el que tenga lugar una proporción razonablemente alta de la descomposición total posible, pero que suministre todavía un resultado dentro de tiempo útil de muestreo. Las condiciones normales aceptadas son incubación durante cinco días a 20°C, y se supone dichas condiciones si no se especifican otras.

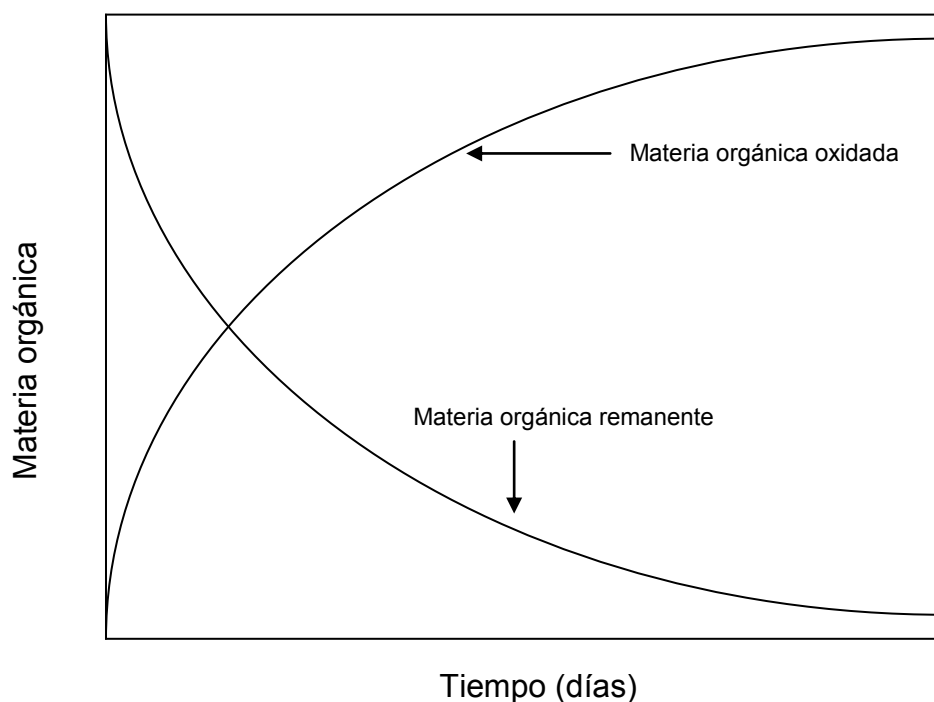


Figura 1.4 Cambios en la materia orgánica durante la oxidación biológica

También, se puede medir la  $DBO_{21}$ , que es la demanda bioquímica de oxígeno a los 21 días y corresponde a la degradación de la materia orgánica biodegradable entre el 95 y el 98% de la materia orgánica biodegradable total en aguas residuales municipales, aunque debido a la gran cantidad de tiempo que se requiere, no es muy común su utilización.

Se ha encontrado, que un porcentaje razonablemente grande de la DBO total se logra en 5 días, aproximadamente el 70-80% en aguas residuales domésticas y muchas industriales, por lo tanto el período de 5 días de incubación es aceptado como patrón. (figura 1.5).

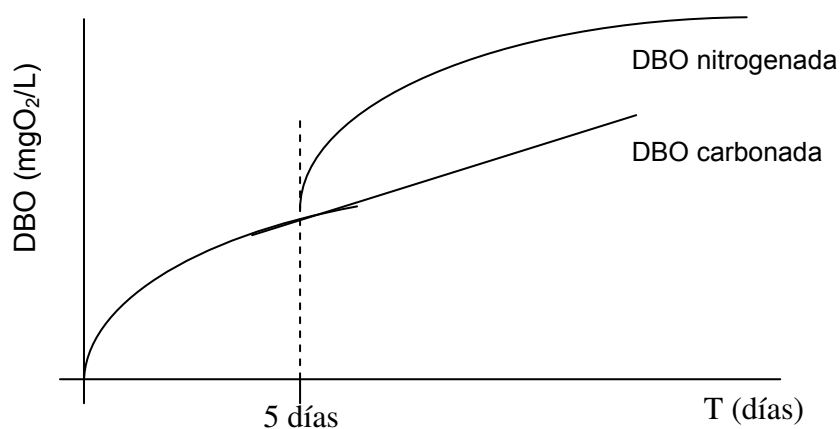


Figura 1.5 Curva general de oxidación de la materia orgánica

Cuando en las aguas residuales hay microorganismos capaces de oxidar la materia nitrogenada a nitratos, esto ocasiona un aumento en la DBO. A partir del 5 o 6 día y aparece este aumento que se denomina DBO nitrogenada. La demanda de oxígeno por las materias nitrogenadas causada por las bacterias autótrofas se conoce como la segunda fase de la DBO. A 20°C la velocidad de producción de bacterias nitrificantes es muy lenta. Normalmente han de pasar de 6-10 días para que alcancen números significativos y ejerzan una demanda de oxígeno medible. La interferencia causada por su presencia puede eliminarse mediante un pretratamiento (pasteurización, cloración y tratamiento ácido) de la muestra o con el uso de agentes inhibidores (azul de metileno, tiourea y aliltiourea, 2 cloro-6- triclorometil piridina).



En aguas residuales con una  $DBO_5$  muy alta, es indicativo de una alta contaminación y esta relacionada con procesos de anaerobiosis, haciendo que conforme ésta sea más alta, se consuma el oxígeno del agua y puedan darse procesos anaerobios y en consecuencia la producción de malos olores, desprendimiento de gases peligrosos, etc. La  $DBO_5$  se emplea mucho en la caracterización de aguas residuales, siendo uno de los parámetros más importantes junto con la DQO. La modelación de la curva de DBO ejercida (figura 1.4) es el procedimiento utilizado en el protocolo de la STOWA para discernir la DQO biodegradable.

Se puede considerar que el proceso de descomposición en la prueba ocurre en dos etapas. En la primera, la descomposición es de los nutrientes carbonáceos, cuya descomposición se acerca a su terminación después de cerca de tres semanas a  $20^{\circ}C$ . En la segunda etapa, son los nutrientes nitrogenados los que se oxidan primero. Este proceso se hace significativo después de aproximadamente dos semanas a la misma temperatura, y resulta ser el proceso dominante después de tres semanas. Así en la prueba normal de 5 días, la DBO registrada se debe virtualmente a la descomposición de la proporción principal de los nutrientes carbonáceos.

En la figura 1.6 se muestra el curso de la DBO en función del tiempo de un agua residual, así como algunos parámetros obtenidos. La DBO<sub>total</sub> puede ser determinada mediante la ecuación presentada en la figura 1.6.

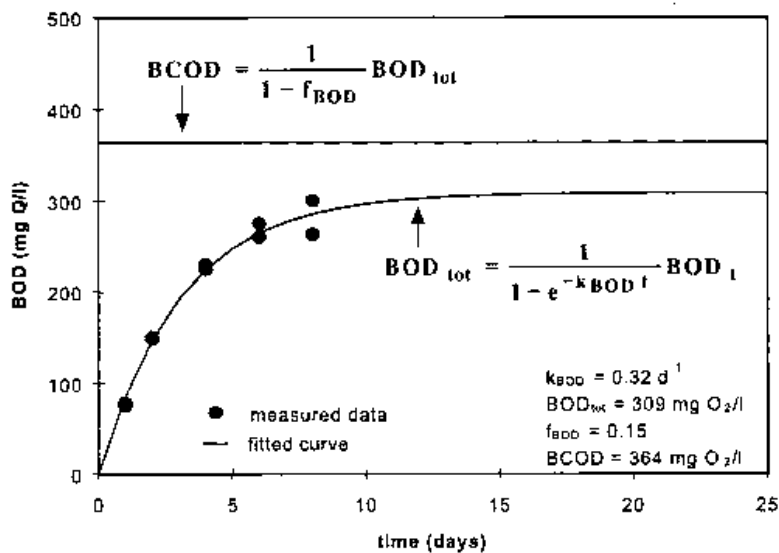


Figura 1.6 Grafica de DBO en función del tiempo (fuente: Roelevled y van Loosdrecht, 2002)

Es importante recordar la teoría de la cinética de la DBO, ya que en ésta se basa el protocolo de la STOWA para identificar la fracción biodegradable de la DQO para el ASM1.

Se ha establecido que la cinética de la reacción de DBO es de primer orden. La velocidad de esta reacción es proporcional a la cantidad de materia orgánica oxidable remanente y es modificada por la población de organismos activos. Cuando la población de organismos ha llegado a un nivel en el cual solo se presentan pequeñas variaciones, la velocidad de la reacción es controlada por la cantidad de alimento utilizable por los organismos y se expresa con la siguiente ecuación.

$$\frac{-dC}{dt} = kC \dots\dots\dots(4)$$

donde  $C$  representa la concentración de la materia orgánica oxidable al principio de un tiempo  $t$ , y  $k$  es la constante de la reacción. Se puede observar que la velocidad de la reacción disminuye gradualmente conforme disminuye la concentración  $C$  de la materia orgánica. Es frecuente considerar a la DBO como  $L$ , donde  $L$  representa la demanda última.

$$\frac{dL_t}{dt} = -K' L_t \dots\dots\dots(5)$$

donde  $L_T$  es la cantidad de DBO de la primera fase que queda en el agua en el tiempo  $t$ .

La ecuación se puede integrar de la siguiente forma:

$$\ln L_t \int_0^t = -K' t \dots\dots\dots(6)$$

$$\frac{L_t}{L} = e^{-K't} = 10^{-Kt} \dots\dots\dots(7)$$

donde:

$L$  representa la DBO remanente en el tiempo  $t = 0$ , es decir, es la DBO total o última de la primera fase inicialmente presente. Dicha DBO se puede expresar también simbólicamente como  $DBO_L$ .

La relación entre  $K'$  y  $K$ , se expresa como:

$$K = \frac{K'}{2.303}$$

La cantidad de DBO remanente en el tiempo  $t$  es igual a

$$L_t = L(10^{-Kt}) \dots\dots\dots(8)$$

luego entonces,  $y$ , que es la cantidad de DBO ejercida en el tiempo  $t$ , es igual a

$$y = L - L_t = L(1 - 10^{-Kt})$$

Alguna veces se desea trasladar los resultados de la DBO<sub>5</sub> a la DBO total ( $L$ ) o a algún otro tiempo. Esto se puede realizar haciendo una modificación a la ecuación (8). por lo que la DBO de 5 días se puede representar como:

$$y_5 = L - L_5 = L(1 - 10^{-Kt}) \dots\dots\dots(9)$$

El valor de  $K$  varía de acuerdo al tipo de residuo, pudiéndose encontrar valores que van desde  $0.05\text{días}^{-1}$  hasta valores mayores de  $0.3\text{días}^{-1}$  en pruebas de DBO a  $20^\circ\text{C}$ . Para la DBO<sub>última</sub>, la absorción de oxígeno variará con el tiempo y los distintos valores de  $K$  como se muestra en la figura 1.7.

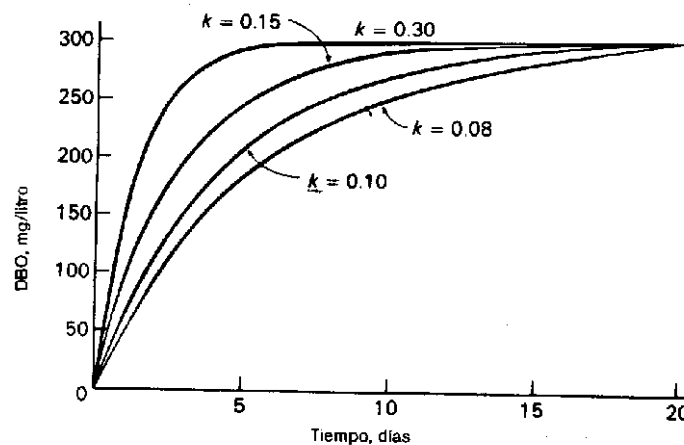


Figura 1.7 Valores típico de  $K$  para aguas residuales municipales

Como ya se menciona la prueba de DBO representada en función del tiempo presenta una cinética de primer orden, con una constante de velocidad de reacción nombrada como  $k_{\text{DBO}}$  o simplemente como  $k$ . Dicha constante, puede ser determinada fácilmente mediante regresión lineal, regresión no lineal o mínimos cuadrados (Cutrera, G., *et al.*, 1999).

Cuando se ha determinado el valor de  $K$  para un cierto tipo de agua residual, el cálculo de la demanda química de oxígeno biodegradable ( $DQO_b$ ) se puede realizar a partir de una prueba de  $DBO_5$ , sin embargo, el decaimiento de los microorganismos genera una porción de DQO inerte, por lo que el valor de  $K$  deberá ser corregido mediante un factor de corrección  $f_{DBO}$ , el cual representa en el ASM1, la fracción de DQO inerte generada por la lisis de la biomasa. Dicho factor de corrección tiene un valor medio de 0.15 (Roeveled. y.van Loosdresch, 2002).

La  $DQO_b$  se considera como la suma de la DQO rápidamente biodegradable ( $s_s$ ) y de la DQO particulada lentamente biodegradable ( $X_s$ ). Para la medición de la  $DQO_b$ , en el protocolo se propone la medición de la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO) como una función del tiempo, debido a que es una determinación de rutina en las plantas de tratamiento. De esta manera, es fácil la implementación de la metodología propuesta en los programas de las plantas de tratamiento (Roeveled y van Loosdresch, 2002).

#### ***1.5.2.2 Determinación de las fracciones de materia orgánica, constantes cinéticas y estequiométricas del ASM1***

Tradicionalmente las fracciones y constantes estequiométricas del ASM, se determinaron por respirometría. Las técnicas respirométricas están basadas en la determinación del consumo biológico de oxígeno, de una población microbiana bajo unas condiciones determinadas. El consumo de oxígeno está directamente relacionado con el crecimiento microbiano y con el consumo de sustrato para la obtención de energía. En la figura 1.8 se puede ver una representación simplificada del modelo conceptual para el comportamiento de lodos activados, a través del mecanismo muerte-regeneración; sólo una parte del sustrato consumido se utiliza para obtener energía, el resto pasa a la formación de nueva biomasa. Cabe mencionar que el parámetro  $Y_h$  (rendimiento biomasa/sustrato) representa la relación de sustrato que pasa a formar parte de la biomasa. El modelo mostrado en la figura 1.8 es una síntesis de los procesos del ASM1, (reacciones) en que son implicados las bacterias heterótrofas.

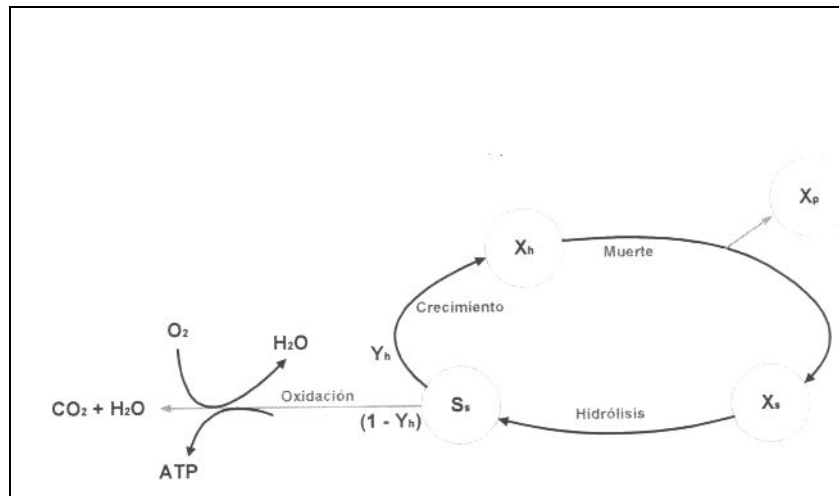


Figura 1.8 Modelo de muerte-regeneración de heterótrofos (Fuente: Carmona *et al.*, 2004)

El consumo de oxígeno, en el modelo de muerte-regeneración, se considera asociado solamente al consumo de sustrato para obtener energía mediante una reacción de oxidación. La biomasa, durante su proceso de muerte, se divide en materia orgánica inerte ( $X_i$ ) y materia orgánica lentamente biodegradable ( $X_s$ ). Éste último después de hidrolizarse puede ser utilizada para mantenimiento e incluso para el crecimiento. Así se explica que aún cuando todo el sustrato extracelular se ha consumido, siga existiendo un consumo de oxígeno (llamado respiración endógena). Durante la fase endógena, la cantidad de biomasa formada por la liberación de sustrato es mucho menor a la cantidad de biomasa perdida en forma inerte debido a la muerte. Por lo que, una población sin sustrato nuevo acaba por desaparecer (Carmona *et al.*, 2004).

La respirometría es una técnica basada en la medición del consumo de oxígeno por parte de microorganismos que trabajan sobre un sustrato orgánico, el cual es degradado y oxidado a  $\text{CO}_2$ . Esta técnica presenta crecientes aplicaciones en la determinación de la cinética de la biodegradación. Los análisis respirométricos permiten adquirir datos sobre el consumo de oxígeno en respuesta al metabolismo de un sustrato por la respiración de microorganismos. La respirometría ahorra el tiempo y el trabajo asociados con los experimentos de agotamiento de sustratos y provee puntos de referencia de alta calidad para la valoración de parámetros biocinéticos.

Con base en las fracciones de la materia orgánica propuestas en el ASM1, se logró establecer una relación directa entre biodegradación y consumo de oxígeno, por lo que la denominada “respirometría” toma importancia en la caracterización de  $X_s$  y  $S_s$  así como en la determinación de algunas constantes cinéticas que tienen lugar en el proceso de biodegradación. El respirómetro utilizado en este trabajo se muestra en la figura 1.9.

Por su parte, la respirometría se puede definir como el análisis de la variación de la tasa de consumo de oxígeno durante el proceso de biodegradación aerobia de la materia orgánica (Chávez, 2005).

Las evidencias respirométricas que fundamenta la medición de la biodegradabilidad a partir del consumo de oxígeno, se ilustran en la figura 1.9, en la que se representa un respirograma de la depuración aerobia de agua residual en un sistema cerrado.

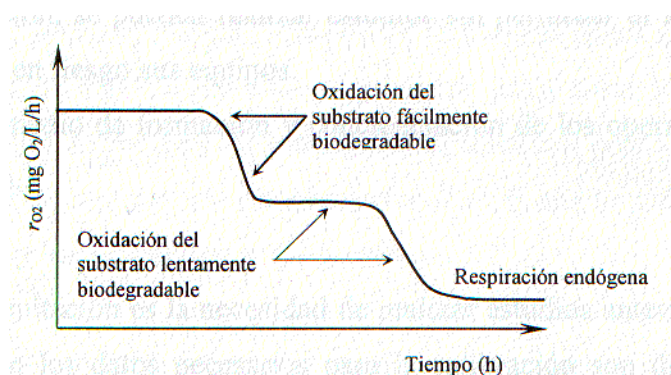


Figura 1.9 Respirograma de la depuración de una agua residual en sistema cerrado (Fuente: Fall, 2005).

Sin duda alguna, las pruebas respirométricas han jugado un papel fundamental en la determinación de la mayoría de parámetros y características de las aguas y lodos desde la creación del ASM1, al permitir predecir la producción de lodos y sobre todo la demanda de aceptor de electrones (oxígeno y nitratos).

Por su parte, las técnicas respirométricas expuestas en el documento original del modelo ASM1 son complejas, pero es importante mencionar que, no eran propuestas definitivas. Por lo anterior, en la literatura, se puede encontrar algunos métodos respirométricos alternativos para la determinación de varios de los parámetros del modelo (Ubay-Cokgör,

*et al.*, 1998; Sollfrank y Gujer, 1991; Vanrolleghem, *et al.*, 1999; Kappeler y Gujer, 1992; Spérandio y Paul, 2000).

Por otro lado, la respirometría no es una técnica exenta de inconvenientes. Requiere un equipo especializado y corridas experimentales a veces complejas. Por lo que, paralelamente se busca reservar ésta técnica cuando no hay otra alternativa, mientras que, en el fraccionamiento de la DQO algunos autores y Organismos han venido prefiriendo técnicas fisicoquímicas.



## **2. JUSTIFICACIÓN, HIPOTÉISIS Y OBJETIVOS**

### **2.1 JUSTIFICACIÓN**

El modelo ASM1 constituye un nuevo y valioso instrumento en el diseño, optimización y operación de las plantas de tratamiento por lodos activados. EL ASM1 presenta todas las ventajas de la simulación dinámica, una mayor exactitud de las predicciones y diseño, y vuelven obsoleta una buena parte de las simplificaciones e imprecisiones de métodos clásicos.

Para la aplicación del Modelo ASM1 en plantas existentes, se necesita realizar estudios de caracterización de las aguas residuales según un nuevo esquema diferente del tradicional y hallar las nuevas constantes cinéticas del mismo modelo para su calibración. El cual es uno de los intereses de ésta investigación.

Varios trabajos de investigación sobre modelación de lodos activados han sido iniciados en el mundo y México pero no se han logrado avances concretos en el estudio o en la aplicación de estos modelos.

En México, el proceso de lodos activados es uno de los procesos biológicos más utilizados en las plantas de tratamiento de aguas residuales. Con el fin de continuar con la modelación en el Estado de México, se ha seleccionado la Macroplanta “Toluca Norte” y Macroplanta “Toluca Oriente”.

Para conseguir la implementación de la modelación con la calidad en la capacidad de predicción, se requiere pasar por diferentes etapas. Dentro de dichas etapas y como uno de los pasos principales, se requiere la caracterización del agua residual en base a la determinación de las fracciones que conforman la DQO, así como la determinación de las constantes cinéticas aplicables localmente.

Los métodos de caracterización propuestos en la literatura para el ASM1 no siempre se pueden adoptar como un paquete para lograr determinar en todos los casos, las fracciones de DQO y parámetros cinéticos. Es frecuente que en la literatura se reporten casos en donde la utilización de una determinada versión del modelo ASM1 y un determinado método de calibración que han sido probados por algún autor no pudieron implementarse con buenos resultados en otro caso específico. Uno de los obstáculos para una aplicación directa del ASM1 es la variabilidad de las características de las aguas residuales, la dificultad de estandarizar las condiciones de realización de las pruebas y la complejidad de algunos métodos. Por lo anterior, se considera, en la presente investigación, que la única manera de probar la aplicabilidad de un método en particular es llevar a cabo todos sus pasos en el contexto específico.

Una forma de evaluar el protocolo de la STOWA es comparar algunas de las fracciones de DQO hallados con éste método con los que se obtienen por respirometría. También se debe verificar la hipótesis de la STOWA, según la cual la biomasa heterótrofa inicial en las aguas residuales es nula ( $X_{h0} = 0$ ). Para justificarlo, se requiere realizar pruebas respirométricas en condiciones de crecimiento, cuyos datos permiten hallar  $X_{h0}$  y  $\mu_h$ . Para extraer  $X_{h0}$  de los datos, es necesario conocer  $\mu_h$  de la misma prueba, cálculo que requiere el conocimiento de  $b_H$  y  $Y_h$ . Por lo anterior, la presente investigación, tuvo como interés principal poner en práctica el protocolo de la STOWA y extenderse para incluir varias pruebas respirométricas, que permitieron conocer los valores de  $b_H$ ,  $Y_h$ ,  $\mu_h$  y por último  $X_{h0}$ .

## **2.2 HIPÓTESIS**

Por su simplicidad y accesibilidad, comparado a los métodos originales de la ASM1, el protocolo de caracterización de la STOWA puede determinar el patrón de fraccionamiento de la DQO en aguas residuales municipales de la Ciudad de Toluca.

## **2.3 OBJETIVOS**

### **2.3.1 Objetivo general**

Poner en práctica y evaluar el protocolo de caracterización de la STOWA, en comparación con la respirometría, para obtener el padrón de fraccionamiento de la DQO y algunas constantes cinéticas básicas del ASM1, en aguas residuales municipales de Toluca

### **2.3.2 Objetivos particulares**

- ◆ Utilizar y evaluar la aplicabilidad del método de caracterización de la STOWA para el modelo ASM1 en aguas residuales de las Macroplantas Toluca Norte y Oriente.
- ◆ Obtener el padrón de fraccionamiento de la DQO en las aguas estudiadas.
- ◆ Estudiar la variabilidad diurna y semanal de este padrón.
- ◆ Evaluar las constantes cinéticas y estequiométricas ( $b_h$ ,  $Y_h$ ,  $\theta_h$ ) de los procesos aerobios heterótrofos del modelo ASM1 que se necesitan en el cálculo de  $X_{h0}$  (fracción de biomasa en las aguas residuales).

## 3. METODOLOGÍA

### 3.1 MATERIAL

- ◆ Espectrofotómetro (Hach, DR/2000 para medición de DQO)
- ◆ Digestor Hach, con controlador de temperatura constante a 150°C
- ◆ Tubos de ensayo de vidrio con tapón de rosca
- ◆ Equipo de filtración
- ◆ Incubadora controlada por termostato a 20°C± 1°C (Precision Scientific)
- ◆ Balanza granataria
- ◆ Balanza analítica con precisión de 0.1mg (Fisher Scientific ER-180A)
- ◆ Conductímetro ( Conductivity Instrument, YSI, 3100)
- ◆ Medidor de pH (Thermo Orion pH/IES meter, modelo 710)
- ◆ Bomba de vacío (Cole-Parmer, Air Cadet Modelo 7530-40)
- ◆ Bombas de aireación para pecera
- ◆ Botellas Winkler de vidrio para incubación de 300mL
- ◆ Pipetas volumétricas de diferentes volúmenes
- ◆ Pipetas serológicas de diferentes volúmenes
- ◆ Vasos de precipitado de diferentes volúmenes
- ◆ Matraces Erlenmeyer de diferentes volúmenes
- ◆ Matraces aforados de diferentes volúmenes
- ◆ Micropipetas semiautomáticas
- ◆ Garrafrones y botellas de plástico de diferentes capacidades
- ◆ Mangueras de látex y de silicón
- ◆ Muestreadores automáticos WS300 Wasterwater Sampler, Global Water)
- ◆ Membranas Whatman de 0.1µm de diámetro de poro

### 3.2 REACTIVOS

- ◆ Alil Thiourea (2%)
- ◆ Viales Hatch para prueba de DQO de 0-50 y 0-1500.
- ◆ Fosfato monobásico de potasio ( $\text{KH}_2\text{PO}_4$ )
- ◆ Fosfato dibásico de potasio ( $\text{K}_2\text{HPO}_4$ )
- ◆ Fosfato dibásico de sodio heptahidratado ( $\text{Na}_2\text{HPO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ )
- ◆ Cloruro de amonio ( $\text{NH}_4\text{Cl}$ )
- ◆ Sulfato de magnesio heptahidratado ( $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ )
- ◆ Cloruro de calcio anhidro ( $\text{CaCl}_2$ )
- ◆ Cloruro férrico hexahidratado ( $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ )
- ◆ Ácido sulfúrico concentrado ( $\text{H}_2\text{SO}_4$ )
- ◆ Hidróxido de sodio ( $\text{NaOH}$ )
- ◆ Glucosa grado patrón primario ( $\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6$ )
- ◆ Ácido glutámico grado patrón primario ( $\text{C}_5\text{H}_9\text{NO}_4$ )
- ◆ Ácido clorhídrico ( $\text{HCl}$ )
- ◆ Ácido nítrico ( $\text{HNO}_3$ )
- ◆ Sulfato manganoso tetrahidratado ( $\text{MnSO}_4 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ )
- ◆ Hidróxido de potasio ( $\text{KOH}$ )
- ◆ Yoduro de potasio ( $\text{KI}$ )
- ◆ Azida de sodio ( $\text{NaN}_3$ )
- ◆ Almidón soluble
- ◆ Tiosulfato de sodio pentahidratado ( $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ )
- ◆ Dicromato de potasio ( $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ )
- ◆ Biyodato de potasio ( $\text{KH}(\text{IO}_3)_2$ )
- ◆ Hidróxido de sodio ( $\text{NaOH}$ )
- ◆ Ácido salicílico ( $\text{C}_6\text{H}_4(\text{OH})\text{COOH}$ )

### 3.3 METODOLOGÍA GENERAL

#### 3.3.1 Plan experimental

Los diferentes pasos que conformaron la investigación se presentan de manera esquemática en la figura 3.1

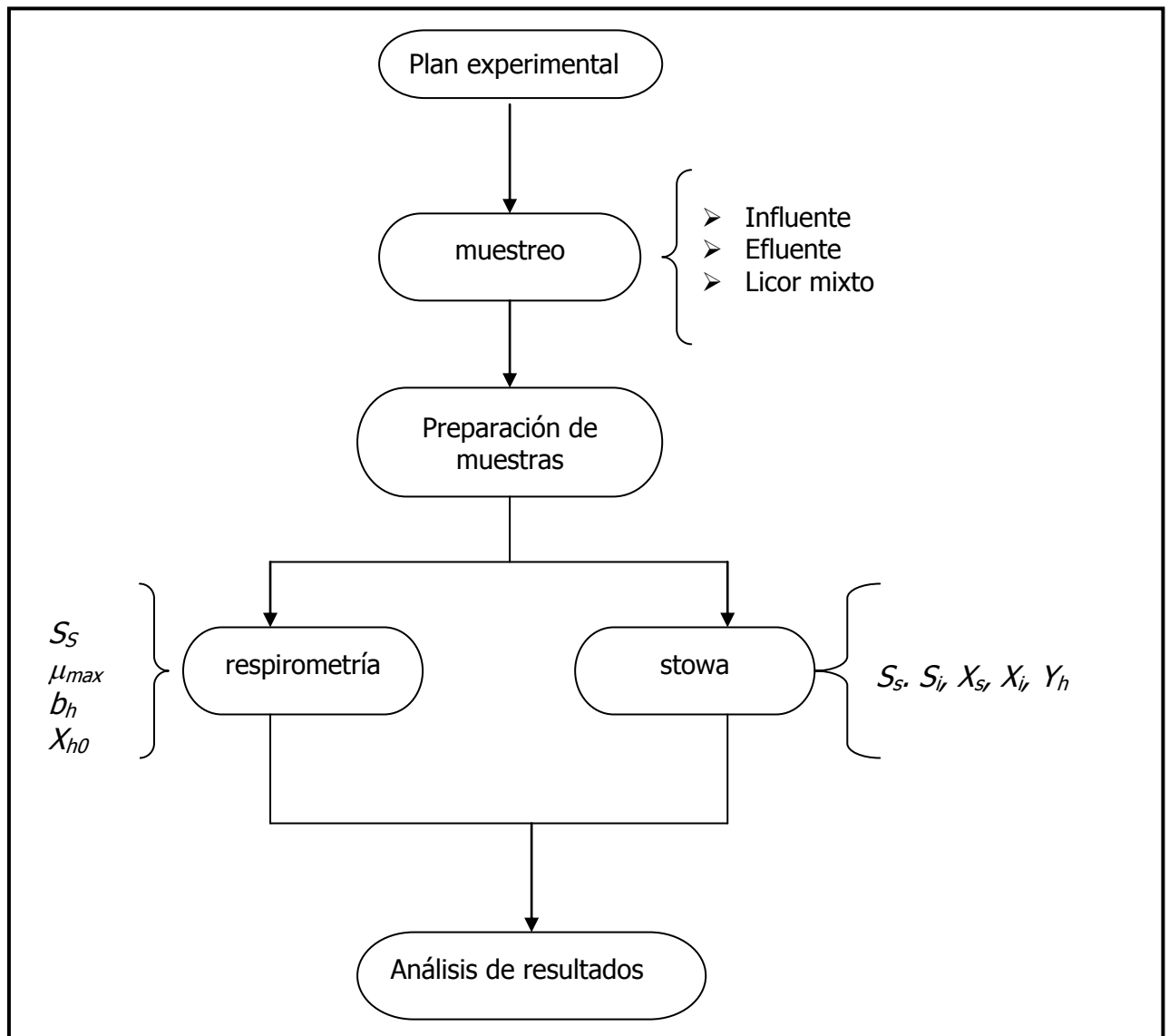


Figura 3.1 Diagrama de flujo de la metodología

El trabajo se realizó con aguas residuales municipales y lodos biológicos procedentes de las PTN y PTO. Para cada tipo de agua, el estudio de fraccionamiento se realizó en siete muestras compuestas, una por día, iniciando el 1 de febrero y terminando el 8 del año 2006, para el caso de la PTN y del 18 al 25 de abril, del mismo año, para la PTO. Adicionalmente a las muestras compuestas de 24 h utilizadas para estudiar la variabilidad semanal, se tomaron, durante uno de los días, 12 muestras (cada 2 h) para evaluar la variabilidad diurna. Las muestras compuestas diarias, se complementaron con algunas muestras puntuales, las cuales sirvieron también para las pruebas respirométricas.

### **3.3.2 Muestreo**

El muestro de agua se realizó en el influente, efluente y en el canal de Licor Mixto de las plantas de tratamiento. En cada planta, se utilizaron muestreadores automáticos para coleccionar, durante la semana de estudio, una muestra compuesta de 24 horas.

El muestreador 1 (influyente) se programó para tomar alícuotas de 200 mL por intervalos de 30 minutos, recolectándolas en el recipiente del equipo. El muestreador 2 (efluente) se programó para alícuotas de 100 ml en los mismos intervalos de tiempo. Las muestras de licor mixto se tomaron de forma manual y puntual a cada día de estudio

Para estudiar la variabilidad diurna se consideró, uno de los días de la semana con mayor carga para tomar las muestras (miércoles, jueves o viernes). Se coleccionaron muestras cada 30 minutos y se obtuvieron muestras compuestas de cada dos horas y una compuesta total de 24 horas, dichas muestras también se dejaron sedimentar por dos horas.

La preservación de las muestras se realizó conforme a los métodos estándares (APHA, 1992), colocándolas en hieleras, durante el muestreo y transporte, y almacenándolas en refrigeración al llegar al laboratorio.

### 3.3.3 Tratamiento de muestras

- ◆ Influyente y efluente

Una vez concluido el tiempo programado de muestreo (24 h para la variabilidad semanal o 2 h para el estudio de variabilidad diurna), las muestra fueron transportada al laboratorio del CIRA para su análisis, ahí se dejó sedimentar por dos horas para simular una sedimentación primaria. Terminado el tiempo se procedió a separar el sobrenadante, recolectándolo en botellas adecuadas, y guardadas en refrigeración, mientras se analizaban.

- ◆ Licor Mixto

Como ya se mencionó una muestra puntual de licor mixto (4 litros) fue tomada cada día que se inicio el muestreo, en el canal de recirculación de los lodos. Al igual que las muestras de influente y efluente, el licor se trasladó a el laboratorio. Al llegar se aireó constantemente con una pequeña bomba durante 24 horas, se dejó sedimentar para tomar una alícuota de sobrenadante, la cual también se preservó en refrigeración. El resto de licor se lavó y aireó nuevamente para la realización de pruebas respirométricas.



### 3.4 FRACCIONAMIENTO DE LA DQO POR EL MÉTODO STOWA

La determinación de los componentes y fracciones de la DQO de la PTN y PTO se realizó siguiendo el protocolo de la STOWA (Roeleveld y Van Loosdrecht, 2002,). El procedimiento en su conjunto combina filtraciones y mediciones de DQO y una prueba de DBO para hallar todos los componentes. Todas las determinaciones se realizaron inmediatamente para evitar variaciones en la composición de las muestras.

#### 3.4.1 Determinación de la DQO<sub>total</sub> y del pH

En todas las muestras de agua residual pre-sedimentada del influente, se determinó DQO<sub>Total</sub> (medición por método Hach de 0–1,500 mg/L), por triplicado.

Suponiendo que  $X_{B,H1} = 0$  y  $X_{B,A1} = 0$ , la DQO<sub>total</sub> en el influente equivale a:

$$DQO_{inf, tot} = S_S + S_j + X_S + X_j \dots\dots\dots(3.1)$$

Por lo tanto:

$$DQO_{inf, tot} = DQO_{inf, sol} + DQO_{inf, part} \dots\dots\dots(3.2)$$

Como rutina, se midió también el pH de las muestras

#### 3.4.2 Determinación de la DQO<sub>soluble</sub>

Considerando que:

$$DQO_{inf, sol} = S_S + S_i \dots\dots\dots(3.3)$$

Se analizó la DQO soluble en la muestra filtrada a través de una membrana de 0.1 µm de poro, tal como lo especifica la STOWA. Cabe mencionar que la precisión de las mediciones de DQO en la presente investigación fue corroborada mediante determinaciones por triplicado de cada una de las muestras y la exactitud se verificó con la medición de soluciones de Ftalato Ácido de Potasio de concentración de DQO conocida, al mismo tiempo que las muestras.

### 3.4.3 Determinación de la fracción soluble no biodegradable, $S_i$

Se realizó la medición de la DQO soluble del efluente, para determinar la fracción soluble no biodegradable, ( $S_i$ ). Alternativamente se realizó la misma determinación utilizando la muestra del sobrenadante del licor mixto, que como ya se mencionó fue aireada previamente durante 24 horas. Se consideró que después de 1 día, el sustrato soluble de tipo  $S_s$  esta totalmente agotado de forma que al medir la DQO soluble se obtiene directamente  $S_i$ . La segunda forma de medir  $S_i$  a partir del licor mixto aireado permite verificar la medición directa a partir del efluente

### 3.4.4 Determinación de la fracción soluble fácilmente biodegradable, $S_s$

Se obtuvo  $S_s$  de la ecuación 3.3 por diferencia entre la DQO soluble del influente y el componente  $S_i$ .

$$S_s = DQO_{\text{insol}} - S_i \dots\dots\dots(3.4)$$

### 3.4.5 Fracción particulada lentamente biodegradable, $X_s$

Para esta fracción se determinó en primer lugar la DQO biodegradable a partir de la curva de DBO ejercida en función del tiempo.

$$DQO_b = S_s + X_s \dots\dots\dots(3.5)$$

Considerando la ecuación 3.5, se puede hallar  $X_s$  por diferencia entre  $DQO_b$  y  $S_s$ . Como el termino  $S_s$  ya se determinó (sección 3.4.4), solo falta conocer  $DQO_b$ . El método para hallar ésta variable, a partir de varias pruebas de DBO se describe a continuación.

### 3.4.5.1 Análisis de la Demanda Bioquímica de Oxígeno para calcular $DQO_b$

Se determinó la DBO a 2,5,7,10 y 14 días a 20°C para las muestras del influente de ambas Plantas de tratamiento. Para la variabilidad diaria se realizó a los 2,5,7,10, y 14 días para cada una de las muestras del influente de la PTN y a los días 2,5,8, y 14 días para la PTO.

Todas las determinaciones de DBO se llevaron a cabo de acuerdo a la NMX-AA-028-SCFI para cada una de las muestras compuestas ( de 24 h o 2 h según el caso) de influente.

Después de las mediciones, se trazó la gráfica de la DBO en función del tiempo (t) y se ajustaron los datos con la ecuación clásica de la curva de DBO:

$$DBO_t = DBO_{\text{última}} (1 - e^{-kt}) \dots\dots\dots(3.6)$$

Con el ajuste de datos, se obtuvieron los valores de  $k$  y  $DBO_{\text{última}}$ . Se utilizó el programa estadístico SPSS para realizar una regresión no lineal con el método de mínimos cuadrados (Cutrera *et al.*, 1999).

Posteriormente, se calculó la  $DQO_b$  a partir de la  $DBO_{\text{última}}$ , considerando un factor de corrección ( $f_{DBO}$ ). Este factor de corrección se debe al hecho de que una parte de la  $DQO_b$  se convierte en fracción inerte con la lisis de la biomasa

$$DQO_B = \frac{1}{1 - f_{DBO}} DBO_{\text{última}} \dots\dots\dots(3.7)$$

Para  $f_{DBO}$  se tomó el valor recomendado de 0.15 por Roeleveld y Van Loosdrecht (2002)

### 3.4.5.2 Cálculo de $X_s$

Una vez calculada la  $DQO_b$ , se determinó  $X_s$  restando la fracción  $S_s$  de la ecuación 3.5

$$X_s = DQO_b - S_s \dots\dots\dots(3.8)$$

### 3.4.6 Determinación de la fracción particulada no biodegradable, $X_I$

Por último, se calculó  $X_I$  despejando esta fracción de la ecuación 3.1 para la cual el resto de los componentes así, como la  $DQO_{total}$  ya son conocidas.

$$X_I = DQO_{inf, tot} - (S_S + S_i + X_S) \dots\dots\dots(3.9)$$

### 3.5 PARÁMETROS CINÉTICOS Y ESTEQUIOMÉTRICOS, ASM1

#### 3.5.1 Determinación del rendimiento heterotrófico $Y_h$

Se determinó utilizando un reactor batch con agua filtrada (0.45  $\mu\text{m}$ ) levemente sembrada (Henze *et al.*, 1987). Se removieron alícuotas periódicamente para determinar la DQO soluble y la DQO total. El coeficiente estequiométrico se calculó con:

$$DQO_{\text{Celular}} = DQO_{\text{total}} - DQO_{\text{soluble}} \dots \dots \dots (3.10)$$

$$Y_h = \frac{DQO_{\text{Celular}}}{DQO_{\text{Soluble}}} \dots \dots \dots (3.11)$$

Se repitió el calculo para cada intervalo de tiempo y se obtuvo un promedio, o se toma la pendiente de la curva de  $DQO_{\text{celular}} = f(DQO_{\text{soluble}})$ .

#### 3.5.2 Coeficiente de decaimiento heterotrófico, $b_h$

Se determinó utilizando un reactor batch (5 L) con aireación continua y temperatura controlada (20 °C) durante 5 a 7 días. La metodología corresponde a la de Vanrolleghem *et al.* (1999). La única materia con la que se llena los bioreactores es con 700 mL de licor mezclado (en presencia de 10 mg/L de 1-alil-2-tiourea) de la planta donde provienen las muestras de aguas. Cada día, se sometió el reactor a la prueba de respirometría con el fin de medir el nivel de  $r_{O_2}$  por día.

Luego se graficó el logaritmo natural de  $r_{O_2}$  vs tiempo. La pendiente es el decaimiento tradicional,  $b'_H$  a partir del cual se calculó el  $b_H$  (modelo ASM1):

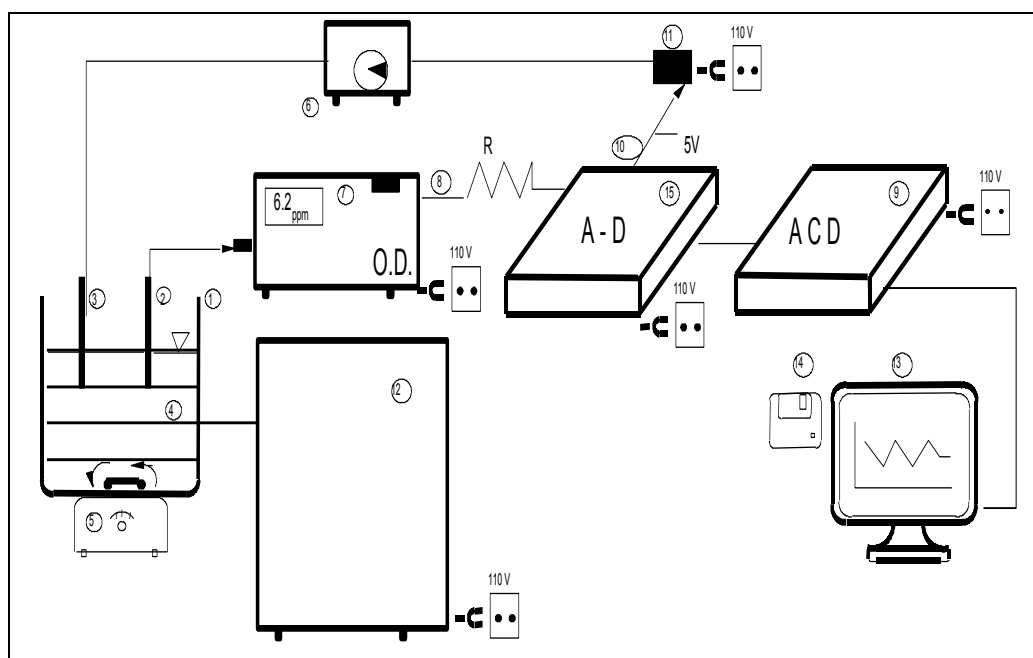
$$b_H = \frac{b'_H}{1 - Y_H(1 - f_P)} \dots \dots \dots (3.12)$$

se consideró  $f_p = 0.08$

### 3.5.3 Tasa máxima de crecimiento específico de la biomasa heterotrófica, $\mu_h$

Se aplicó el método respirométrico de Kappeler y Gujer (1992). Para éste procedimiento se añadió en cada uno de los reactores (se realizó por triplicado) 700 mL de agua residual (pre-sedimentada) con o sin siembra con el fin de funcionar a un nivel S/X alto, tal como se requiere en esta prueba, y también para evaluar la biomasa  $X_{h0}$  presente en el agua residual. Cada reactor se ajustó a 10 mg/L de tiourea. y se conectó a un respirómetro como el que se muestra en la figura 3.1, en continuo durante varias horas ( en promedio 6).

Después de calcular los valores promedio de  $ro_2$ , se graficó el respirograma correspondiente para cada determinación y se ajustó exponencialmente. La pendiente de la gráfica de  $\ln(ro_2)$  en función del tiempo corresponde a la diferencia entre  $\mu_h$  y  $b_h$ . Se calculó posteriormente el  $\mu_h$  restando el valor antes determinado de  $b_H$ .



- |  |   |
|--|---|
| 1. Reactor                               | 9. Dispositivo de adquisición y control de datos (ACD). |
| 2. Sonda de O.D.                         | 10. Canal de control del ACD                            |
| 3. Piedras difusoras de aire             | 11. Relevador   |
| 4. Dispositivo de control de temperatura | 12. Baño de control de temperatura                      |
| 5. Agitador magnético                    | 13. Computadora   |
| 6. Bomba de aire                         | 14. Software de adquisición y control de datos          |
| 7. Medidor de oxígeno                    | 15. Convertidor analógico – digital                     |
| 8. Corriente de salida (0-20 mA)         | R. Resistencia  |

Figura 1.9. Montaje del respirómetro. Fuente: (Fall, 2005)

### 3.5.4 Determinación de la biomasa heterotrófica inicial, $X_{h0}$

Los mismos datos colectados en la prueba anterior de  $\mu_h$  son los que se utilizan para calcular  $X_{h0}$ . A partir de las curva de  $\mu_h$  se determinó la biomasa heterotrófica inicial con la formula propuesta por de Kappeler y Gujer (1992).

$$X_{h0} = r_{O_2,0} \cdot \left[ \left( \frac{1-Y_h}{Y_h} \right) \mu_h + (1-f_p) b'_h \right]^{-1} \dots\dots\dots 3.13$$

En ésta ecuación  $r_{O_2,0}$  = tasa respirométrica al tiempo t = 0

Es importante notar que las ecuaciones de  $r_{O_2}$  en las determinaciones tanto de  $b_h$  como de  $\mu_h$ , son basados en el modelo ASM1 modificado en:

Considera solo los procesos heterótrofos aerobios

Utiliza la respiración endógena en lugar de la muerte-regeneración para el decaimiento.

### 3.5.5 Materia orgánica fácilmente biodegradable, $S_s$

La determinación de esta fracción por respirometría, se realizó siguiendo el procedimiento propuesto por Ekama *et al.* (1989). A partir de un S/X inicial bajo, esto se logró utilizando 450 mL agua residual y 250 mL de licor mixto, el cual fue lavado tres veces con agua de la llave y resuspendido, también se adicionó tiurea (10 mg/L)

Esta prueba se realizó en continuo por triplicado. Se determinaron las velocidades de consumo de oxígeno, mediante  $r_{O_2}$  en continuo durante 2 a 3 horas en promedio. Después de calcular los valores promedio de  $r_{O_2}$ , se graficó el respirograma correspondiente para cada determinación. De la gráfica, se calcula  $S_s$  como:

$$S_s = \frac{\Delta O_2}{1-Y_h} \dots\dots\dots 3.14$$

Donde:

$\Delta O_2$  = representa la cantidad de  $O_2$  consumido durante la prueba y se obtiene a partir del área bajo la curva de  $r_{O_2}$ , calculada con el Software ORIGIN.

## 4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### 4.1 CARATERIZACIÓN FISICOQUÍMICA

#### 4.1.1 pH

El pH es un parámetro químico importante para el proceso de lodos activados y el valor óptimo varia desde 6.5 hasta 8.5 (Eckenfelder,1992), en la tabla 4.1 se puede observar los valores de pH, promedio y desviaciones estándar de las muestras analizadas en las dos plantas de estudio.

Tabla 4.1 Valores de pH en los influentes de las Plantas

Muestra*	P.Norte	P. Oriente
1	8.80	7.55
2	7.72	7.76
3	9.00	7.49
4	8.64	7.58
5	9.13	7.58
6	8.77	7.52
7	7.65	6.93
<b>promedio</b>	<b>8.53</b>	<b>7.49</b>
<b>DE</b>	<b>0.60</b>	<b>0.26</b>
<b>CV%</b>	<b>0.07</b>	<b>0.03</b>

\*muestras compuestas diarias

Conocer el intervalo de variación de pH permite delimitar las condiciones para la determinación de los parámetros en cualquier estudio de caracterización. Los valores promedio de pH de las dos plantas se encuentran dentro del rango óptimo, sin embargo en la figura 4.1, se observan valores individuales fuera de rango, para el caso de la PTN,

Las aguas de la PTN tienen un pH mayor y relativamente diferente a la PTO, según el rango óptimo de pH, los valores de la PTO están dentro. No obstante, los valores de hasta 9.1 en la PTN no esta lejos del intervalo. Por lo anterior se considera lo siguiente:

- Con la diferencia marcada entre los pH de la dos plantas, se puede esperar que las aguas tratadas, no sean similares.
- Las constantes cinéticas y fracciones de DQO podrían ser diferentes.

Es importante resaltar que para efectuar las pruebas respirometricas, el valor de pH de las muestras no se ajustó. Lo anterior debido a que los valores no se encuentran muy lejos



del intervalo óptimo. Por otro lado, sin correcciones, las constantes que se obtuvieron en éste estudio, fueron más representativas.

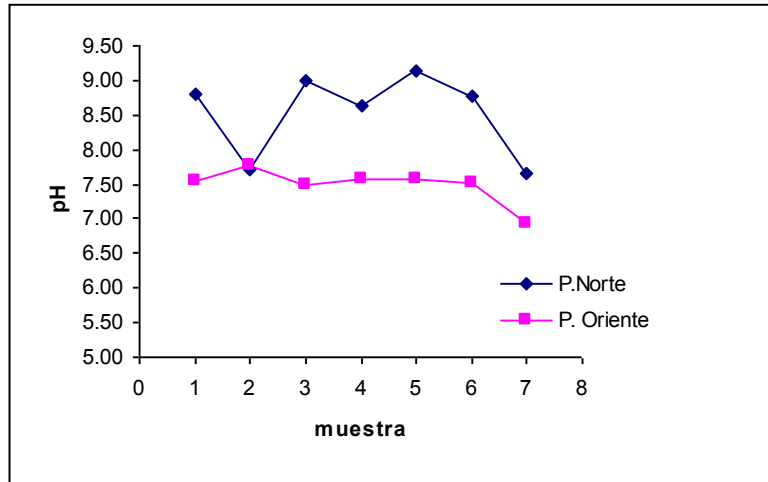


Figura 4.1 Valores de pH de las muestras en estudio

En cuanto a la variación se observa en la figura 4.1 que el pH en la PTN es muy fluctuante en comparación con la PTO, que es relativamente constante, y esto se ve reflejado en la desviación estándar y coeficiente de variación, los cuales son de 0.26 y 0.03 respectivamente.

#### 4.1.2 Fraccionamiento de la DQO (STOWA)

##### 4.1.2.1 $DQO_{total}$

De acuerdo a la metodología descrita en el capítulo anterior se determinó en primer lugar la DQO total de cada una de las muestras del influente de la PTN y PTO, los resultados de todas las muestras, se presentan en las tablas 4.3 y 4.4

Tabla 4.2 DQO<sub>total</sub> de la PTN durante el período del 1 al 7 de febrero de 2006

DQO <sub>total</sub> mg/L							
	M 1 MIÉRCOLES	M 2 JUEVES	M3 VIERNES	M4 SÁBADO	M5 DOMINGO	M6 LUNES	M7 MARTES
	495	538	528	508	405	415	430
	497	493	540	511	417	542	431
	495	495	529	510	404	501	435
<b>media</b>	<b>496</b>	<b>509</b>	<b>532</b>	<b>510</b>	<b>409</b>	<b>486</b>	<b>432</b>
<b>DE</b>	1	25	7	2	7	65	3

Tabla 4.3 DQO<sub>total</sub> de la PTO durante el período del 18 al 24 de abril de 2006

DQO <sub>total</sub> mg/L							
	M 1 MARTES	M 2 MIÉRCLES	M3 JUEVES	M4 VIERNES	M5 SÁBADO	M6 DOMINGO	M7 LUNES
	532	542	543	538	578	341	476
	530	533	540	520	566	346	480
	521	528	541	522	562	348	479
<b>media</b>	<b>528</b>	<b>534</b>	<b>541</b>	<b>527</b>	<b>569</b>	<b>345</b>	<b>478</b>
<b>DE</b>	6	7	2	10	8	4	2

El resumen de los promedios de ambas plantas se presentan en la tabla 4.4, observándose una media de 482 y 503 mg/L de DQO<sub>total</sub> para la PTN y PTO respectivamente. También se aprecia una mayor variación en los valores de la PTO, como lo muestra el valor de la desviación estándar. No hay diferencia significativa entre los valores de DQO promedio de las dos plantas.

Tabla 4.4 Resumen de la DQO<sub>total</sub> de las plantas en estudio

MUESTRA	P.NORTE	P.ORIENTE	MUESTRA
	DQO <sub>TOTAL</sub> (mg/L)		
M1 MIÉRCOLES	496	528	M1 MARTES
M2 JUEVES	509	534	M2 MIÉRCOLES
M3 VIERNES	532	541	M3 JUEVES
M4 SÁBADO	510	527	M4 VIERNES
M5 DOMINGO	409	569	M5 SÁBADO
M6 LUNES	486	345	M6 DOMINGO
M7 MARTES	433	480	M7 LUNES
<b>MEDIA</b>	<b>482</b>	<b>503</b>	<b>MEDIA</b>
<b>DE</b>	<b>45</b>	<b>75</b>	<b>DE</b>
<b>MIN</b>	<b>409</b>	<b>345</b>	<b>MIN</b>
<b>MÁX</b>	<b>532</b>	<b>569</b>	<b>MÁX</b>
<b>CV(%)</b>	<b>9.3</b>	<b>14.8</b>	<b>CV(%)</b>

Para poder observar mejor el comportamiento de estas plantas se procedió a graficar los promedio de los análisis (tabla 4.4), la cual se representa en la figura 4.2. La  $DQO_{total}$  mínima se registra el día domingo en las dos plantas (409 y 345 mg/L). Los niveles obtenidos el día sábado son comparables a los días de mayor carga entre semana.

Entre las dos plantas, las concentraciones se recuperan del mínimo (registrado el domingo) a más tardar el martes, momento a partir del cual se mantienen casi constantes hasta el sábado.

De manera general, se puede observar que el perfil de variabilidad de la  $DQO_{total}$ , de un día a otro, es relativamente constante en el influente de las dos plantas.

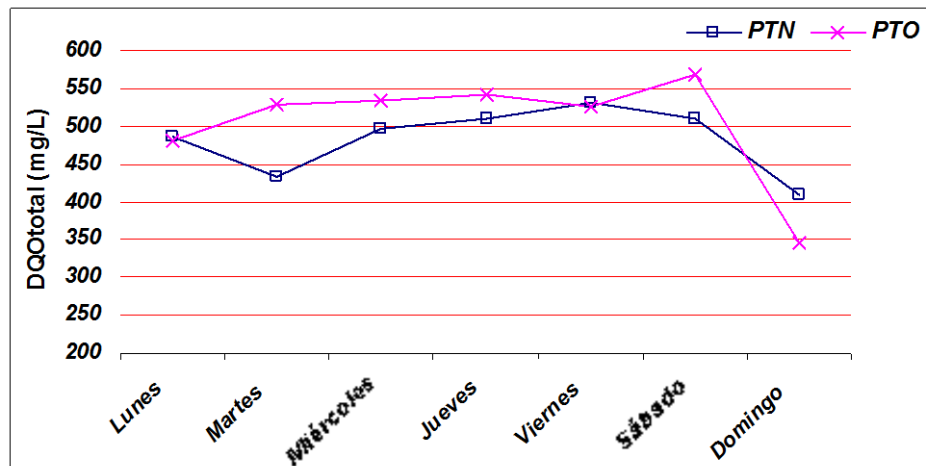


Figura 4.2 Variación de la  $DQO_{total}$  de la PTN y PTO durante los diferentes períodos de muestreo.

En lo que respecta a la variabilidad diurna los resultados de las muestras se presentan gráficamente en la figura 4.3.

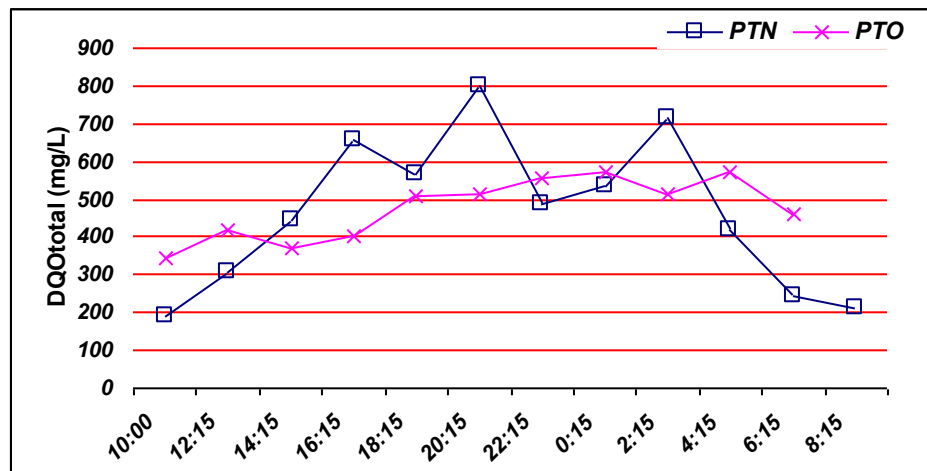


Figura 4.3. Variabilidad diurna de la  $DQO_{Total}$  de las plantas en estudio

Los valores de  $DQO_{Total}$  obtenidos para cada una de las muestras manifiestan una importante variación como se muestra en la figura 4.3, observando que la carga orgánica aumenta a medida que transcurre el día y desciende conforme llega la madrugada del día siguiente. Lo anterior conforme transcurre el día las diversas actividades humanas aumentan generándose gran cantidad de residuos (orgánicos e inorgánicos) que son eliminados a través del agua, los cuales pueden ser químicamente oxidables. Las  $DQO$  mínimas se registraron entre las 8:00 y 10:00 de la mañana, mientras que los máximos se alcanzaron a las 20:15 h. y entre 2:00 y 4:00 de la madrugada.

Por otro lado, en la figura 4.3, también se nota que la PTN presenta una importante variación cada 2 h, mientras que en la PTO, los cambios son menos bruscos.

Además, en la figura 4.3 también se nota claramente que en la PTN presenta una importante variación cada 2 horas, mientras que en la PTO se puede asumir una variación de cada 4 horas. En la PTN las diferencias de  $DQO_{Total}$  es discontinua, mientras que en la PTO lo es continua.

4.1.2.2 DQO<sub>soluble</sub>

Los resultados de la DQO<sub>soluble</sub> de influente se presentan en las tablas 4.5 y 4.6.

Tabla 4.5 DQO<sub>soluble</sub> de la PTN durante el período del 1 al 7 de febrero de 2006

DQO <sub>soluble</sub> mg/L							
	M 1 MIÉRCOLES	M 2 JUEVES	M 3 VIERNES	M 4 SÁBADO	M 5 DOMINGO	M 6 LUNES	M 7 MARTES
	200	193	196	194	162	120	171
	204	175	200	196	146	160	180
	201	234	190	190	179	149	179
<b>media</b>	<b>202</b>	<b>201</b>	<b>195</b>	<b>193</b>	<b>162</b>	<b>143</b>	<b>177</b>
<b>DE</b>	<b>2</b>	<b>25</b>	<b>4</b>	<b>2</b>	<b>13</b>	<b>17</b>	<b>4</b>

Tabla 4.6 DQO<sub>soluble</sub> de la PTO durante el período del 18 al 25 de abril de 2006

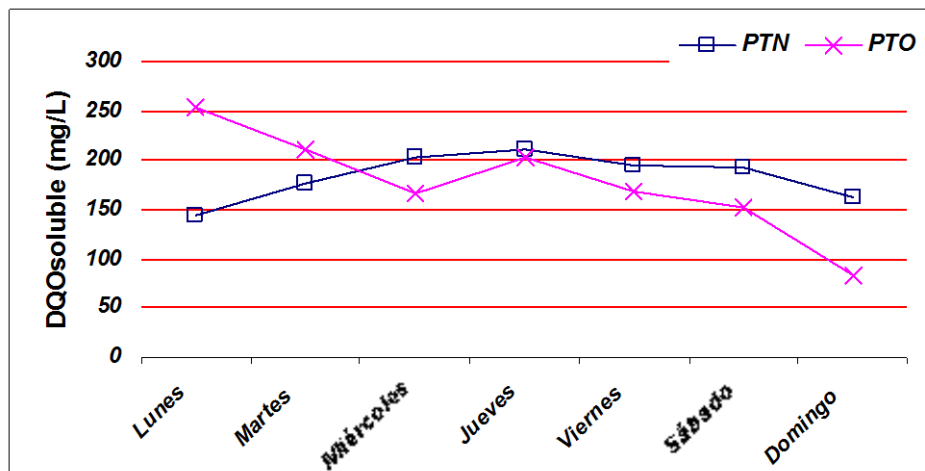
DQO <sub>soluble</sub> mg/L							
	M 1 MARTES	M 2 MIÉRCLES	M 3 JUEVES	M 4 VIERNES	M 5 SÁBADO	M 6 DOMINGO	M 7 LUNES
	210	167	203	167	152	84	248
	212	168	204	166	151	83	255
	211	166	203	170	153	83	255
<b>media</b>	<b>211</b>	<b>167</b>	<b>203</b>	<b>168</b>	<b>152</b>	<b>83</b>	<b>253</b>
<b>DE</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>0</b>	<b>2</b>	<b>1</b>	<b>0</b>	<b>3</b>

En la tabla 4.7 se muestra el resumen de la DQO<sub>soluble</sub> de ambas plantas, observando, la misma tendencia que se presenta en la DQO<sub>total</sub>, en las dos plantas ya que la variación de la PTO presenta un coeficiente de variación de 30.3 y una desviación estándar de 54, en los que respecta a la PTN su comportamiento es más constante.

Tabla 4.7 Resumen de la  $DQO_{\text{soluble}}$  de la PTN y PTO

MUESTRA	P.NORTE	P.ORIENTE	MUESTRA
	$DQO_{\text{SOLUBLE}}$ (mg/L)		
M1_MIÉRCOLES	202	211	M1_MARTES
M2_JUEVES	210	167	M2_MIÉRCOLES
M3_VIERNES	195	203	M3_JUEVES
M4_SÁBADO	193	168	M4_VIERNES
M5_DOMINGO	162	152	M5_SÁBADO
M6_LUNES	143	83	M6_DOMINGO
M7_MARTES	177	253	M7_LUNES
<b>MEDIA</b>	<b>183</b>	<b>177</b>	<b>MEDIA</b>
<b>DE</b>	<b>24</b>	<b>54</b>	<b>DE</b>
<b>MIN</b>	<b>143</b>	<b>83</b>	<b>MIN</b>
<b>MÁX</b>	<b>210</b>	<b>253</b>	<b>MÁX</b>
<b>CV(%)</b>	<b>13.0</b>	<b>30.3</b>	<b>CV(%)</b>

Como se puede observar en la figura 4.4 la  $DQO_{\text{soluble}}$  de la PTN presenta un comportamiento relativamente constante y conforme avanza el tiempo (días) la disminución de la materia soluble se mantiene casi constante, a diferencia de la PTO, en la cual los valores fluctúan entre 83 y 253 mg/L.

Figura. 4. 4 Variación de la  $DQO_{\text{soluble}}$  de PTN y PTO durante los períodos de muestreo.

La variación diaria de La  $DQO_{soluble}$  de ambas plantas se muestra en la figura 4.5, presentando valores de  $DQO_{soluble}$  similares tanto para la PTN como para la PTO.

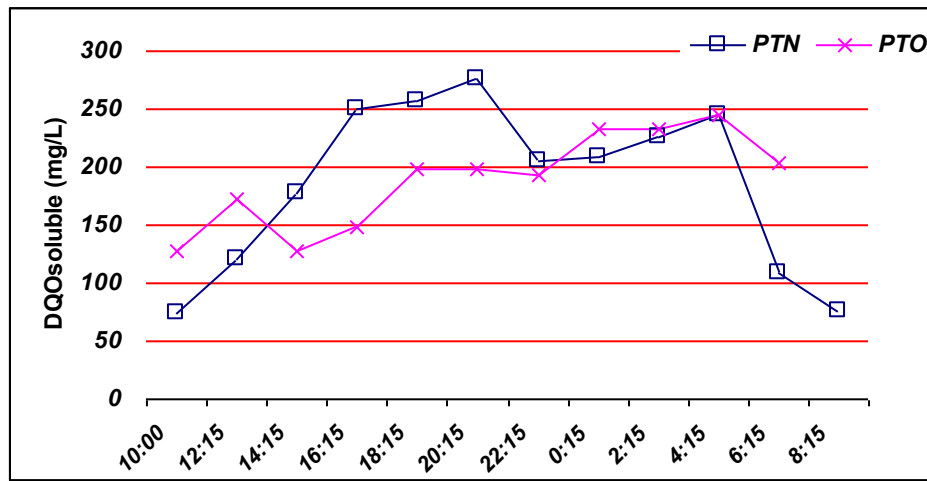


Figura 4.5. Variabilidad diurna de la  $DQO_{soluble}$  de las plantas en estudio

Los máximos y mínimos de  $DQO_{soluble}$  ocurren en los mismos intervalos de tiempo que para la  $DQO_{total}$

#### 4.1.2.3 $DQO$ particulada total

Según la ecuación 2.2 la  $DQO_{total}$  es la suma de la  $DQO_{soluble}$  y  $DQO_{particulada}$ . Los resultados se muestran en las tablas 4.8 y 4.9.

Tabla 4.8  $DQO_{Total}$ ,  $DQO_{Soluble}$  y  $DQO_{Particulada}$  del influente de la PTN durante el período del 1 al 7 de febrero de 2006

Muestra	$DQO_{total}$	$DQO_{soluble}$	$DQO_{particulada}$ = $DQO_{total} - DQO_{soluble}$
	mg/L		
M1 MIÉRCOLES	496	202	294
M2 JUEVES	509	201	308
M3 VIERNES	532	195	337
M4 SÁBADO	510	193	316
M5 DOMINGO	409	162	246
M6 LUNES	486	143	343
M7 MARTES	433	177	256
<b>MEDIA</b>	<b>482</b>	<b>183</b>	<b>300</b>
<b>DE</b>	<b>45</b>	<b>24</b>	<b>37</b>
<b>MIN</b>	<b>409</b>	<b>143</b>	<b>246</b>
<b>MÁX</b>	<b>532</b>	<b>210</b>	<b>343</b>
<b>CV(%)</b>	<b>9.3</b>	<b>13.0</b>	<b>12</b>

Tabla 4.9 DQO<sub>Total</sub>, DQO<sub>Soluble</sub> y DQO<sub>Particulada</sub> del influente de la PTO durante el período 18 al 25 de abril de 2006.

Muestra	DQO <sub>total</sub>	DQO <sub>soluble</sub>	DQO <sub>particulada</sub> = DQO <sub>total</sub> - DQO <sub>soluble</sub>
	mg/L		
M1 MARTES	528	211	317
M2 MIÉRCOLES	534	167	367
M3 JUEVES	541	203	338
M4 VIERNES	527	168	359
M5 SÁBADO	569	152	417
M6 DOMINGO	345	83	262
M7 LUNES	480	253	227
<b>MEDIA</b>	<b>503</b>	<b>177</b>	<b>327</b>
<b>DE</b>	<b>75</b>	<b>54</b>	<b>65</b>
<b>MIN</b>	<b>345</b>	<b>83</b>	<b>227</b>
<b>MÁX</b>	<b>569</b>	<b>253</b>	<b>417</b>
<b>CV(%)</b>	<b>14.8</b>	<b>30.3</b>	<b>20</b>

En las aguas residuales municipales de Toluca, la DQO<sub>soluble</sub> representa en promedio 35 a 38% de la DQO<sub>total</sub>.

Los resultados obtenidos de la PTN presentan valores de DQO<sub>particulada</sub> entre 246 y 343 mg/L, con un valor promedio de 327, para el caso de la PTO el valor mínimo y máximo es de 227 y 471 mg/L, como es de esperarse esto se ve reflejado el coeficiente de variación, en donde el valor de la PTN es de 12% y de 20% para la PTO

En la figura 4.6 se presentan gráficamente los datos obtenidos de los resultados de la mediciones de la carga orgánica medida en DQO del influente de la PTN, observándose una misma tendencia.



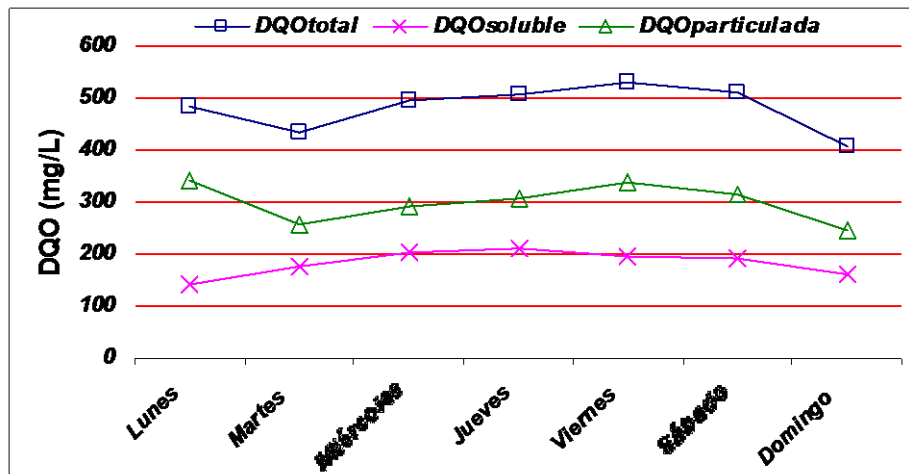


Figura 4.6 Variación de la concentración de la  $DQO_{total}$ ,  $DQO_{Soluble}$  y la  $DQO_{Particulada}$  de la PTN

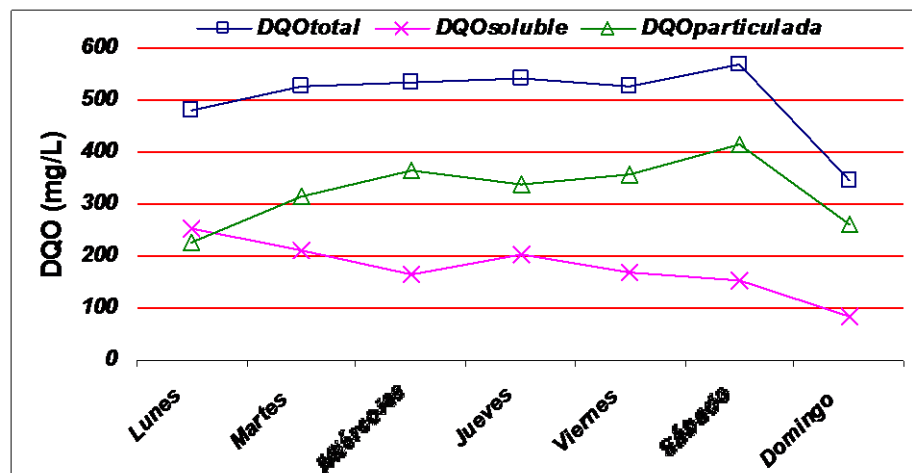


Figura 4.7 Variación de la concentración de la  $DQO_{total}$ ,  $DQO_{Soluble}$  y la  $DQO_{Particulada}$  de la PTO

Como se puede observar en las figuras 4.6 y 4.7 en los dos casos se presenta una concentración casi constante en lo que se refiere a la  $DQO_{particulada}$ , siendo la  $DQO_{soluble}$  la que presenta una mayor fluctuación. Sin embargo, en el último muestreo en la PTO se observó que la  $DQO_{soluble}$  y  $DQO_{particulada}$  presentan una concentración muy semejante, esto puede ser atribuido a la disolución de la materia particulada dado que el valor de pH disminuyó además de que el proceso presentaba problemas con la concentración de

detergentes, ocasionando probablemente que una cantidad considerable de materia orgánica no degradable.

La variación diurna de la  $DQO_{\text{Particulada}}$  se presenta en la figura 4.8, en la cual se puede observar que la concentración  $DQO_{\text{Particulada}}$  en la PTO tiende a ser más constante que en el caso de la PTN, donde se incrementa durante el día y decrece al final de éste, mientras que en la PTN su comportamiento es discontinuo.

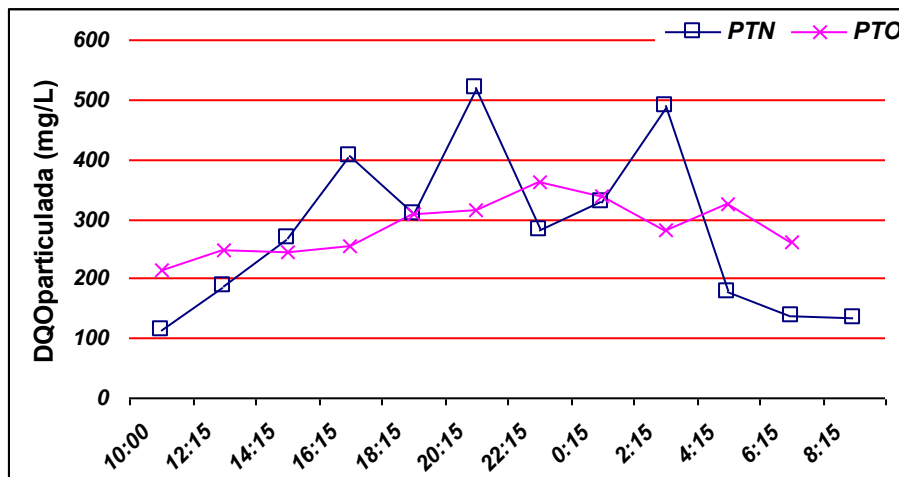


Figura 4.8. Variación DIURNA de la  $DQO_{\text{Particulada}}$

Con las gráficas de DQO, se puede pensar que la composición del agua residual que reciben ambas Plantas de Tratamiento es muy similar a pesar de los diferentes sistemas de alcantarillado que alimentan a cada planta y de la ubicación y tipo de poblaciones que hacen uso de dichos sistemas para desechar su agua residual. Las diferencias que se notaron entre los valores de pH, no se observó entre las DQO.

Sin duda el conocimiento de estos componentes es importante en la comprensión y el modelado de los sistemas de lodos activados como el ASM1 pues permiten predecir el tiempo necesario en cada una de las fases del tratamiento para que éste se lleve de manera satisfactoria, teniendo cuidado en la porción particulada biodegradable puesto que en su degradación se requiere un proceso de hidrólisis para convertir la materia orgánica en sustrato fácilmente biodegradable.

4.1.2.4 Fracciones de DQO<sub>inerte</sub>,  $S_i$ 

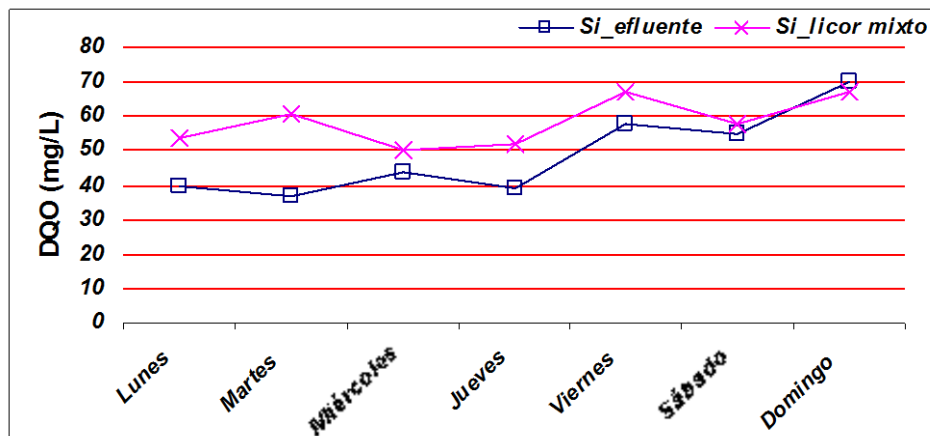
La DQO<sub>soluble</sub> del efluente tratado representa la concentración de la materia soluble inerte (fracción  $S_i$ ). Esta fracción se determinó mediante pruebas de DQO a las muestras compuestas de 24h del efluente tratado, y paralelamente al sobrenadante del licor mixto aireado y sedimentado durante 24h. Los resultados de ambas pruebas se presentan en la tabla 4.10, figuras 4.9 y 4.10.

Tabla 4.10  $S_i$  con DQO efluente y sobrenadante de Licor Mixto

Muestra	Toluca Norte		Toluca Oriente	
	$S_{i\_efluente}$	$S_{i\_licor\ mixto}$	$S_{i\_efluente}$	$S_{i\_licor\ mixto}$
Lunes	40	54	74	*
Martes	37	61	83	67
Miércoles	44	50	114	90
Jueves	39	52	95	70
Viernes	58	67	83	53
Sábado	55	58	85	75
Domingo	70	67	82	74
<b>media</b>	<b>49</b>	<b>58</b>	<b>88</b>	<b>72</b>
<b>DE</b>	<b>12</b>	<b>7</b>	<b>13</b>	<b>12</b>
<b>C.V%</b>	<b>25</b>	<b>12</b>	<b>15</b>	<b>17</b>
<b>mín-máx</b>	<b>37-70</b>	<b>52-67</b>	<b>74-114</b>	<b>53-90</b>

\*no determinado

Primero, se puede, comparar entre sí los valores de  $S_i$  promedio según los dos métodos (efluente vs licor mixto). Se obtuvo 49 y 58 mg/L en la PTN contra 88 y 72 mg/L en la PTO

Figura 4.9 Fracción  $S_{i\_efluente}$  y  $S_{i\_Licor\ mixto}$  de la PTN

La diferencia de los valores entre un método y otro en la PTN (Figura 4.9) es del orden de 10 mg/L, cantidad relativamente pequeña en términos de DQO. Por lo anterior se puede considerar el valor de  $S_i$  obtenido del efluente como apropiado (49 mg/L)

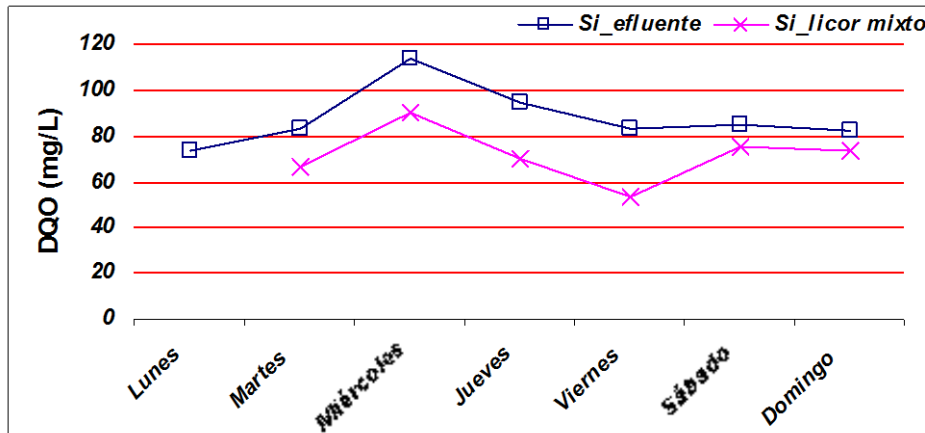


Figura 4.10 Fracción  $S_{i\_efluente}$  y  $S_{i\_Licor\ mixto}$  de la PTO

En cuanto a la PTO, (Figura 4.10), el valor medido en el efluente es casi 20 mg/L más alto que el valor en el licor mixto aireado, mostrando que, posiblemente, el efluente tratado de la planta todavía contiene una pequeña fracción soluble biodegradable.  $S_i$ , en este caso es representado mejor por la medición en el licor mixto (72 mg/L).

Segundo, se puede notar que la  $DQO_{inerte}$  soluble en la PTO (72 mg/L) es relativamente más alta que la PTN (58 mg/L), lo que posiblemente deriva de la diferencia entre las zonas drenadas. La PTN presenta un coeficiente de variación de 12% en el efluente y de 7% en el licor mixto. Para la PTO este coeficiente de variación es de 15% y de 17% para el efluente y licor mixto.

La determinación del  $S_i$  a partir del licor mixto permitió comprobar que al aclimatar y airear los lodos durante cierto tiempo, los microorganismos consumen toda la materia orgánica quedando al final únicamente la fracción inerte, tal como sucedió en la PTO. Sin embargo para efectos de cálculos se procedió con el  $S_i$  del efluente. Aún cuando para la PTO, era más recomendable usar el valor de DQO medido en el licor, se continuó con el protocolo de la STOWA, y  $S_i$  se tomo, para efectos de cálculos siguientes, el valor medido en los efluentes de ambas plantas (49 y 88 mg/L)

Para la variabilidad diaria se calculó el  $S_i$  a partir de la muestra compuesta del efluente recolectada durante las 24 hrs de muestreo y del licor mixto (muestra puntual). Los valores obtenidos se presentan en la tabla 4.11

Tabla 4.11  $S_i$  de las PTN y PTO, variabilidad diaria

	$S_{i\_efluente}$ (mg/L)	$S_{i\_licor\ mixto}$ (mg/L)
PTN	49	51
PTO	88	89

La  $S_i$  obtenida en el sobrenadante del licor mixto es 4.8% más alta que la  $S_i$  obtenida en el efluente filtrado en el caso de la PTN, mientras que para PTO es del 1.1%. La fracción  $S_i$  obtenida para la PTO es más alta que la obtenida en la PTN, lo que muestra que la PTO recibe agua con mayor cantidad de componentes inertes. Los valores de  $S_i$  mostrados en la tabla 4.11 son coherentes con los valores promedio de 49 y 88 mg/L obtenidos en la variabilidad semanal (tabla 4.10).

#### 4.1.2.5. Fracción soluble fácilmente biodegradable, $S_s$

Una vez determinada la fracción  $S_i$  y la  $DQO_{soluble}$  del influente se realizaron los cálculos para obtener la fracción de la materia fácilmente biodegradable ( $S_s$ ), mediante la ecuación 3.4

Ejemplo con la muestra 5 de la planta Toluca Norte

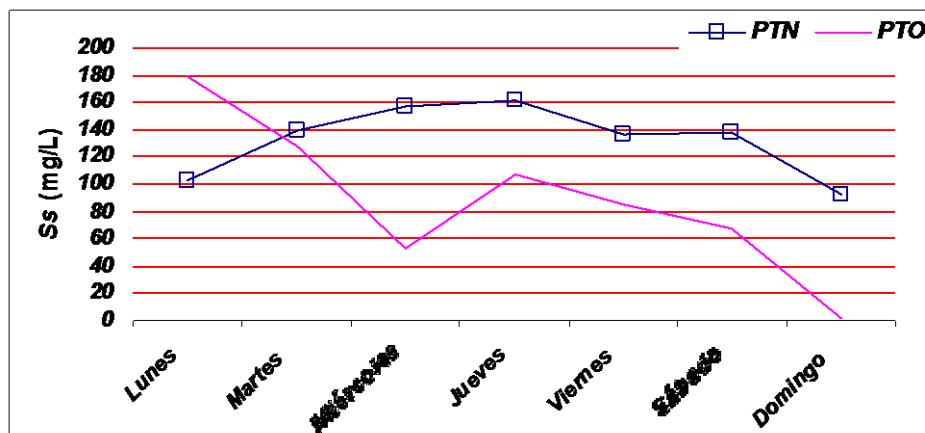
$$S_s = 162 - 70 = 92 \text{ mg/L}$$

La fracción  $S_s$  para las muestras de las Plantas Toluca Norte y Oriente se presentan a continuación en la tabla 4.12

Tabla 4.12  $S_s$  de la PTN y PTO

Muestra	Toluca Norte	Toluca Oriente
	$S_s$ (mg/L)	
Lunes	103	179
Martes	140	128
Miércoles	158	53
Jueves	162	108
Viernes	137	85
Sábado	138	67
Domingo	92	1
media	133	89
DE	26	57
C.V%	20	64
mín-máx	91-158	1-128

En los resultados de  $S_s$  de la PTN se observa un valor promedio de 133 mg/L, con un coeficiente de variación de 20% y concentraciones entre 91 y 158 mg/L. Para la PTO, la muestra 6, correspondiente al domingo presenta un valor muy singular, ( $S_s$  de solo 1 mg/L), éste valor no será tomado en consideración en los cálculos del fraccionamiento de la DQO.

Figura 4.11 Fracción fácilmente biodegradable ( $S_s$ ) de la PTN y PTO

En la figura 4.11 se observa la variación de la fracción rápidamente biodegradable  $S_s$  por el método de la STOWA, la cual de manera general, tiende a disminuir. Así mismo, la PTN presenta mayores valores de  $S_s$  y menores valores de  $DQO_{\text{soluble}}$ . En general los

valores más bajos de  $S_s$  se presentan en los fines de semana, siguiendo con el padrón de la  $DQO_{total}$

4.1.2.6 Fracción particulada lentamente biodegradable,  $X_s$   
(muestras compuestas)

La fracción lentamente biodegradable,  $X_s$  la cual se sabe que está compuesta por partículas, coloidales y materia orgánica compleja, la cual sufre una hidrólisis con ayuda de las enzimas para posteriormente ser absorbidas. Se calculó determinando la  $DQO_b$  a partir de la curva de DBO ejercida en función del tiempo, de acuerdo a la ecuación 3.5

$$DQO_b = S_s + X_s \dots \dots \dots (3.5)$$

Para aplicar ésta fórmula se requiere conocer previamente la  $DQO_b$

4.1.2.6.a Demanda Bioquímica de Oxígeno

Los resultados de las diferentes mediciones de DBO para cada una de las muestras de la Plantas en estudio se presentan en la tablas 4.13 y 4.14

Tabla 4.13 DBO de la PTN durante el período del 1 al 7 de febrero de 2006

muestra	DBO <sub>2</sub>	DBO <sub>5</sub>	DBO <sub>7</sub>	DBO <sub>10</sub>	DBO <sub>14</sub>
	mg/L				
M1_MIÉRCOLES	117.0	260.5	279.0	328.9	336.6
M2_JUEVES	120.9	225.0	231.5	257.0	263.0
M3_VIERNES	161.0	206.2	225.0	278.0	364.0
M4_SÁBADO	120.0	269.0	<b>140.0</b>	257.0	261.0
M5_DOMINGO	234.0	248.0	233.0	259.0	301.8
M6_LUNES	100.0	167.6	225.0	234.3	303.0
M7_MARTES	114.4	200.0	223.9	234.0	266.4

Tabla 4.14 DBO de la PTO durante el período del 18 al 25 de abril de 2006

muestra	DBO <sub>2</sub>	DBO <sub>5</sub>	DBO <sub>7</sub>	DBO <sub>10</sub>	DBO <sub>14</sub>
	mg/L				
M1 <sub>MARTES</sub>	179.78	258.97	303.40	398.5	230.54
M2 <sub>MIÉRCOLES</sub>	156.13	213.00	261.47	282.94	<b>140.96</b>
M3 <sub>JUEVES</sub>	151.64	260.01	322.72	<b>267.074</b>	336.00
M4 <sub>VIERNES</sub>	118.36	231.54	257.31	261.62	275.93
M5 <sub>SÁBADO</sub>	117.21	242.65	247.33	*	277.04
M6 <sub>DOMINGO</sub>	141.81	204.41	253.39	<b>148.44</b>	253.39
M7 <sub>LUNES</sub>	142.02	236.71	305.08	<b>195.39</b>	414.81

\*No se llevó a cabo la lectura por incidente durante el análisis

Estos resultados muestran el comportamiento de la DBO, en el caso de PTN, solamente un resultado presentó un comportamiento atípico, y fue la muestra M4 correspondiente a la DBO<sub>7</sub>; en la PTO se presentaron más casos como el anterior: M3 (DBO<sub>10</sub>) M2 (DBO<sub>14</sub>), M6 y M7 (DBO<sub>10</sub>). Estos datos no se tomaron en cuenta para el cálculo de  $DBO_{ult}$  y  $k$ .

Con los valores de DBO en los diferentes días se trazó la curva de DBO (mg/L) vs tiempo (días); un resumen de éstas se observan en las figuras 4.12 y 4.13. Asumiendo que la prueba sigue una cinética de reacción de primer orden, pues la velocidad de la reacción es proporcional a la cantidad de materia orgánica oxidable remanente y es modificada por la presencia de microorganismos activos. Una vez que los microorganismos han alcanzado un nivel en el cual se presentan solo pequeñas variaciones, la velocidad de la reacción se controla por la cantidad de alimento utilizable por los microorganismos.

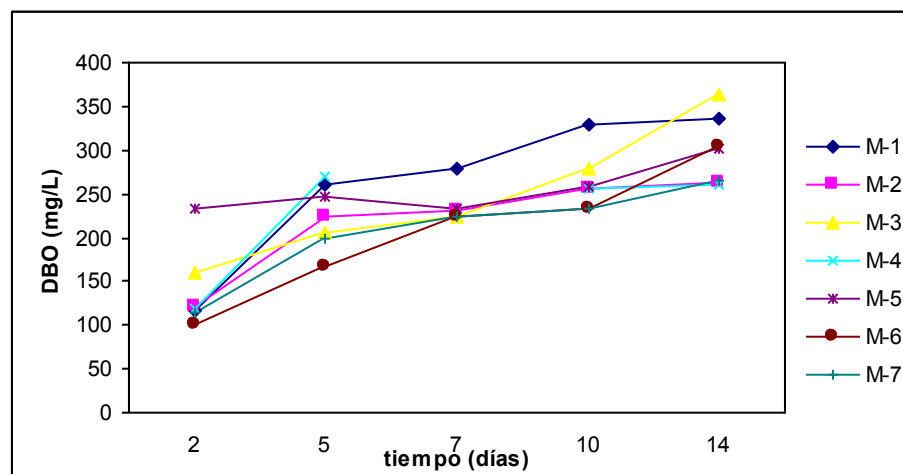


Figura 4.12 Demanda Bioquímica de Oxígeno en muestras de la PTN



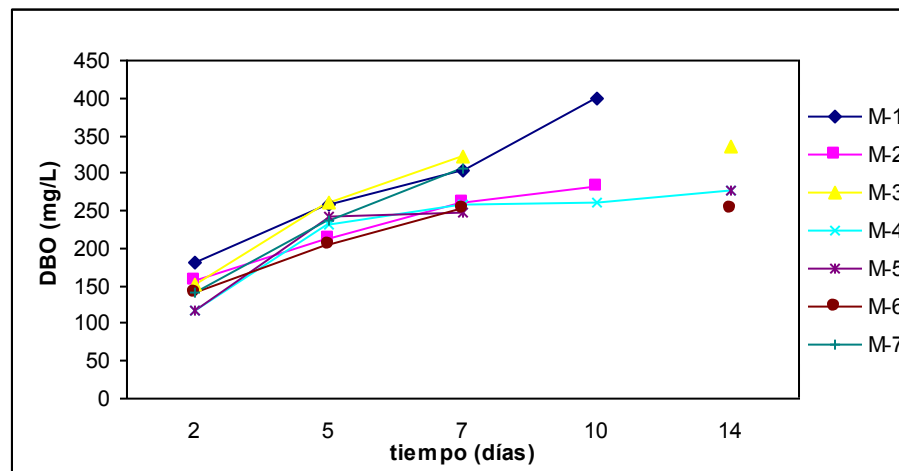


Figura 4.13 Demanda Bioquímica de Oxígeno en muestras de la PTO

En las figuras 4.12 y 4.13 se observan las gráficas de primer orden de DBO (mg/L) versus tiempo (días) de las PTN y PTO respectivamente, mostrando en general que el valor de DBO a los cinco días de la incubación presenta un salto significativo con respecto de la DBO a los dos días, es durante este tiempo que más del 50% de la materia orgánica es consumida por los microorganismos, posteriormente el aumento de la DBO es menor. Con respecto a la PTO, se encontraron varias anomalías durante esta prueba, como se aprecia en las tablas 4.13 y 4.14. Estas se pueden deber a diferentes causas, entre las cuales ya se comentó que durante el período de muestreo el proceso presentaba serios problemas con los detergentes, además de los cambios de DQO, aunado todo esto a la sensibilidad de la técnica ya que presenta varios inconvenientes, por ejemplo, si los microorganismos se adhieren a las paredes no actúan sobre la materia orgánica y pueden producir errores en la medida, por lo que es conveniente agitar la muestra. Si en el agua hay tensoactivos, éstos forman películas alrededor de los microorganismos y tampoco pueden actuar sobre la materia orgánica, al igual que en presencia de sustancias tóxicas, ya que éstas pueden inhibir la acción de los microorganismos. Cabe mencionar que la prueba de DBO fue identificada como una debilidad del protocolo de la STOWA (Sin *et al.*, 2005).

Una vez calculada la DBO de cada una de las muestras se procedió a ajustar cada una de las curvas por regresión no lineal, y con ayuda del programa estadístico SPSS, aplicando la ecuación 3.6.

$$DBO_t = DBO_{\text{última}} (1 - e^{-k \cdot t}) \dots\dots\dots(3.6)$$

El programa arroja los valores de  $k$ ,  $DBO_{\text{última}}$ , y  $R^2$  de cada una de las muestras, presentados en las tablas 4.15 y 4.16, para la PTN y PTO respectivamente.

Tabla 4.15  $DBO_{\text{última}}$  y  $k$  de la PTN

Muestra	DBOult	$k$	$R^2$
M1	354.52	0.2413	0.9845
M2	265.33	0.3363	0.9868
M3	370.35	0.1689	0.779
M4	271.35	0.3899	0.8581
M5	271.19*	0.9818*	0.3988*
M6	330.65	0.1511	0.9589
M7	268.33	0.2815	0.9829
promedio	<b>310.09</b>	<b>0.224</b>	<b>0.925</b>
DE	47.489	0.093	0.087
C.V%	15.31	35.73	9.38

- valores no considerados para efectos de cálculo

Tabla 4.16  $DBO_{\text{última}}$  y  $k$  de la PTO

Muestra	DBOult	$k$	$R^2$
M1	422.69	0.2197	0.8777
M2	281.08	0.3664	0.9136
M3	349.42	0.2946	0.9778
M4	281.77	0.3117	0.9801
M5	283.92	0.3151	0.9647
M6	257.61	0.3808	0.9452
M7	461.69*	0.1576*	0.988*
promedio	<b>312.75</b>	<b>0.315</b>	<b>0.943</b>
DE	62.07	0.06	0.041
C.V%	19.85	18.24	4.29

\*valor no considerados para efectos de cálculo

Esta determinación es crítica en el procedimiento de determinación de  $k$ , debido a que éste coeficiente presenta una gran influencia sobre la determinación de la materia orgánica inerte particulada,  $X_i$  y del substrato lentamente biodegradable,  $X_s$ .

Los valores de la  $k$ , no son utilizados en los cálculos subsecuentes, pero son útiles para futuras investigaciones en estas plantas ( $k = 0.224$  en la PTN y  $0.315$  en la PTO). Los cálculos se continúan con las  $DBO_{últimas}$

Con estos valores, se pudo calcular por fin la  $DQO_b$  con la aplicación de la ecuación 3.7

$$DQO_b = \frac{1}{1 - f_{DBO}} DBO_{última} \dots\dots\dots(3.7)$$

Así para la muestra M4 de la PTO, se tiene que

$$DBO_{última} = 281.77$$

$$k = 0.3117$$

$$f_{DBO} = 0.15$$

$$DQO_b = \frac{1}{1 - 0.15} (281.77 \text{ mg/L})$$

$$DQO_b = 239.5 \text{ mg/L}$$

Los valores de  $DQO_b$  de las muestras se pueden apreciar en la tabla 4.17 y en la figura 4.14 se observa un comportamiento análogo entre ambas plantas.

4.17  $DQO_b$  de la PTN y PTO

Muestra	$DQO_b$ (mg/L)	
	Toluca Norte	Toluca Oriente
M1	301.34	359.29
M2	225.53	238.92
M3	314.8	297.01
M4	230.65	239.5
M5	230.51	241.33
M6	281.05	218.97
M7	228.08	392.44

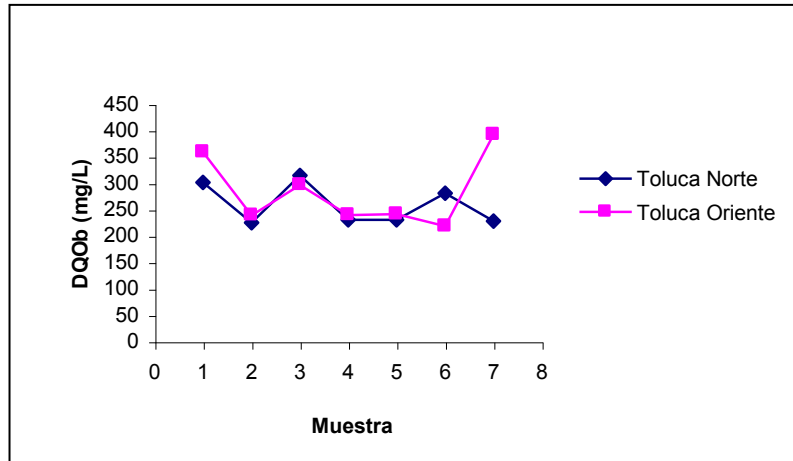


Figura 4.14 DQO biodegradable de las Plantas en estudio

El resumen estadístico de la  $DBO_{última}$ ,  $k$ , y  $DQO_b$ , se presenta en la tabla 4.18, presentando una  $k$  media de 0.224 y 0.315 para la PTN y PTO, respectivamente, estos valores se encuentran en el rango reportado en la literatura, el cual es muy amplio ya que va desde  $0.05\text{ d}^{-1}$  hasta  $0.3\text{ d}^{-1}$ , también es importante considerar que el valor de  $k$  varía significativamente con la naturaleza del agua.

Tabla 4.18. Media, DE y CV de  $DBO_{última}$ ,  $k$  y  $DQO_b$  de la PTN y PTO

	Planta Toluca Norte			Planta Toluca Oriente		
	$DBO_{última}$	$k$	$DQO_b$	$DBO_{última}$	$k$	$DQO_b$
media	305	0.224	264	312	0.315	266
DE	47.49	0.093	40	62.07	0.06	53
C.V%	15.0	35.7	15.0	19.85	18.24	19.9

La  $DBO_{última}$  representa aproximadamente la cantidad de  $DQO_b$  contenida en el agua residual, esto se puede cotejar en la tabla 4.18, en donde se observan valores de  $DBO_{última}$ , los cuales son de 305 mg/L DBO y 312 mg/L DBO para la PTN y PTO respectivamente, y ambas plantas con valores muy semejantes entre si de  $DQO_b$ .

4.1.2.6.b Cálculo de  $X_s$ 

Como se mencionó,  $DQO_b$  es la suma de la fracción fácilmente biodegradable,  $S_s$  y de la particulada lentamente biodegradable,  $X_s$ . por lo tanto una vez calculada la  $DQO_b$ , se determinó  $X_s$  restando la fracción  $S_s$

$$X_s = DQO_b - S_s \dots\dots\dots(3.8)$$

Continuando con el ejemplo de la muestra M4 de la PTO, se tiene que:

$$X_s = 239.5 \text{ mg/L} - 85 \text{ mg/L}$$

$$X_s = 154.5 \text{ mg/L}$$

Los valores de esta fracción se presentan en la tabla 4.19, en donde se observa una media de 126 mg/L DQO y de 195 mg/L DQO para la PTN y la PTO respectivamente, presentándose una desviación estándar mayor en la PTN, lo cual se refleja en el coeficiente de variación, ya que para la PTN es casi tres veces más que la PTO.

Tabla 4.19 Fracción particulada lentamente biodegradable de la PTN y PTO

Muestra	$X_s$ (mg/L)	
	Toluca Norte	Toluca Oriente
M1	143.3	231.2
M2	63.5	185.9
M3	177.8	189.0
M4	95.6	154.5
M5	138.5	174.3
M6	178.0	217.9
M7	88.0	213.4
promedio	<b>126</b>	<b>195</b>
DE	44	27
C.V%	35.54	13.83

Es importante mencionar que en un proceso de tratamiento por lodos activados, dicha fracción es de suma importancia debido a que representa la fracción de la materia orgánica que lentamente es biodegrada pues tienen que ser absorbida por los lodos y solubilizada mediante un proceso lento de hidrólisis a sustrato fácilmente biodegradable. Dicha etapa de hidrólisis es más lenta que el crecimiento heterótrofo y por lo tanto es el paso controlable del proceso de lodos activados (Orhon *et. al.*, 1999).

#### 4.1.2.7 Fracción particulada lentamente biodegradable, $X_s$ . *Variabilidad diurna*

Para calcular esta fracción se siguió la misma metodología que para las muestras compuestas, pero para efectos de cálculos se tuvo que aplicar ciertas consideraciones descritas a continuación.

##### 4.1.2.7.a *Demanda Bioquímica de Oxígeno*

Los valores de DBO a los diferentes días de medición de cada una de las muestras de la Planta Norte y de la Planta Oriente se presentan en las Tablas 4.20 y 4.21

Tabla 4.20. Valores de DBO a 20°C de la PTN, variabilidad diurna

Muestra	Hora media de recolección	DBO <sub>2</sub> (mg/L)	DBO <sub>5</sub> (mg/L)	DBO <sub>7.875</sub> (mg/L)	DBO <sub>9.875</sub> (mg/L)	DBO <sub>13.875</sub> (mg/L)
1	10:00	134.37	362.56*	159.61	255.25	224.01
2	12:15	134.44	193.13	214.11	180.55*	248.87
3	14:15	322.29*	167.93	251.82	285.34	381.42
4	16:15	510.07*	159.40	226.51	226.51	248.66
5	18:15	483.22*	205.61	297.89	310.47	327.47
6	20:15	456.38*	151.01	209.73	209.73	215.50
7	22:15	129.71	231.71*	168.22	209.00	337.36
8	0:15	134.30*	50.41	92.35	100.74	116.11
9	2:15	257.07	283.83	257.07	360.80	702.84*
10	4:15	257.07	310.59	203.56	334.48	255.55
11	6:15	67.05	402.28	134.09	264.17	330.22
12	8:15	57.58	100.92	108.61	98.21	203.45
Compuesta	9:00:9:00	28.79	265.53	292.284	-133.90	129.21

(\*) : valores omitidos en el cálculo

Tabla 4.21 Valores de DBO a 20°C de la PTO, variabilidad diurna

Muestra	Hora media de recolección	DBO <sub>2</sub> (mg/L)	DBO <sub>4.729</sub> (mg/L)	DBO <sub>7.999</sub> (mg/L)	DBO <sub>13.832</sub> (mg/L)
1	10:30	116.97	217.26	186.12	202.96
2	12:30	153.08	237.13	285.42	319.16
3	14:30	152.99	271.67	213.74	257.96
4	16:30	92.93	242.55	272.74	293.80
5	18:30	92.52	268.12	288.21	353.40
6	20:30	133.29	268.48	313.84	354.21
7	22:30	115.89	253.19	265.27	379.48
8	0:30	143.12	266.13	273.47	337.00
9	2:30	168.60	262.03	299.15	353.40
10	4:30	152.30	289.85	311.69	370.88
11	9:30	112.73	227.08	212.49	307.25
Compuesta	10:00-10:00	136.09	186.59	336.73	404.02

Se observa en los resultados valores no lógicos, los cuales se omitieron en los cálculos posteriores. Como se mencionó anteriormente la DBO es el punto débil del método de la STOWA, (Sin *et al.*, 2005). La DBO es una prueba indirecta de medición de la carga orgánica presente en una muestra de agua residual sin embargo presenta gran cantidad de desventajas en su realización, por lo que para dicha prueba y únicamente para el caso de variabilidad diurna se tomaron acciones necesarias para poder continuar con el análisis de datos.

Una de estas acciones fue calcular el coeficiente  $DBO_5/DQO_{Total}$  (Tabla 4.22) para cada una de las muestras, el cual es indicativo de la biodegradabilidad de la materia contenida en un agua residual. La DBO de una muestra de agua residual municipal como máximo representará el 80% de la  $DQO_{Total}$ . Como se muestra en la Tabla 4.22, la mayoría de los valores de los coeficientes determinados, caen dentro de este rango, sin embargo, la confiabilidad de los resultados obtenidos en la prueba de DBO no se pudo precisar únicamente con dicho coeficiente como se discute más adelante.

Tabla 4.22 Coeficientes  $DBO_5/DQO_{Total}$  de las PTN y PTO

<b>Muestra</b>	<b><math>DBO_5/DQO_{Total}</math></b>	<b>Muestra</b>	<b><math>DBO_5/DQO_{Total}</math></b>
	<b>PTN</b>		<b>PTO</b>
<b>1</b>	1.918*	<b>1</b>	0.635
<b>2</b>	0.625	<b>2</b>	0.565
<b>3</b>	0.377	<b>3</b>	0.728
<b>4</b>	0.243	<b>4</b>	0.600
<b>5</b>	0.364	<b>5</b>	0.528
<b>6</b>	0.189	<b>6</b>	0.522
<b>7</b>	0.477	<b>7</b>	0.457
<b>8</b>	0.094	<b>8</b>	0.466
<b>9</b>	0.396	<b>9</b>	0.511
<b>10</b>	0.741	<b>10</b>	0.507
<b>11</b>	1.635*	<b>11</b>	0.490
<b>12</b>	0.480	<b>Compuesta</b>	0.390
<b>Compuesta</b>	0.607		
<b>X</b>	0.398	<b>X</b>	0.546
<b>DE</b>	0.195	<b>DE</b>	8.089E-02
<b>C.V. (%)</b>	49.9	<b>C.V. (%)</b>	14.7
<b>Min.-Max.</b>	0.094-0.741	<b>Min.-Max.</b>	0.466-0.728

(\*): Valores omitidos en los calculos

Para los cálculos y resultados siguientes, únicamente se trataron los datos con un coeficiente  $DBO_5/DQO_{Total} < 0.8$ , esto con el fin de asegurar la confiabilidad de los resultados de DBO y DQO, así mismo, los datos de  $DBO_{Ultima}$ ,  $k$  y  $DQO_b$  obtenidos de la curva DBO vs t, con una linealidad ( $R^2$ )  $> 0.7$

Una vez determinados los valores de DBO en las diferentes muestras se trazó la curva de DBO (mg/L) vs tiempo (días) y realizando el ajuste descrito en la sección 4.1.2.6.a se obtuvieron los valores de  $DBO_{última}$ ,  $k$ ,  $DQO_b$  presentados en las tablas 4.23 y 4.24.



Tabla 4.23. DBO<sub>última</sub>,  $k$  y DQO<sub>b</sub> a partir de DBO<sub>13.875</sub> de la PTN, variabilidad diurna

Muestra	Hora media de recolección	DBO <sub>última</sub> (mg/L)	$k$ (días <sup>-1</sup> )	DQO <sub>b</sub> (mg/L)	R <sup>2</sup>
2	12:15	217	0.453	256	0.69
3	14:15	767*	0.049*	902*	0.99*
4	16:15	269	0.195	316	0.93
5	18:15	363	0.187	427	0.93
6	20:15	230	0.239	270	0.87
7	22:15	294*	0.204*	346*	0.47*
8	0:15	143	0.110	169	0.88
9	2:15	302*	0.913*	356*	0.21*
10	4:15	275*	1.381*	324*	0.02*
12	8:15	346	0.060	407	0.91
<b>Compuesta</b>	9:00-9:00	224	0.373	263	0.36

(\*) : valores omitidos para el cálculo

Tabla 4.24 DBO<sub>última</sub>,  $k$  y DQO<sub>b</sub> a partir de DBO<sub>13.832</sub> PTO, variabilidad diurna

Muestra	Hora media de recolección	DBO <sub>última</sub> (mg/L)	$k$ (días <sup>-1</sup> )	DQO <sub>b</sub> (mg/L)	R <sup>2</sup>
1	10:30.	205.50	0.511	241	0.77
2	12:30	318.69	0.303	374	0.99
3	14:30	250.48*	0.558*	294	0.65*
4	16:30.	312.18	0.250	367	0.93
5	18:30	376.87	0.201	443	0.93
6	20:30	366.58	0.252	431	0.98
7	22:30	403.20	0.172	474	0.93
8	0:30	330.93	0.293	389	0.94
9	2:30.	346.28	0.304	407	0.97
10	4:30	370.93	0.279	436	0.97
11	9:30	300.74	0.233	353	0.86
<b>Compuesta</b>	10:00-10:00	494.16*	0.126*	581*	0.95*

(\*) : valores omitidos para el cálculo

El por ciento de variación de los valores calculados es significativo debido a la lejanía de los datos individuales con respecto al valor medio como se observa en la Tabla 4.25.

Tabla 4.25 Media, DE y CV, de  $DBO_{Ultima}$ ,  $k$  y  $DQO_b$  de las PTN y PTO, variabilidad diaria

	Planta Norte			Planta Oriente		
	$DBO_{Ultima}$	$k$	$DQO_b$	$DBO_{Ultima}$	$k$	$DQO_b$
Media	261	0.207	307	347	0.254	408
DE	83	0.136	97	34	0.046	40
CV (%)	31	65.7	31	10	18	10

Con respecto al valor de la media de  $DBO_{última}$ ,  $k$  y  $DQO_b$  de ambas plantas de tratamiento, se puede comentar que el valor promedio de cada parámetro es muy cercano uno del otro.

Con los valores de  $DQO_b$ , se calculó la fracción  $X_s$ , para el estudio de variabilidad diaria, con el mismo procedimiento que para las muestras compuestas, los resultados se presentan en la tabla 4.26.

Tabla 4.26 Fracción  $X_s$  de las muestras aceptables de las PTN y PTO, variabilidad diaria

Muestra	PTN	PTO
	$X_s$	$X_s$
	(mg/L)	
1	*	202
2	185	291
3	*	*
4	116	306
5	220	328
6	43	321
7	*	373
8	10	245
9	*	264
10	*	279
11	*	239
12	*	381
<b>compuesta</b>	125	*

(\*)No calculado

En los valores obtenidos de dicha fracción de cada una de las muestras se puede notar en la Tabla 4.27, que en la Planta Norte existe una mayor variación entre valores individuales que en los obtenidos en la Planta Oriente. Es probable que esto derive de las incertidumbre en la mediciones de DBO.

Tabla 4.27. Media, DE y CV de la fracción  $X_s$  de la Planta Norte y de la Planta Oriente, variabilidad diurna

		Planta Norte	Planta Oriente
		$X_s$	$X_s$
Influente	Media	159	285
	DE	135	46
	CV (%)	84.9	16

#### 4.1.2.8 Fracción Particulada inerte, $X_i$

Una vez obtenidas todas las fracciones, se procedió al cálculo de la última incógnita (fracción particulada inerte) de la ecuación 3.1, despejando y obteniendo la ecuación 3.9.

$$X_i = DQO_{inf, tot} - (S_s + S_i + X_s) \dots\dots\dots(3.9)$$

Por último, con el ejemplo, para la M4 de la PTO

$$X_i = 527 - (85 + 83 + 154.5) \text{ mg/L}$$

Los resultados de fracción  $X_i$  se presentan en la tabla 4.28; en esta tabla se observa que la fracción particulada inerte de la PTN presenta una media de 174 mg/L y la PTO de 132 mg/L, con un coeficiente de variación muy alto con respecto a la PTN.

Tabla 4.28 Fracción particulada inerte,  $X_i$  de las PTN y PTO

Muestra	$X_i$	
	Toluca Norte	Toluca Oriente
M1	151	86
M2	244	181
M3	159	149
M4	221	205
M5	108	243
M6	165	44
M7	171	14
promedio	<b>174</b>	<b>132</b>
DE	45	86
C.V%	26	65

La variabilidad diurna de ambas plantas de esta última fracción se muestran la tabla 4.29 observando resultados no esperados, dado que dentro de los valores de  $X_i$  hay datos negativos, lo cual no puede ser posible, debido probablemente, a problemas con la prueba DBO, a pesar de que en el análisis de muestras compuestas utilizando el mismo protocolo del presente trabajo se obtuvieron fracciones de DQO lógicas.

Tabla 4.29. Fracción particulada inerte,  $X_i$  de las PTN y PTO: variabilidad diurna

Muestra	PTN	PTO
	$X_i$	$X_i$
	(mg/L)	
1	*	12
2	-68	-44
3	*	*
4	88	-51
5	-121	-20
6	250	-5
7	*	-8
8	157	245
9	*	94
10	*	16
11	*	47
12	*	22
<b>compuesta</b>	-15	*

(\*)No calculado

Las incoherencias notadas en la tabla 4.29, con respecto a la fracción  $X_i$ , muestran que no se ha podido obtener mediciones confiables de DBO en las muestras diurnas. Por lo que no se puede concluir sobre la variabilidad diurna de  $X_s$  y  $X_i$ . Sin embargo, las mediciones de  $S_s$  y  $S_i$ , así como las DQO particulada total, ( $X_s + X_i$ ) en muestras diurnas quedan válidas.

### 4.1.3 SÍNTESIS DE LAS FRACCIONES DE LA DQO

En ésta sección, se presenta una síntesis del fraccionamiento de la DQO (%) para las muestras compuestas de 24h. Los valores correspondientes a la variabilidad diurna se resumen en el Anexo B.

#### 4.1.3.1 Planta Toluca Norte.

Tabla 4.30 Fraccionamiento de DQO en % de PTN

Muestra	DQOinf,tot mg/L	DQO biodegradable (%)		DQO no biodegradable (%)	
		$S_s$	$X_s$	$S_i$	$X_i$
M1_MIÉRCOLES	496	32	29	9	30
M2_JUEVES	509	32	12	8	48
M3_VIERNES	532	26	33	11	30
M4_SÁBADO	510	26	19	11	43
M5_DOMINGO	409	22	34	17	27
M6_LUNES	486	21	37	8	34
M7_MARTES	436	32	20	8	39
<b>MEDIA</b>	<b>483</b>	<b>27</b>	<b>26</b>	<b>10</b>	<b>36</b>
<b>DE</b>	<b>44</b>	<b>5</b>	<b>9</b>	<b>3</b>	<b>8</b>
<b>MIN-MAX</b>	<b>409-532</b>	<b>21-32</b>	<b>12-37</b>	<b>8-17</b>	<b>27-48</b>

- ◆ El material carbonoso calculado como DQO biodegradable, el cual esta compuesto por las fracciones fácilmente y lentamente biodegradable ( $S_s$  y  $X_s$ ) suman en promedio el 53% de la DQO<sub>total</sub>.
- ◆ La fracción fácilmente biodegradable presenta valores entre 21 y 32% con una media de 27%, mientras que los valores de  $X_s$  oscilan entre 12 y 37% con un valor promedio de 26%.

- ◆ En lo que respecta a la fracción de DQO no biodegradable medida por el material soluble inerte ( $S_i$ ) y particulado inerte ( $X_i$ ) se observan valores promedios de 10% y 36% respectivamente.

#### 4.1.3.2 Planta Toluca Oriente.

Tabla 4.31 Fraccionamiento de DQO en % para las muestras tomadas durante las semana correspondiente de muestreo en la PTO

Muestra	DQOinf,tot	DQO biodegradable (%)		DQO no biodegradable (%)	
	mg/L	$S_s$	$X_s$	$S_i$	$X_i$
M1_MARTES	528	24	44	16	16
M2_MIÉRCOLES	534	10	35	21	34
M3_JUEVES	541	20	35	18	28
M4_VIERNES	527	16	29	16	39
M5_SÁBADO	569	12	31	15	43
M6_DOMINGO	345	0.3	63	24	13
M7_LUNES	480	37	44	15	3
<b>MEDIA</b>	<b>503</b>	<b>17</b>	<b>40</b>	<b>18</b>	<b>25</b>
<b>DE</b>	<b>75</b>	<b>12</b>	<b>12</b>	<b>3</b>	<b>15</b>
<b>MIN-MAX</b>	<b>409-532</b>	<b>12-24</b>	<b>29-63</b>	<b>15-24</b>	<b>3-43</b>

- ◆ El material carbonoso medido como DQO biodegradable, el cual esta compuesto por las fracciones fácilmente y lentamente biodegradable ( $S_s$  y  $X_s$ ) suman en promedio el 57% de la  $DQO_{total}$ .
- ◆ La fracción fácilmente biodegradable presenta valores entre 12 y 24% con una media de 17%, mientras que los valores de  $X_s$  oscilan entre 29 y 63% con un valor promedio de 40%.
- ◆ En lo que respecta a la fracción de DQO no biodegradable medida por el material soluble inerte ( $S_i$ ) y particulado inerte ( $X_i$ ) se observan valores promedios de 18 y 25% respectivamente.

El fraccionamiento según el protocolo de la STOWA de las dos plantas se puede resumir como se muestra en la tabla 4.32.

Tabla 4.32 Promedios de las fracciones de la DQO (%)

Fracciones de DQO, STOWA	PTN	PTO
$S_s$ (%)	27	17
$X_s$ (%)	26	40
$S_i$ (%)	10	18
$X_i$ (%)	36	25
$*X_{ho}$ (%)	10	14

\*determinada por respirometría

En la tabla 4.32 se observa una diferencia entre los promedios de las PTN y PTO en términos de porcentaje. Existe una variabilidad interna en las plantas, lo que hace difícil generalizar. Las fracciones  $X_s$  y  $S_i$ , debe tomarse con reserva, debido a los problemas encontrados en las pruebas de DBO.

## 4.2 PARAMETROS ESTEQUIMÉTRICOS Y CINÉTICOS, ASM1

### 4.2.1 Coeficiente de rendimiento heterotrófico, $Y_h$

Las pruebas realizadas para el cálculo del coeficiente de rendimiento heterotrófico,  $Y_h$ , de acuerdo a lo descrito en la parte de metodología arrojaron resultados favorables al ser comparados con los reportados en el documento original del ASM1 como se muestra más adelante. En la figura 4.15 se muestra la variación con el tiempo de la  $DQO_{Total}$ ,  $DQO_{Soluble}$  y  $DQO_{Particulada}$  obtenidos en el cálculo de  $Y_h$ . (para la muestra M15 de la PTN).

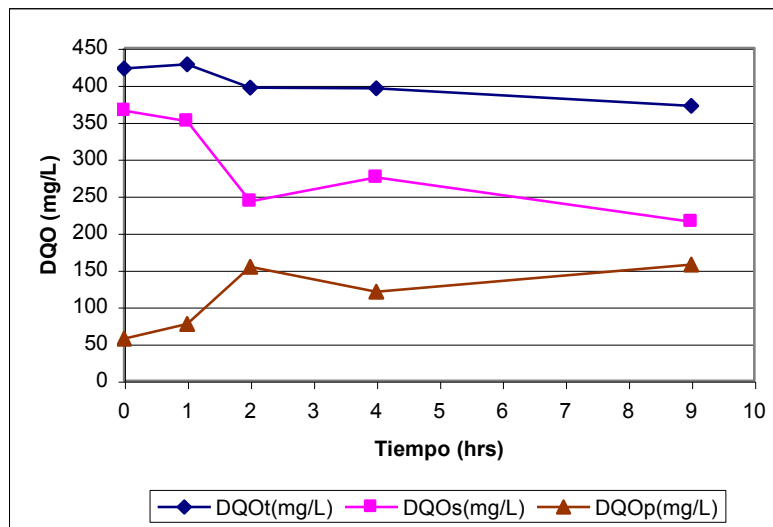


Figura 4.15 Variación en el tiempo de la  $DQO_{Total}$ ,  $DQO_{Soluble}$  y  $DQO_{Particulada}$  del efluente pre-sedimentado (M15, PTN)

La determinación de los tiempos para la toma de cada una de las muestras, para la determinación de la DQO y posteriormente de la  $Y_h$  se basó en el hecho de que debería existir una diferencia clara entre los valores de los diferentes tipos de DQO para poder apreciar el proceso de producción de biomasa con el consumo de sustrato.

En la figura 4.15 se observa como la cantidad de  $DQO_{Total}$  y de  $DQO_{Soluble}$  va disminuyendo y la  $DQO_{Particulada}$  va aumentando hasta un punto donde  $DQO_{Soluble}$  y  $DQO_{Particulada}$  llegan a un límite. Lo anterior es debido a que la biomasa utiliza inicialmente la porción soluble biodegradable para sus funciones metabólicas y una vez consumida



esta, inicia la degradación de la porción particulada biodegradable. Al mismo tiempo, de las funciones metabólicas, los microorganismos llevan a cabo su reproducción como se presenta en la cinética de Monod. Por lo anterior  $Y_h$  representa el crecimiento celular correspondiente a cierto consumo de sustrato.

Es importante mencionar que en la figura 4.15 también se puede observar que la degradación del material biodegradable terminó casi a las 2 horas.

Las determinaciones de DQO se realizaron por triplicado a cada 2 horas a una S/X baja (200mL de agua residual con 5 mL de lodo activado, ambos colectados de cada una de las Plantas en estudio). La prueba se realizó por duplicado en tres muestras del influente pre-sedimentadas de la PTN y en 2 de la PTO.

Para el cálculo de la  $y_{H_t}$ , se graficaron los valores de  $X$  vs  $S$  equivalentes a  $DQO_{Particulada}$  y  $DQO_{Soluble}$  respectivamente, como se muestra por ejemplo en la M15 de la PTN (figura 4.16); la pendiente obtenida es equivalente a  $Y_H$ .

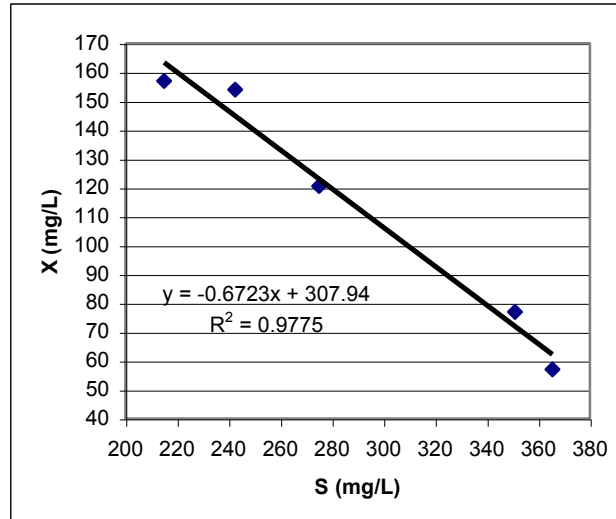


Figura 4.16. Representación de  $X$  vs  $S$  para cálculo de  $Y_h$

Los valores de la pendiente obtenidos en la gráfica tienen un valor negativo debido a que  $X$  aumenta cuando  $S$  disminuye en el sistema,  $Y_h$  el valor absoluto de la pendiente.

Los valores de  $Y_h$  obtenidos se muestran en la tabla 4.33, los cuales concuerdan con los obtenidos en estudios anteriores para ambos sistemas y con los establecidos en el documento original del ASM1, el cual establece un valor de  $0.67 \text{ mg DQO}_{\text{Celular}} / \text{mg DQO}_{\text{Oxidado}}$  a  $20^\circ\text{C}$  con un rango de 0.46-0.69 (Fall, 2005).

Tabla 4.33. Valores de  $Y_h$  para la PTN y PTO

Muestra	$Y_H$ (mg $\text{DQO}_{\text{Celular}} / \text{mg DQO}_{\text{Oxidado}}$ )	
	Planta Norte	Planta Oriente
1	0.674	0.582
1	0.672	0.620
2	0.425*	0.582
2	0.567	0.632
3	0.879*	ND
3	1.213*	ND
<b>Promedio</b>	<b>0.638</b>	<b>0.604</b>

(\*): Valores omitidos en el cálculo por su valor incongruente con respecto a lo reportado en la literatura

Se puede notar en la tabla 4.33 que los valores promedio de ambos sistemas son muy parecidos siendo  $Y_h$  de la PTN 5.6% más alto en comparación con la PTO.

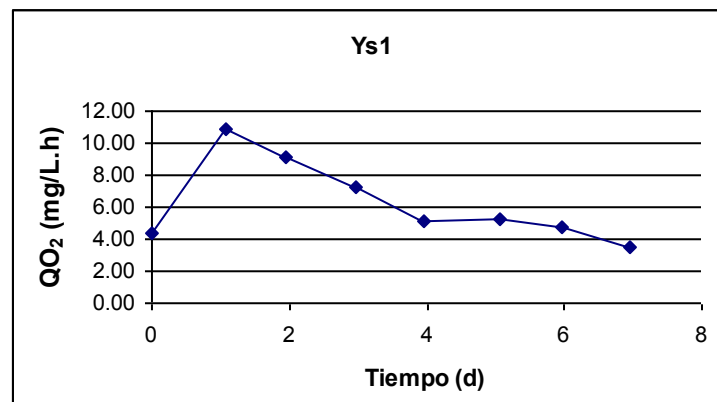
#### 4.2.2 Determinación del coeficiente de decaimiento de la biomasa heterotrófica, $b_h$

El parámetro cinético  $b_h$  fue una de las pruebas más largas, pues se dió seguimiento por más de siete días; durante la corrida la temperatura se mantuvo a  $20^\circ\text{C}$ . Para la PTN se corrieron tres muestras compuestas de diferentes días, cada una por triplicado, y para la planta Toluca Oriente se trataron cinco muestras también por triplicado. A continuación se presenta un ejemplo de la PTO (OM13), para la determinación de  $b_h$ . El resumen de las muestras analizadas se presentan en el Anexo C

1. Se calcularon los valores promedio de  $Q_{O_2}$  a partir de cada archivo cada día con varios ciclos y por triplicado, YS1, YS2 y GL1 representan cada uno de los reactores.

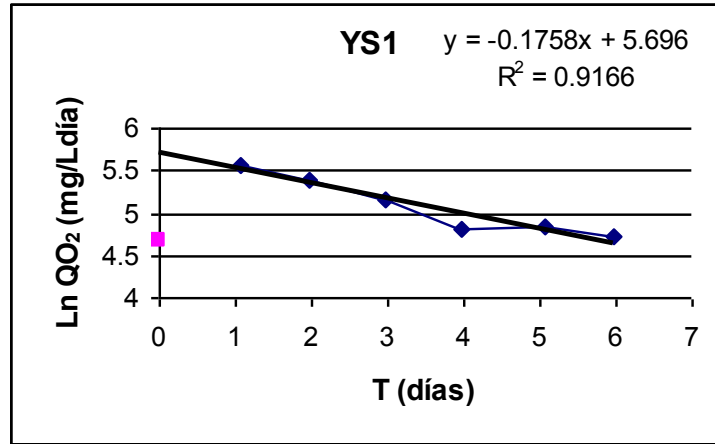
t (h)	T (días)	$Q_{O_2}$ (mg/L.h) promedios		
		YS1	YS2	GLI
0	0	4.39	4.95	5.10
25.67	1.07	10.90	11.11	12.43
47.00	1.96	9.07	9.96	9.93
71.00	2.96	7.20	6.92	7.72
95.00	3.96	5.13	6.37	5.99
121.40	5.06	5.28	6.12	6.13
143.00	5.96	4.74	3.80	5.47
167.00	6.96	3.49	2.46	3.27

2. Se graficaron estos datos.



3. se calcularon los logaritmos naturales de los valores de  $Q_{O_2}$  para trazar la gráfica: tiempo vs  $\ln Q_{O_2}$

T (días)	$\ln(Q_{O_2} \text{ en mg/L.d})$		
	YS1	YS2	GLI
0			
1.07	5.57	5.59	5.70
1.96	5.38	5.48	5.47
2.96	5.15	5.11	5.22
3.96	4.81	5.03	4.97
5.06	4.84	4.99	4.99
5.96	4.73	4.51	4.88
6.96	4.43	4.08	4.36



4. Se determinó la pendiente como el coeficiente de decaimiento heterotrófico clásico ( $b'_h$ ). Para convertir a  $b_h$  ASM1 fue a través de la ecuación 3.14, considerando los valores sugeridos por ASM1 de  $Y_h$  de 0.67 mg DQO/mg DQO y  $f_p$  de 0.08.

$$b_H = \frac{b'_H}{1 - Y_H(1 - f_p)} \dots\dots\dots 3.14$$

Para éste ejemplo  $b'_H = 0.176$ , valor correspondiente a la pendiente en la figura anterior, el  $b_H$  ASM1, se calculó a partir de la ecuación 3.14

$$b_H = \frac{0.176}{1 - 0.67(1 - 0.08)} = 0.46 d^{-1}$$

- 5 Los cálculos se repitieron con todas las muestras, obteniéndose la tabla 4.34 como resumen.

Tabla 4.34 Valores calculados de  $b_h$  de ASM1 original

	Oriente	Norte
bH prom ( $d^{-1}$ )	0.57	0.51
Error Estd	0.04	0.07
Desv Est	0.16	0.24
CV (%)	28.25	46.77

Como se observa en los resultados existe una mayor variación en la planta PTN con un coeficiente de variación de 46.77% y una desviación estándar de 0.24, sin embargo el coeficiente de decaimiento de ambas plantas se encuentre cercano al valor que recomienda el Task Group (1988),  $0.67 \text{ d}^{-1}$

los resultados de  $b'_H$  que se obtuvieron fueron de  $0.20 \text{ d}^{-1}$  y de  $0.22 \text{ d}^{-1}$  para la PTN y PTO respectivamente, estos valores coinciden con los reportados en la literatura por Sollfrank (1988)  $0.21 \text{ d}^{-1}$ , Wiesmann (1986)  $0.19 \text{ d}^{-1}$  y Sozen et al (1998)  $0.2 \text{ d}^{-1}$ . En el Anexo C se presenta un resumen de las mediciones y los respirogramas obtenidos.

#### **4.2.3 Tasa máxima de crecimiento específico de la biomasa heterotrófica, $\mu_h$**

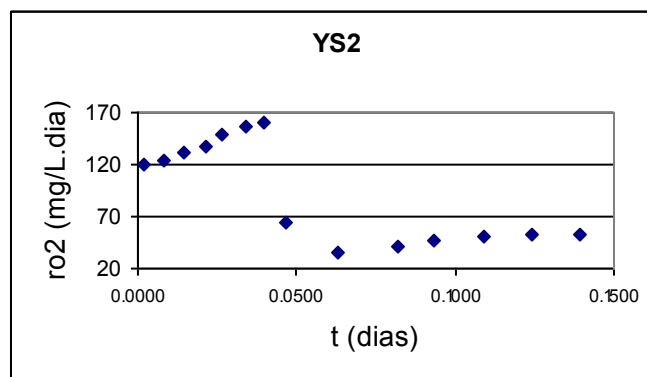
Para esta determinación, se realizaron corridas respirométricas a  $20^\circ \text{ C}$  para nueve muestras para el caso de la PTO, cinco para la PTN. Esta prueba se basó en el método de Kappeler y Gujer (1992), en el cual se determinó una curva respirométrica a un S/X alta, donde se observó un crecimiento de los microorganismos, provocando un aumento en la velocidad de respiración. Los resultados se ajustaron exponencialmente, y partir de la pendiente, se calculó la tasa máxima de crecimiento específico de la biomasa heterotrófica. Un ejemplo de este procedimiento se muestra a continuación, y el resumen de todas las mediciones de esta tasa se presenta en el Anexo D-1.

Cabe mencionar que propósito de realizar ésta determinación es, hallar simultáneamente  $X_{ho}$  del agua residual. Por lo anterior, la prueba de crecimiento se realizó primero sin siembra, y la única biomasa a la que se debe la respiración en éste caso, es a la biomasa presente en el agua residual crudo. Luego en una segunda serie de pruebas se determinó  $\mu_h$ , pero con siembra.

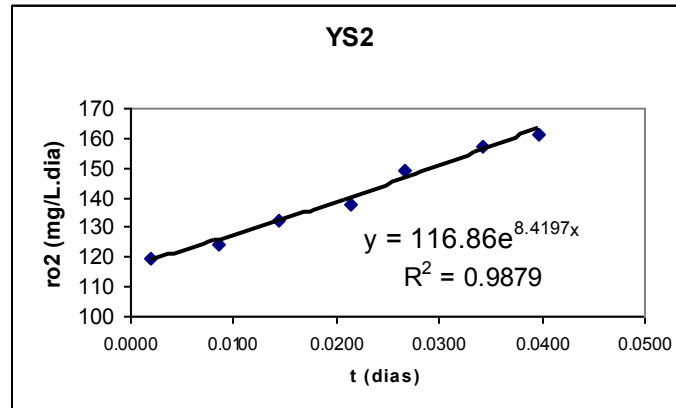
1. Se calcularon los valores promedio de  $Q_{O_2}$  a partir de cada archivo de adquisición de datos respirométricos. La siguiente tabla representa los datos de  $rO_2 = f(t)$ , para la corrida de  $\mu_h$  con la muestra M11 de la PTN.

YS1		YS2		GLI	
TMED(dia)	QO2 mg/L.dia	TMED(dia)	QO2 mg/L.dia	TMED(dia)	QO2 mg/L.dia
0.0020	134.16	0.0020	119.28	0.0068	141.6
0.0091	140.4	0.0085	124.32	0.0166	148.8
0.0157	147.12	0.0144	132.48	0.0260	162.48
0.0217	156.72	0.0215	138	0.0348	174
0.0276	166.56	0.0267	149.28	0.0430	174.24
0.0330	165.36	0.0343	157.2	0.0637	50.88
0.0384	171.12	0.0398	161.28	0.0872	56.4
0.0443	73.2	0.0465	64.32	0.1088	62.64
0.0556	42.72	0.0633	35.04	0.1291	62.4
0.0678	46.08	0.0818	41.76	0.1495	63.12
0.0799	50.88	0.0935	47.04		
0.0912	54.96	0.1088	51.36		
0.1025	60.72	0.1242	53.52		
0.1130	60.24	0.1396	53.04		
0.1231	57.36				
0.1339	58.8				
0.1443	57.6				

2. Se graficaron estos datos, para cada uno de los reactores, (en éste caso se presenta la gráfica del reactor con la sonda YS2).



3. Se ajusta la curva por regresión exponencial directa



4. Con la pendiente de ésta regresión, la cual equivale a la diferencia entre  $\mu_h$  y  $b_h$  y utilizando el valor experimental de  $b'_h = 0.2 \text{ d}^{-1}$  se tiene que:

$$\mu_h = 8.42 + 0.2$$

$$\mu_h = 8.61 \text{d}^{-1}$$

- 5 El procedimiento anterior se realizó para cada muestra y sus replicas, el resumen de los resultados de  $\mu_h$  se presenta en la tabla 4.35, mientras que los detalles de cálculo muestran en el Anexo D-1.

Tabla 4.35 Resumen de  $\mu_H$  a S/X alta, sin siembra

	Oriente	Norte
$\mu_H$ prom ( $\text{d}^{-1}$ )	5.3	6.1
Error Estd	0.5	0.40
Desv Est	1.1	1.6
CV (%)	21	27

Los valores promedios de las  $\mu_H$  medidos sin siembra, son de 5.3 con un error estándar de  $0.5 \text{ d}^{-1}$  para la PTO y de 6.1 con error estándar de  $0.4 \text{ d}^{-1}$  para la PTN. El valor típico aceptado en el ASM1 es de  $6.0 \text{ d}^{-1}$  a  $20^\circ\text{C}$ , con un amplio rango de 3.0 a 13.2 (Hulsbeek *et al.*, 2002; Henze *et al.*, 1987). Al comparar ambas plantas se encontró que existe una leve diferencia en el valor promedio. Éstos resultados coinciden con los reportados en el 2005 por Chávez, por lo que se puede sugerir que el comportamiento del crecimiento de

los microorganismos heterotróficos se mantiene constante para este tipo de agua, tomando en cuenta que la concentración de sustrato no presenta grandes variaciones.

Se realizó otra serie de corridas para determinar esta tasa ( $\mu_H$ ), pero en esta segunda prueba se llevó a cabo un siembra con 20 mL de lodo previamente lavado, (S/X alta), obteniéndose los siguientes resultados, (tabla 4.35).

Tabla 4.35 Valores de  $\mu_H$  a S/X alta, con siembra

	Oriente	Norte
$\mu_H$ prom ( $d^{-1}$ )	4.8	4.6
Error Estd	*	0.40
Desv Est	*	0.9
CV (%)	*	20

\*no calculados

Esta serie de corridas con siembra se realizó con seis muestras para la PTO, pero solo en un caso se pudo estimar  $\mu_H$  bajo estas condiciones de prueba. En las cinco muestras restantes la pobre concentración de  $S_s$  en el agua fue demasiado baja con respecto a la siembra añadida. Por lo que no se pudo observar crecimiento de los microorganismos.

Al parecer, no hay diferencia significativa entre los  $\mu_H$  con siembra de la PTN y PTO (4.8 vs  $4.6 \pm 0.4 d^{-1}$ ). Por otro lado, se puede notar que, los valores de  $\mu_H$  medidos sin siembra son un poco más altos que los medidos con siembra. Esta tendencia ya es reconocida y admitida en la literatura.

#### 4.2.4 Determinación de la biomasa heterotrófica inicial, $X_{h0}$

De las mismas pruebas respirométricas a S/X alta sin siembra, se realizó el cálculo para determinar las concentraciones iniciales de la biomasa, tomando en cuenta las constantes  $b'_h$  y  $\mu_H$  experimentales, y los valores aceptados por la ASM1 para  $Y_h$  y  $f_P$ , en el método descrito por Kappleleer y Gujer, (1992). Un ejemplo de cálculo se muestra a continuación con los datos de la M11 y reactor YS2 (PTN), utilizando la ecuación 3.13.



$$X_{h0} = r_{O_2,0} \cdot \left[ \left( \frac{1-Y_h}{Y_h} \right) \mu_h + (1-f_p) b'_h \right]^{-1} \dots\dots\dots(3.13)$$

el  $r_{O_2,0}$  en ésta corrida fue de 119.3 mg/L•d

$$X_{h0} = 119.3 \cdot [(0.493)8.61 + (0.8)0.2]^{-1}$$

$$X_{h0} = 27.10 \text{ mg/L}$$

Los detalles para cada muestra se presentan en el Anexo D-2, mientras que el resumen de todas las mediciones se presenta en la tabla 4.36

Tabla 4.36 Valores de  $X_{h0}$  (mg/L)

	PTO	PTN
$X_{h0}=\text{prom}$ (mg/L)	70	52.5
Error Estd	7.8	5.4
Desv Est	19	14.8
CV (%)	27	28

Los resultados presentados en la tabla 4.36 muestran un valor de biomasa heterotrófica inicial de 70 mg/L de DQO para la PTO y de 52.5 mg/L DQO en el caso de PTN, observándose una variación muy semejante en ambos casos, aún cuando entre el valor promedio de  $X_{h0}$  presente una diferencia de 18 mg/L. Cuando se convierte a un porcentaje de la  $DQO_{\text{total}}$ , se obtiene para la PTN una fracción de 10% y para PTO una fracción de 14 %. Con estos valores se justifica la decisión de calcular esta fracción, y se puede concluir que no siempre se debe considerar nula la biomasa inicial en los sistemas de tratamiento biológico.

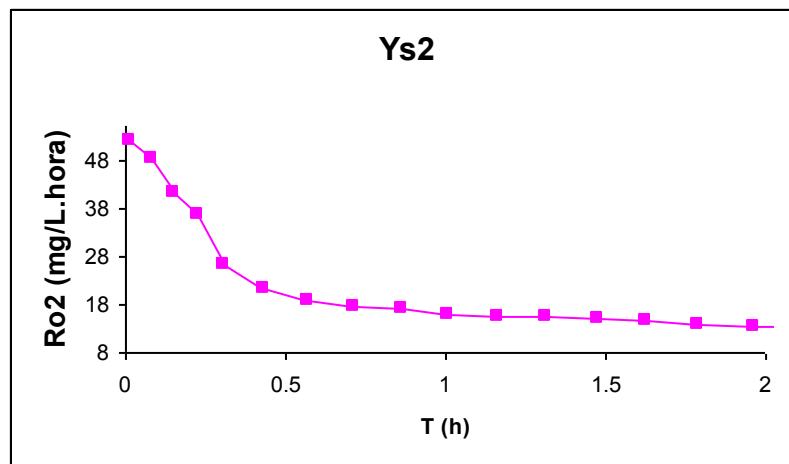
#### 4.2.5 Materia orgánica fácilmente biodegradable, $S_s$

Para medir la concentración de materia orgánica fácilmente biodegradable, se siguió el método respirométrico de Ekama *et al* (1986). El resumen de las muestras y respirogramas se muestran en el Anexo E. Un ejemplo se detalla a continuación.

1. Se calcularon los valores promedio de  $Q_{O_2}$  a partir de cada archivo con varios ciclos y por triplicado, dando resultados parecidos a los de la siguiente tabla que corresponde a la muestra OM8 de la PTO.

YS1		YS2		GLI	
TMED(HORA)	QO2 mg/L.H	TMED(HORA)	QO2 mg/L.H	TMED(HORA)	QO2 mg/L.H
0.011	46.21	0.013	51.92	0.009	50.79
0.069	39.15	0.082	48.2	0.111	39.3
0.141	30.24	0.15	41.25	0.246	29.22
0.218	31.39	0.224	36.72	0.421	20.85
0.307	23.64	0.308	26.43	0.674	16.87
0.474	15.8	0.433	21.21	0.953	15.95
0.673	14.57	0.569	18.92	1.262	14.14
0.883	13.21	0.711	17.55	1.585	13.8
1.107	12.59	0.863	16.99	1.91	12.89
1.339	11.91	1.009	15.75	2.235	11.82

2. Con estos dato se obtuvo le repiograma para cada replica, la figura siguiente, corresponde al reactor YS2.



- 3 Se calcula el área bajo la curva,  $\Delta S_0$  con el programa ORIGIN, con un factor de dilución para este ejemplo de 1.55 y  $Y_h$  de 0.67.

$$Ss_0 = \frac{\Delta S_0}{(1 - Y_h) \times \text{dilución}}$$

El factor de dilución es porque el agua es diluida por la siembra en el reactor, y el consumo medido corresponde sólo para el agua residual.

$$Ss_0 = \frac{8.54}{(1 - 0.67) \times 1.55}$$

$$Ss_0 = 40.26 \text{ mg / L DQO}$$

Los detalles para cada muestra se presentan en el Anexo E, mientras que el resumen de todas las mediciones se presenta en la tabla 4.37

Tabla 4.37  $S_s$  (mg/L) por respirometría

Muestra	PTN	PTO
	$S_s$ (mg/L)	
Lunes	46	48
Martes	35	41
Miércoles	12	25
Jueves	25	35
Viernes	78	43
Sábado	47	36
Domingo	35	13
com. diurna	25	45
<b>media</b>	<b>40</b>	<b>34</b>
<b>DE</b>	<b>20.77</b>	<b>11.91</b>
<b>CV%</b>	<b>52.29</b>	<b>34.61</b>

En la tabla 4.37, se puede observar una mínima diferencia entre los valores de  $S_s$  (40 y 34 mg/L) de la PTN y PTO, presentando una tendencia similar. Por último para concluir con uno de los objetivos de la investigación, el cual es aplicar y evaluar la aplicabilidad del método de la STOWA. De éste objetivo deriva la realización de pruebas respirométricas para medir  $S_s$ , mostrando los resultados de ambos métodos en la tabla 4.38.

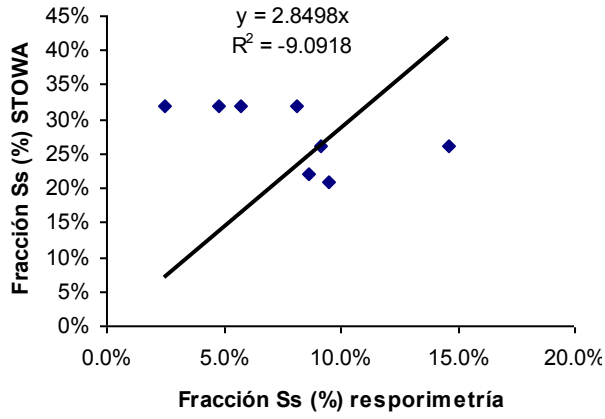
Tabla 4.38  $S_s$  (%) por respirometría y STOWA

MUESTRA	% $S_s$ PTN		% $S_s$ PTO	
	Respirometría	STOWA	Respirometría	STOWA
Lunes	9.5	21	10.1	37
Martes	8.1	32	7.8	24
Miércoles	2.5	32	4.7	10
Jueves	4.8	32	6.5	20
Viernes	14.7	26	8.2	16
Sábado	9.1	26	6.4	12
Domingo	8.6	22	3.8	0
com. diurna	6	32	9.4	21
<b>media</b>	<b>8</b>	<b>27</b>	<b>7</b>	<b>17</b>
<b>DE</b>	<b>3.9</b>	<b>4.8</b>	<b>2.1</b>	<b>11.7</b>
<b>C.V%</b>	<b>47.0</b>	<b>17.5</b>	<b>31.6</b>	<b>68.9</b>
<b>mín-máx</b>	<b>2.5-14.7</b>	<b>92-162</b>	<b>3.8-10.1</b>	<b>12-37</b>

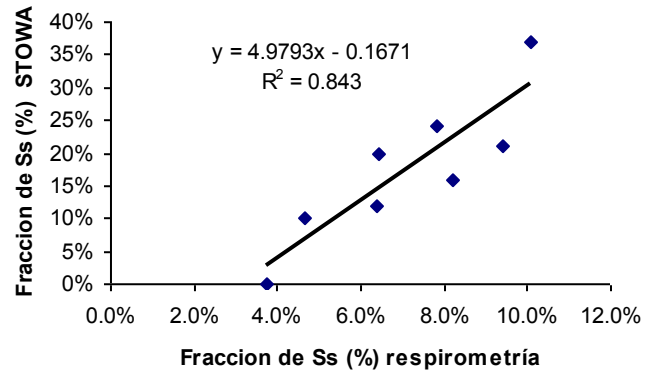
Realmente se tuvo una gran diferencia entre los dos métodos. El estudio respirométrico presenta en promedio el 8 % de la  $DQO_{total}$  de la PTN, y el 7. % para el caso de la PTO. Mientras que de acuerdo a la metodología propuesta por la STOWA los porcentajes promedios son 27% y 17% para la PTN y PTO respectivamente.

Sin embargo, la tendencia observada es que el método STOWA sobrestima el valor de  $S_s$  medido por respirometría en las aguas residuales de las plantas evaluadas, lo anterior podría ser un obstáculo para la adaptación local del protocolo de la STOWA. Por lo que, se deberá, antes de tomar una decisión final, repetir el estudio comparativo.

Se buscó también verificar la existencia de una correlación entre los valores de  $S_s$  medido por respirometría y por STOWA (Figura 4.17). Sin embargo no se obtuvo correlación en la PTN ( $R^2 =$  negativo), mientras que el caso de la PTO parece existir una correlación aceptable ( $S_{sSTOWA} = 4.97S_{srespiro} - 0.16$ ), con un  $R^2$  de 84%. El estudio comparativo recomendado en el futuro, deberá incluir la verificación de las posibles correlaciones.



(a)



(b)

Figura 4.19. Comparación de la fracción Ss(%) por STOWA y por Respirometría. a) PTN, b) PTO

## CONCLUSIONES

1. El método de caracterización de la STOWA se aplicó para las aguas residuales de la planta Toluca Norte y Toluca Oriente, obteniendo el fraccionamiento de la DQO:

<i>planta</i>	$S_s$ %	$X_s$ %	$S_i$ %	$X_i$ %
PTN	28	46	10	16
PTO	20	43	18	24

2. Las aguas residuales colectadas en la plantas de tratamiento Toluca Norte y Toluca Oriente muestran una fracción más alta de material lentamente biodegradable  $X_s$  que de material fácilmente biodegradable  $S_s$
3. La mayor dificultad que presenta el protocolo de la STOWA, es, sin duda la determinación de DBO, por lo que se deberá tener especial cuidado con éste parámetro.
4. La biomasa heterotrófica inicial  $X_{i0}$  se encuentra presente en un 10% en la PTN y 14 % en la PTO, motivo por el cual podría ser considerado en el fraccionamiento de DQO y tomarse en cuenta en la modelación de los sistemas de tratamiento.
5. La materia fácilmente biodegradable  $S_s$ , medida por respirometría y STOWA, no presentan correlación entre sí. El protocolo de la STOWA sobrestima la materia orgánica  $S_s$ , presente en el agua residual.
6. Los parámetros cinéticos en los dos sistemas de tratamiento resultaron comparables con los valores típicos reportados en la literatura.

**BIBLIOGRAFÍA**

- ◆ APHA, AWWA y WPCF. ( 1992). “Métodos Normalizados para el análisis de aguas potables y residuales”, Madrid, Editorial Diaz de Santos, S.A.
- ◆ BOURSIER H; BÉLINE F; PAUL E. (2004). “Activated Sludge Model No. 1 calibration for piggery wastewater treatment using respirometry”. *Water Sci. Technol.*,. **49**. (5-6) 389-396.
- ◆ CARMONA F.J; VAZQUEZ F.J; MARTÍN A y CHICA A. (2004). “Diseño y construcción de un respirómetro”. XXV Jornadas de Automática, Ciudad del Real, del 8 al 10 de septiembre de 2004. España.
- ◆ CHÁVEZ R. ( 2005). “Estudio Respirométrico de los componentes, Parámetros cinéticos y estequiométricos del modelo de lodos activados (ASM1) en plantas de tratamiento de aguas residuales municipales de Toluca”, Tesis Maestría. Facultad de Ingeniería-UAEM.
- ◆ CNA (2004). Inventario Nacional 2004 ([www.cna.gob.mx](http://www.cna.gob.mx))
- ◆ CUTRERA G; MANFREDI L; del VALLE C. E; and GONZÁLEZ J.F. (1999 ). On the determination of the Kinetic parameters for the BOD test. *Water SA*. **25** (3) 377-379.
- ◆ DOLD PL; EKAMA G.A and MARAIS G.R. (1980). A general model for the activated sludge process. *Prog. Water Technol.* **12** (6) 47-77.
- ◆ DOLD P.L; WENTZEL M.C; BILLING A.E; EKAMA G.A and MARAIS GvR (1991). Activated Sludge Simulation Programs. Publ. by Water Research Commission, PO Box 824, Pretoria, 0001, South Africa.
- ◆ EKAMA G. A; DOLD P. L and MARAIS GvR. (1986). Procedures for determining influent COD fractions and the maximum specific growth rate of heterotrophs in activated sludge systems. *Water Sci. Technol.* **18** 91-114.
- ◆ FALL C. (2003). “Modelación matemática de plantas de Tratamiento de lodos activados” Capitulo 22, en agua Potable para comunidades rurales, reuso y tratamientos avanzados de aguas residuales domésticas. E-libro, Subprograma XVII, Red iberoamericana de potabilización y Depuración del Agua.
- ◆ FALL, C. (2005) “El Modelo ASM1 de lodos activados”, Notas de Curso, Centro Interamericano de Recursos del Agua, Fac. de Ingeniería, UAEM.
- ◆ GERMIRLI F; ORHON,D and ARTAN N. (1991). Assesment of the initial inert soluble COD in industrial wastewaters. *Water Sci. Technol.* **23** 1077-1086.

- 
- ◆ HARMAND, J; LOBRY, C; RAPPORT A. (2004). “Modelación y problemas matemáticos para la descontaminación biológica” ([www.cmm.uchile.cl/renewres/workshop04/workshop/trad.pdf](http://www.cmm.uchile.cl/renewres/workshop04/workshop/trad.pdf)).
  - ◆ HENZE, M. (1992) Characterisation of wastewater for modeling of activated sludge processes. *Water Sci. Technol* **25** (6) 1-15.
  - ◆ HENZE, M; GRADY C.P.L; GUJER, W; MARAIS, G.v.R and MATSUO, T. (1987) Activated Sludge Model No. 1. IAWPRC Scientific and Technical Report No.1, IAWPRC, London.
  - ◆ HENZE M; GUJER W; MINO T; MATSUO T; WENTZEL M.C and MARAIS, G.v.R (1995). Activated Sludge Model No. 2. IAWQ Scientific and Technical Report No. 3, IAWQ, London.
  - ◆ HULSBEEK J.J; KRUIT J; ROELEVELD P.J. and van LOOSDRECHT. (2002). A Practical protocol for dynamic modeling of activated sludge system. *Water Sci. Technol.* **45** (6) 127-136.
  - ◆ INCE O; GERMIRLI B F; KASAPGIL B and ANDERSON GK (1998) Experimental determination of the inert soluble COD fraction of a brewery wastewater under anaerobic conditions. *Environ. Technol.* **19** 437-442.
  - ◆ JEPPSSON U. “A General Description of the IAWQ Activated Sludge Model No. 1” Dept of Industrial Electrical Engineering and Automation Lund Institute of Technology ( [www.iea.lth.se/sbr/iawq/iawq.pdf](http://www.iea.lth.se/sbr/iawq/iawq.pdf)).
  - ◆ KAPPELER J and GUJER W (1992). Estimation of kinetic parameters of heterotrophic biomass under aerobic conditions and characterization of wastewater for activated sludge modelling. *Water Sci. Technol.* **25** (6) 125-139.
  - ◆ MAMAIS D; JENKINS, and PITT, P. (1993). A rapid physical chemical method for the determination of readily biodegradable soluble COD in municipal wastewater, *Wat. Res.*, **35**, 2711-2723.
  - ◆ MATHIUE, S and ETIENNE, P (2000) Estimation of wastewater biodegradable COD fractions by combining respirometric experiments in various S<sub>0</sub>/X<sub>0</sub> ratios. *Water Res.* **34** (4) 1233-1246.
  - ◆ NMX-AA-028-SCFI. Análisis de agua - Determinación de la Demanda Bioquímica de Oxígeno en aguas naturales, residuales (DBO<sub>5</sub>) y residuales tratadas - Método de prueba (CANCELA A LA NMX-AA-028-1981).
  - ◆ ORHON, D and COKGÖR U (1997) COD fractionation in wastewater characterization – The state of the art. *J. Chem. Tech. Biotechnol.* **68** 283-293.



- 
- ◆ ORHON D; ARTAN, N and ATES, E. (1994). A description of three methods for the determination of the initial inert particulate chemical oxygen demand of wastewater. *J. Chem. Tech. Biotechnol.* **61** 73-80.
  - ◆ ORHON, D; KARAHAN, and SOZEN, S. (1999a). The effect of residual microbial products on the experimental assessment of the particulate inert COD in wastewaters. *Water Res.* **33** (14) 3191-3203.
  - ◆ ORHON, D; TASLI, R and SOZEN, S (1999b) Experimental basis of activated sludge treatment for industrial wastewaters – The state of the art. *Water Sci. Technol.* **40** (1) 1-11.
  - ◆ PETERSEN, B, et. al., “A comprehensive model calibration procedure for ASM1” (<http://biomath.ugent.be/~peter/ftp/pvr319.pdf>).
  - ◆ RAMALHO, R.S. (1991). “Tratamiento de aguas residuales”. Ed. Reverté. España. p.p 34-37.
  - ◆ RITTMANN, B.E y McCARTY, P.L, (2001) Biotecnología del medio ambiente, principios y aplicaciones. Ed Mc Graw Hill p-p 157-175.
  - ◆ RIVERA, R.A, (2001) “Computer Modeling of an Activated Sludge Wastewater Treatment Plant Treating Tannery Wastewaters” Master of Science in Sanitary engineering, International Intitute for Infrastructural, Hidraulic and Environmental engineering. Delft, Netherlands.
  - ◆ ROELEVELD, P.J. y. van LOOSDRECHT, (2002) “Experience with guidelines for wastewater characterisation in The Netherlands”, *Water Sci. Technol.*, **45** (6) pp 77-87.
  - ◆ SIN, G; VAN HULLE, S. W. H; DE PAUW, D. J. W; van GRIENSVE, A., VANROLLEGHEM, P.A. (2005). *Wat. Res.*, **39**, 2459-2474.
  - ◆ SOLLFRANK, U y GUJER, W, (1991). Characterization of domestic wastewater for wastewater modeling of the activated of the activated sludge process. . *Water Sci. Technol.*, **23** (4/6) 1057-1066.
  - ◆ SÖZEN, S; UBAY; COKGÖR, E; ORHON, D and HENZE, M. (1998). Respirometric analysis of activated sludge behavior-II. Heterotrophic growth under aerobic and anoxic conditions. *Wat. Res.* **32** (2), 476-488.

- 
- ◆ SPANJERS, H; VANROLLEGHEM, P; OLSSON, G; and DOLD, P (1996) Respirometry in control of the activated sludge process. *Water Sci. Technol.* **34** (3-4) 117-126.
  - ◆ SPÉRANDIO, M and PAUL, E. (2000) Estimation of wastewater biodegradable COD fractions by combining respirometric experiments in various  $S_0/X_0$  ratios. *Wat. Res.* **34** (4), 1233-1246.
  - ◆ TORRIJOS, M; CERRO, R.M; CAPDEVILLE, B; ZEGHAL, S; PAYRAUDEAU, M and LESEOUF A. (1994). Sequencing batch reactor: A toll for wastewater characterization for the IAWPRC model. *Water Sci. Technol.*, **31** (2), 149-160.
  - ◆ UBAY; COKGÖR, E; SÖZEN, S; ORHON, D and HENZE, M. (1998). Respirometric analysis of activated sludge behavior-I. Assessment of the readily biodegradable substrate. . *Wat. Res.* **32** (2), 461-475.
  - ◆ VAN HAANDEL, A C; EKAMA, G.A and MARAIS, GvR (1981) The activated sludge process Part 3 - Single sludge denitrification. *Water Res.* **15** 1135-1152.
  - ◆ VANROLLEGHEM, P; SPANGERS, H; PETERSEN, B; GINESTEST, P and TAKACS I. (1999). Estimating (combination of) Activated Sludge Model No. 1 parameters and components by respirometry. *Water Sci. Technol.*, **39** (1), 195-214.
  - ◆ WENTZEL, M.C; EKAMA, G.A and MARAIS, GvR (1992) Processes and modelling of nitrification denitrification biological excess phosphorus removal systems- A review. *Water Sci. Technol.* **25** (6) 59-82.
  - ◆ WENTZEL, MC; EKAMA, G.A; DOLD, P.L and MARAIS, GvR (1990) Biological excess phosphorus removal - Steady state process design. *Water SA* **16**(1) 29-48.
  - ◆ WINKLER, M.A. (1994). "Tratamiento biológico de aguas de desecho". Ed. Limusa. México. p.p 34-38.
  - ◆ WRC (1984) Theory, Design and Operation of Nutrient Removal Activated Sludge Processes. Water Research Commission, P O Box 824, Pretoria 0001, South Africa.
  - ◆ [www.activatedsludge.info](http://www.activatedsludge.info) What's Wrong with BOD?
  - ◆ XU, S and HASSELBLAD, S (1996) A simple biological method to estimate the readily biodegradable organic matter in wastewater. *WaterRes.***30** (4)1023-1025.

# Anexo A

## *Matriz ASM1*

A.1 MATRIZ ORIGINAL DE ASM1

Componentes, $\rightarrow i$ j Procesos, $\downarrow$	1 S <sub>I</sub>	2 S <sub>S</sub>	3 X <sub>I</sub>	4 X <sub>S</sub>	5 X <sub>B,H</sub>	6 X <sub>B,A</sub>	7 X <sub>P</sub>	8 S <sub>O</sub>	9 S <sub>NO</sub>	10 S <sub>NH</sub>	11 S <sub>ND</sub>	12 X <sub>ND</sub>	13 S <sub>ALK</sub>	Tasas de reacción, $\rho_j$ (M L <sup>-3</sup> T <sup>-1</sup> )
1. Crecimiento aerobio de heterótrofos		-1/Y <sub>H</sub>			1			-(1-Y <sub>H</sub> )/(Y <sub>H</sub> )						$\mu_{H,max} \left[ \frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} \right] \left[ \frac{S_S}{K_S + S_S} \right] X_{B,H}$
2. Crecimiento anóxico de heterótrofos		-1/Y <sub>H</sub>			1			$-\frac{(1-Y_H)}{(2.86 Y_H)}$						$\mu_{H,max} \left[ \frac{S_S}{K_S + S_S} \right] \left[ \frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O} \right] \left[ \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right] \eta_r X_{B,H}$
3. Crecimiento aerobio de autótrofos						1		-(4.57-Y <sub>A</sub> )/(Y <sub>A</sub> )	1/Y <sub>A</sub>					$\mu_{A,max} \left[ \frac{S_O}{K_{O,A} + S_O} \right] \left[ \frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \right] X_{B,A}$
4. Decaimiento de Heterótrofos				1-f <sub>p</sub>	-1		f <sub>p</sub>					i <sub>XB</sub> - f <sub>p</sub> i <sub>XP</sub>		$b_H X_{B,H}$
5. Decaimiento de Autótrofos				1-f <sub>p</sub>		-1	f <sub>p</sub>					i <sub>XB</sub> - f <sub>p</sub> i <sub>XP</sub>		$b_A X_{B,A}$
6. Amonificación de N orgánico soluble										1	-1		1/14	$k_a S_{ND} X_{B,H}$
7. Hidrólisis de mat. Orgánica particulada		1		-1										$k_h \frac{X_S / X_{B,H}}{K_X + (X_S / X_{B,H})} \left[ \frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} \right] + \eta_h \left( \frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O} \right) \left[ \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right] X_{B,H}$
8. Hidrólisis del Nitrog. orgánico enredado											1	-1		$\rho_7 (X_{ND} / X_S)$
Tasa de conversión Total (observada)	$r_{i\ neto} = \sum v_{ij} \rho_j$													

Parámetros estequiométricos

Rendimiento de los heterótrofos:.....: Y<sub>H</sub>  
 Rendimiento de los autótrofos:.....: Y<sub>A</sub>  
 Fracción de biomasa que se transforma en productos inertes.....: f<sub>p</sub>  
 Masa de N por unidad de masa de biomasa en DQO .....: i<sub>XB</sub>  
 Masa de N por unidad de masa de productos residuales en DQO .....: i<sub>XP</sub>

Componentes

S<sub>I</sub>: mat. orgánica inerte soluble, M(DQO)L<sup>-3</sup>  
 S<sub>S</sub>: mat. org. rápidamente biodegradable, M(DQO)L<sup>-3</sup>  
 X<sub>I</sub>: mat. org. inerte en forma particulada, M(DQO)L<sup>-3</sup>  
 X<sub>S</sub>: mat. org. lentamente biodegradable, M(DQO)L<sup>-3</sup>  
 X<sub>B,H</sub>: biomasa heterótrofa activa, M(DQO)L<sup>-3</sup>  
 X<sub>B,A</sub>: biomasa autótrofa activa, M(DQO)L<sup>-3</sup>  
 X<sub>P</sub>: Productos particuladas inertes procedentes del decaimiento, M(DQO)L<sup>-3</sup>

S<sub>O</sub>: oxígeno disuelto (DQO negativa), M(-DQO)L<sup>-3</sup>  
 S<sub>NO</sub>: N en nitratos y nitritos, M(N) L<sup>-3</sup>  
 S<sub>NH</sub>: N\_ NH<sub>4</sub><sup>+</sup> + N\_ NH<sub>3</sub>, M(N)L<sup>-3</sup>  
 S<sub>ND</sub>: N orgánico soluble biodegradable, M(N)L<sup>-3</sup>  
 X<sub>ND</sub>: N orgánico particulada biodegradable, M(N)L<sup>-3</sup>  
 S<sub>ALK</sub>: Alcalinidad: unidades molares

Parámetros cinéticos

- **Crecimiento y decaimiento de heterótrofos:**  
 $\mu_{H,max}$ ,  $K_S$ ,  $K_{O,H}$ ,  $K_{NO}$ ,  $b_H$
- **Crecimiento y decaimiento de autótrofos:**  
 $\mu_{A,max}$ ,  $K_{NH}$ ,  $K_{O,A}$ ,  $b_A$
- Factor de corrección para el crecimiento de Autótrofos en medio anóxico:  $\eta_r$
- Hidrólisis:  $k_h$ ,  $K_X$
- Amonificación:  $k_a$
- Factor de corrección para la hidrólisis en medio anóxico:  $\eta_h$



A.2: Submodelo de los procesos aerobios de la biomasa heterotrófica

Componente	<i>i</i>	1	2	3	4	5	6	Velocidad del proceso, $\rho_j$ [ML <sup>-3</sup> T <sup>-1</sup> ]
<i>j</i>	Proceso	S <sub>I</sub>	S <sub>S</sub>	X <sub>I</sub>	X <sub>S</sub>	X <sub>B,H</sub>	S <sub>O</sub>	
1	Crecimiento aerobio de heterótrofos		$-\frac{1}{Y_H}$			1	$-\frac{1-Y_H}{Y_H}$	$\mu_H \left( \frac{S_S}{K_S + S_S} \right) \left( \frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} \right) X_{B,H}$
2	Decaimiento de heterótrofos (muerte-regeneración)				$1 - f_P$	-1		$b_H X_{B,H}$
3	Hidrólisis de orgánicos atrapados		1		-1			$k_h \frac{X_S / X_{B,H}}{K_X + (X_S / X_{B,H})} \left( \frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} \right) X_{B,H}$
Velocidades de conversión observadas [ML <sup>-3</sup> T <sup>-1</sup> ]		$r_i = \sum_j v_{ij} \rho_j$						
Parámetros estequiométricos:  Rendimiento heterotrófico, $Y_H$ . Fracción de biomasa producida de productos particulados, $f_P$ .		Materia Orgánica soluble inerte (mg DQO/L)	Substrato fácilmente biodegradable (mg DQO/L)	Materia Orgánica Particulada inerte (mg DQO/L)	Substrato lentamente biodegradable (mg DQO/L)	Biomasa heterotrófica activa (mg DQO/L)	Oxígeno (-DQO)	Parámetros cinéticos:  Crecimiento y decaimiento heterotrófico: $\mu_H, K_S, K_{O,H}, b_H$ Hidrólisis: $k_h, K_X$

## Anexo B

*Variabilidad diurna: Fraccionamiento de  
la DQO*

Tabla A-B1. Fraccionamiento de DQO en %. Variación diaria en la PTN y PTO

Muestra	Hora media de recolección	Componentes			Fracciones	
		DQO <sub>inf, tot</sub> (mg/L)	DQO <sub>inf, sol</sub> (%)	DQO <sub>inf, part</sub> = (X <sub>S1</sub> + X <sub>II</sub> ) (%)	S <sub>II</sub> (%)	S <sub>S1</sub> (%)
1	10:00 am	189	39.2	60.8	25.9	13.8
2	12:15 am	309	38.8	61.2	15.9	23.3
3	2:15 pm	445	40	60	11.0	29.2
4	4:15 pm	655	38.2	61.8	7.5	30.7
5	6:15 pm	564	45.6	54.4	8.7	36.9
6	8:15 pm	797	34.6	65.4	6.1	28.6
7	10:15 pm	485	42.3	57.9	10.10	32.2
8	12:15 pm	534	39.0	61.2	9.2	29.8
9	2:15 am	715	31.6	68.4	6.9	24.9
10	4:15 am	419	58.2	42.0	11.7	46.5
11	6:15 am	246	43.9	56.1	19.9	24.0
12	8:15 am	210	36.2	64.3	23.3	12.9
Compuesta	9:00:9:00	437	43.0	57.0	11.2	31.8
<b>Media</b>		464	40.6	59.5	13.0	27.7
<b>DE</b>		199.9	6.7	6.7	6.7	9.2
<b>Min.-Max.</b>		336.9-591.0	36.4-44.9	55.2-63.7	8.7-17.3	21.9-33.6

- ◆ la DQO<sub>Soluble</sub> oscila en un intervalo de 36.4-44.9% con una valor promedio de 40.6% y punta a las 4:15 am sin una tendencia específica a aumentar o disminuir en un intervalo de tiempo considerable.
- ◆ DQO<sub>Particulada</sub> se encuentra en un intervalo de 55.2-60.7% con un valor promedio de 59.5% y punta a las 2:15 am sin una tendencia específica a aumentar o disminuir en un intervalo de tiempo considerable..
- ◆ S<sub>i</sub> presenta valores entre el intervalo de 8.7-17.0% con una valor promedio de 13% y punta a las 10:00 a.m. siguiendo una tendencia a disminuir discontinuamente de 12:15 am-2:15 am con posterior incremento continuo de 4:15 am-10:00 am
- ◆ S<sub>s</sub> oscila en un intervalo de 21.9-33.6% con una valor promedio de 27.7% y punta a las 4:15 am con una tendencia a aumentar continuamente de 8:15 am-8:15 am con posteriores aumentos y descensos discontinuos en lo que resta del día.
- ◆ En todos los casos se puede observar que el valor promedio y el valor de la muestra compuesta son muy cercanos.



Tabla A-B2 Fraccionamiento de DQO en %. Variación diurna en la PTN y PTO

Muestra	Hora de recolección	Componentes			Fracciones	
		DQO <sub>inf, tot</sub> (mg/L)	DQO <sub>inf, sol</sub> (%)	DQO <sub>inf, part</sub> = (X <sub>S1</sub> + X <sub>II</sub> ) (%)	S <sub>II</sub> (%)	S <sub>S1</sub> (%)
1	10:30 a.m.	342	37.1	62.9	25.7	11.4
2	12:30 a.m.	419	41.1	58.9	21.0	20.0
3	2:30 p.m.	373	34.0	66.0	23.6	10.5
4	4:30 p.m.	404	36.9	63.1	21.8	15.1
5	6:30 p.m.	507	39.3	60.6	17.4	22.7
6	8:30 p.m.	514	38.5	61.5	17.1	21.4
7	10:30 p.m.	554	34.8	65.2	15.9	18.2
8	12:30 p.m.	571	40.6	59.4	15.4	25.2
9	2:30 a.m.	512	45.3	54.7	17.2	28.1
10	4:30 a.m.	571	42.9	57.1	15.4	27.5
11	9:30 a.m.	463	43.8	56.4	19.0	24.8
Compuesta	10:00-10:00	478	39.5	60.5	18.4	21.1
	Media	475.5	39.5	60.5	19.0	20.4
	DE	80.6	3.7	3.6	3.5	6.0
	Min. – Max.	421.3-529.6	37.0-41.9	58.1-63.0	16.7-21.4	16.4-24.5

- ◆ La DQO<sub>Soluble</sub> oscila en un intervalo de 37.0-41.9% con valor promedio de 39.5% y punta a las 2:15 a.m. sin una tendencia específica a aumentar o disminuir en un intervalo de tiempo considerable.
- ◆ La DQO<sub>Particulada</sub> presenta valores en un intervalo de 58.1-60.0% con un valor promedio de 60.5% y punta a las 2:30 pm. sin una tendencia específica a aumentar o disminuir en un intervalo de tiempo considerable.
- ◆ La S<sub>i</sub> oscila en un intervalo de 16.7-21.4% con un valor promedio de 19.5% y punta a las 10:30 am siguiendo una tendencia a decrecer progresivamente de 9:30 am-12:30 am con posterior incremento continuo de 2:30 am-9:30 am
- ◆ La S<sub>s</sub> con un intervalo de 16.4-24.5% con un valor promedio de 20.4% y punta a las 2:30 am. aumentando y disminuyendo sin una tendencia específica de 10:30 am-10:30 pm con un incremento continuo de 12:30 pm-9:30 am

En general se puede decir que en el influente que abastece a la PTN existe una mayor variación de la concentración de cada una de las fracciones que conforman el material orgánico que en el que abastece a la PTO.

## Anexo C

Coeficiente de decaimiento,  $b_h$

## Planta NORTE:

20°C

## Resumen de mediciones del coeficiente de decaimiento de biomasa heterotrofa

Muestra	$b_h$ (d <sup>-1</sup> )						$r^2$ (%)		
	Y1	Y2	GLI	Promedio	Desv_Est	CV(%)	Y1	Y2	Y3
M9	0.38	0.40	0.30	0.36	0.05	15%	89%	99%	97%
M10	0.39	0.44	0.34	0.39	0.05	13%	91%	92%	82%
M17	0.86	0.72	-	0.79	0.10	13%	96%	91%	-

bH promedio	<b>0.51</b>	1/d
Error Estd	<b>0.07</b>	1/d
Desv Est	<b>0.24</b>	1/d
CV (%)	<b>47</b>	%

ASM original

bH ASM original reportado en literatura  
task group (1987) recomienda un valor de default de 0.6 1/d

## Equivalencia

b'H promedio	<b>0.20</b>	1/d
b'H = bH*[1-yH(1-fp)]		1/d
		%

ASM modificado con  
Respiracion endigena

Nota: Y1, Y2, GLI: son los tres medidores utilizados en paralelo (replicas)

## Planta Oriente:

20°C

## Resumen de mediciones del coeficiente de decaimiento de biomasa heterotrofa

Muestra	$b_h$ (d <sup>-1</sup> )						Rsq (%)		
	Y1	Y2	GLI	Promedio	Desv_Est	CV(%)	Y1	Y2	Y3
OM1	0.50	0.47		0.49	0.02	4%	90%	93%	
OM3	0.68		0.76	0.72	0.06	8%	80%		97%
OM10	0.43	0.41	0.36	0.40	0.04	9%	97%	84%	91%
OM13	0.46	0.52	0.43	0.47	0.05	10%	92%	91%	91%
OM15	0.68	0.80	0.78	0.75	0.06	9%	91%	87%	93%

bh promedio	<b>0.57</b>	1/d
Error Estd	<b>0.04</b>	1/d
Desv Est	<b>0.16</b>	1/d
CV (%)	<b>28</b>	%

ASM original

bH ASM original reportado en literatura  
task group (1987) recomienda un valor de default de 0.6 1/d

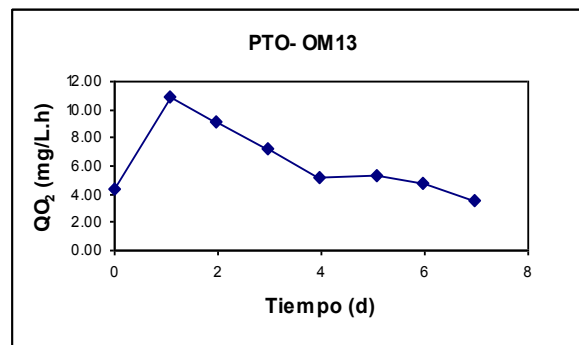
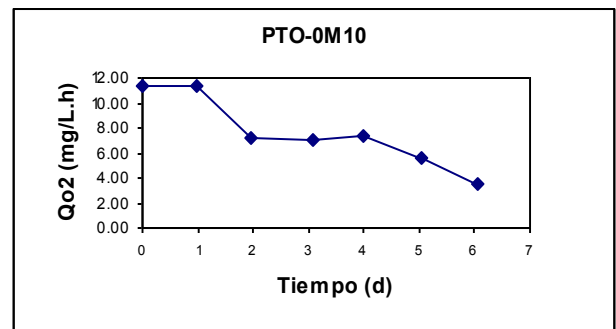
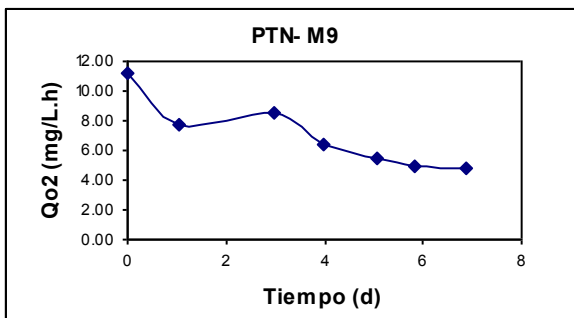
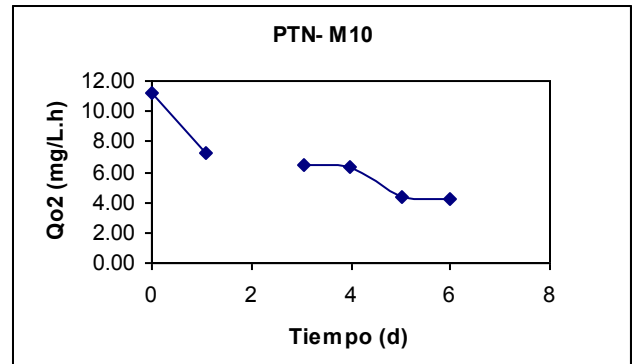
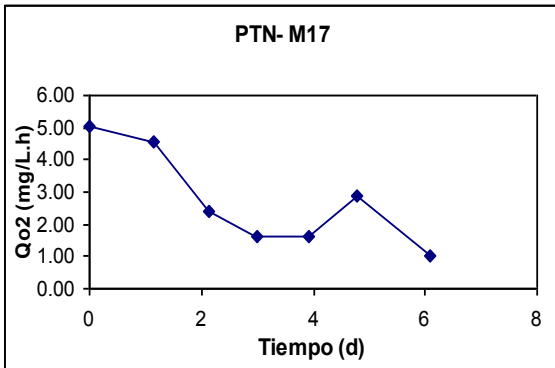
## Equivalencia

b'h promedio	<b>0.22</b>	1/d
b'H = bH*[1-yH(1-fp)]		1/d
		%

ASM modificado con  
Respiración endógena

Nota: Y1, Y2, GLI: son los tres medidores utilizados en paralelo (réplicas)

Ejemplos de respirogramas para determinar  $b'_h$  de la PTN y PTO



## Anexo D

Constante máxima específica de  
crecimiento heterotrófico  $\mu_h$  y biomasa  
heterotrófica inicial  $X_{h0}$

## AD-1 PRUEBAS SIN SIEMBRA

Planta NORTE:

20°C

Resumen de mediciones de la constante  $\mu_h$  Sin siembra

Muestra	Mu max (d-1)						R <sup>2</sup> (%)		
	Y1	Y2	GLI	Promedio	Desv_Est	CV(%)	Y1	Y2	Y3
M11	7.23	8.61	7.74	7.86	0.70	9%	97%	99%	99%
M12	8.09	7.45		7.77	0.45	6%	94%	83%	
M14A	5.81	5.90	5.40	5.70	0.27	5%	98%	86%	99%
M16A	3.92	4.57	4.80	4.43	0.46	10%	91%	85%	94%
M17C	4.82	4.76	4.58	4.72	0.12	3%	99%	99%	99%
			Prom	6.10					
			Min-max	4.4-7.9					

Mu max promedio	<b>6.1</b>	1/d
Error Estd	<b>0.40</b>	1/d
Desv Est	<b>1.6</b>	1/d
CV (%)	<b>27</b>	%

Resumen de mediciones de la biomasa inicial X<sub>ho</sub> (sin siembra)

Muestra	X <sub>ho</sub> (mg/L DQO)						R <sup>2</sup> (%)		
	Y1	Y2	GLI	Promedio	Desv_Est	CV(%)	Y1	Y2	Y3
M11	36	27	36	33.0	5.2	16%	97%	99%	99%
M12	51	48		49.5	2.1	4%	94%	83%	
M14A	60	56	70	62.0	7.2	12%	98%	86%	99%
M16A	110	100	85				91%	85%	94%
M17C	65	59	73	65.7	7.0	11%	99%	99%	99%
			Prom	52.54					
			Min-max	4.4-7.9					

X <sub>ho</sub> promedio	<b>52.5</b>	mg/L DQO
Error Estd	<b>5.4</b>	mg/L DQO
Desv Est	<b>14.8</b>	mg/L DQO
CV (%)	<b>28</b>	%

No considerados

Planta Oriente:

20°C

Resumen de mediciones de la constante  $\mu_h$  Sin siembra

Muestra	$\mu_h$ (d-1)						R <sup>2</sup> (%)		
	Y1	Y2	GLI	Promedio	Desv_Est	CV(%)	Y1	Y2	Y3
OM1 (c)	5.70	6.29	5.18	5.72	0.56	10%	99%	99%	98%
OM1 (e)	4.08	5.28	4.02	4.46	0.71	16%	99%	99%	98%
OM2	6.65	7.74	6.35	6.91	0.73	11%	99%	98%	99%
OM4	4.19	5.25	4.58	4.67	0.54	11%	100%	99%	100%
OM5	6.37	7.33	6.96	6.89	0.48	7%	98%	99%	99%
OM6	4.78	4.92	3.97	4.56	0.51	11%	99%	99%	100%
OM7		3.90	3.70	3.80	0.14	4%		98%	99%
OM8	5.14	5.62	4.05	4.94	0.80	16%	95%	99%	100%
OM12	5.44	5.52	5.40	5.45	0.06	1%	99%	99%	99%

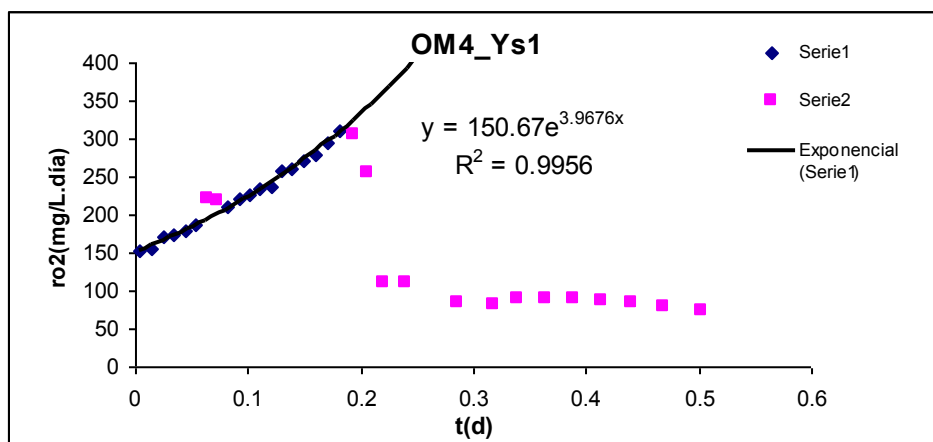
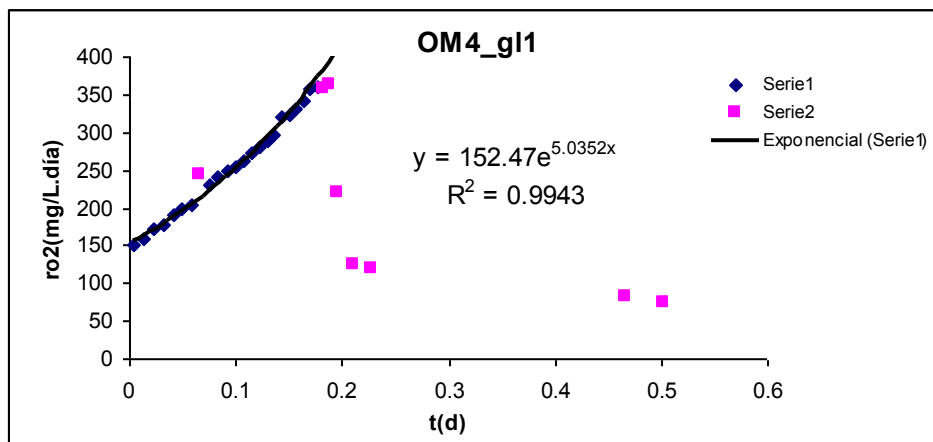
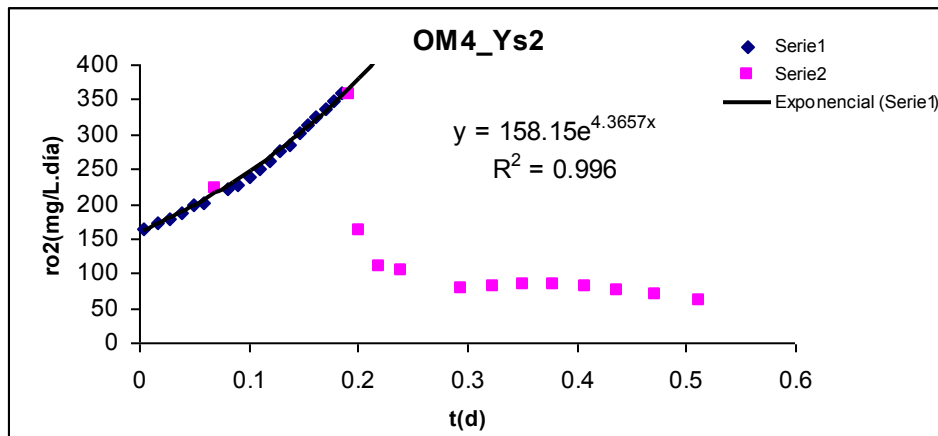
$\mu_h$	<b>5.3</b>	1/d
Error Estd	<b>0.5</b>	1/d
Desv Est	<b>1.1</b>	1/d
CV (%)	<b>21</b>	%

## Resumen de mediciones de la biomasa inicial Xho (sin siembra)

Muestra	Xho (mg/L DQO)						R <sup>2</sup> (%)		
	Y1	Y2	GLI	Promedio	Desv_Est	CV(%)	Y1	Y2	Y3
OM1 (c)	53.0	51.5	65.7	56.7	7.8	14%	99%	99%	98%
OM1 (e)	83.5	65.0	93.2	80.6	14.3	18%	99%	99%	98%
OM2	45.6	42.4	52.8	46.9	5.3	11%	99%	98%	99%
OM4	67.3	55.2	65.0	62.5	6.4	10%	100%	99%	100%
OM5	60.6	51.7	59.3	57.2	4.8	8%	98%	99%	99%
OM6	68.2	74.7	90.7	77.9	11.6	15%	99%	99%	100%
OM7		107.8	114.6	111.2	4.8	4%		98%	99%
OM8	71.1	69.4	93.5	78.0	13.5	17%	95%	99%	100%
OM12	60.2	58.5	61.9	60.2	1.7	3%	99%	99%	99%

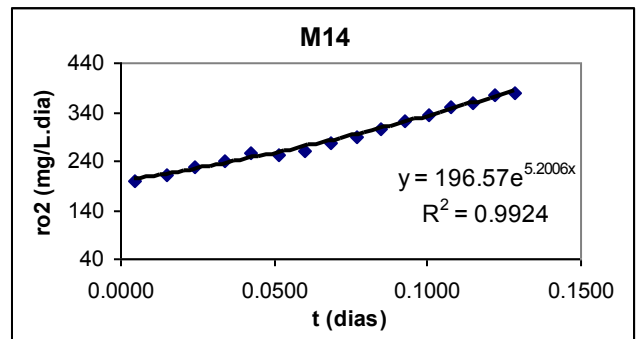
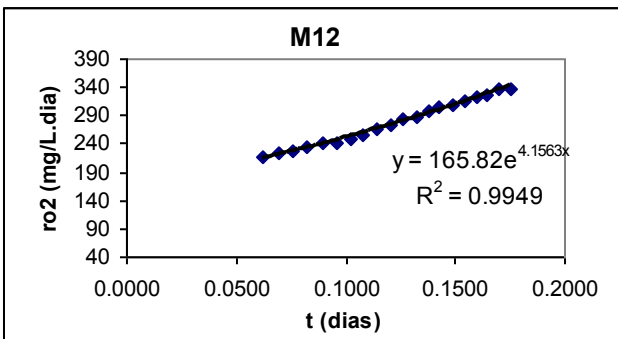
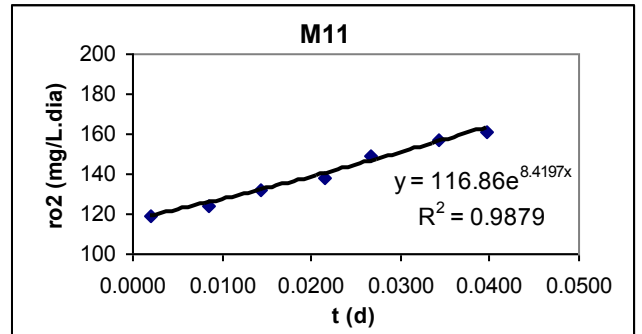
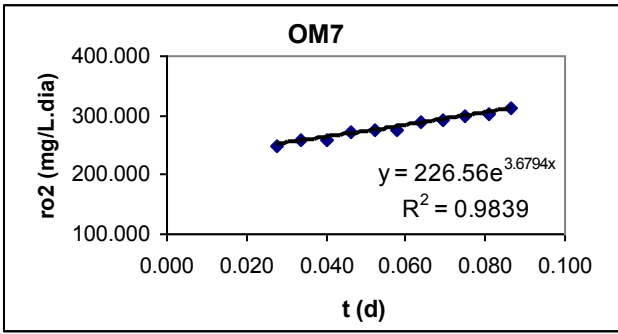
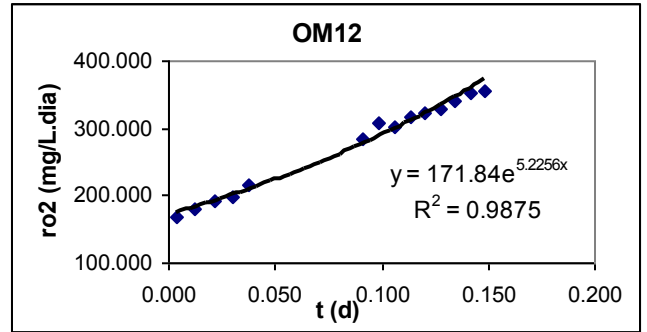
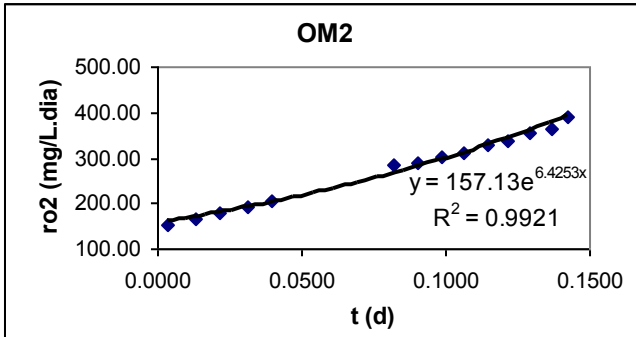
Xho promedio	<b>70.1</b>	mg/LDQO
Error Estd	<b>7.8</b>	mg/LDQO
Desv Est	<b>19</b>	mg/LDQO
CV (%)	<b>27</b>	%

Ejemplos de respirogramas para determinar  $X_{h0}$  de la PTN y PTO





Ejemplos de respirogramas ajustados exponencialmente para determinar  $\mu_h$  de la PTN y PTO



## AD-2 PRUEBAS CON SIEMBRA

Planta Norte:

20°C

Resumen de mediciones de la constante  $\mu_{max}$  CON siembra

Muestra	$\mu_{max}$ (d-1)						Rsq (%)		
	Y1	Y2	GLI	Promedio	Desv_Est	CV(%)	Y1	Y2	Y3
M13A	3.62	4.20	4.62	4.15	0.50	12%	97%	95%	99%
M13B	5.85	6.43	4.95	5.74	0.75	13%	90%	92%	99%
M14B	5.14	5.57	5.13	5.28	0.25	5%	98%	96%	99%
M15	3.82	3.79	3.95	3.85	0.09	2%	98%	95%	91%
M16B	4.59	4.67	4.54	4.60	0.07	1%	90%	93%	95%
M16C	5.72	6.71	4.74	5.72	0.99	17%	93%	92%	93%
M16D	3.07	2.32	3.09	2.83	0.44		93%	82%	94%
M16Y		5.21	4.26	4.74	0.67	14%		95%	96%
M17B-b	4.56	4.55	4.14	4.42	0.24	5%	95%	96%	98%
			Prom	4.59					
			Max_min	5.74 - 3.85					

Mu max promedio	4.6	1/d
Desv Est	0.9	1/d
Error estd	0.4	1/d
CV (%)	20	%

Resumen de mediciones de la SIEMBRA  $X_h$  siembra

20 ml siembra

Muestra	$X_h$ (mg/L DQO)						Rsq (%)		
	Y1	Y2	GLI	Promedio	Desv_Est	CV(%)	Y1	Y2	Y3
M13A	109	95	98	100.67	7.37	7%	97%	95%	99%
M13B	80	71	98	83.00	13.75	17%	90%	92%	99%
M14B	82	68	85	78.33	9.07	12%	98%	96%	99%
M15	85	76	90	83.67	7.09	8%	98%	95%	91%
M16B	106	111	117	111.33	5.51	5%	90%	93%	95%
M16C	78	66	97	80.33	15.63	19%	93%	92%	93%
M16D	187	266	202	218.33	41.96		93%	82%	94%
M16Y		76	99	87.50	16.26	19%	0%	95%	96%
M17B-b	86	82	98	88.67	8.33	9%	95%	96%	98%
			Prom	103.54	11.23	11%			
			Max_min	111-78					

$X_h$ promedio	104	mg/LDQO	siembra
Desv Est	44	mg/LDQO	
Error estd	13.9	mg/LDQO	
CV (%)	43	%	

Planta Oriente:

20°C

**Resumen de mediciones de la constante  $\mu_{u\_max}$  CON siembra**

Muestra	$\mu_{u\_max}$ (d-1)						Rsq (%)		
	Y1	Y2	GLI	Promedio	Desv_Est	CV(%)	Y1	Y2	Y3
OM5B	4.70	4.52	5.04	4.75	0.26	6%	98%	97%	99%

Mu max promedio	<b>4.8</b>	1/d
Error Estd	<b>0.3</b>	1/d
Desv Est		1/d
CV (%)		%

**Resumen de mediciones de la SIEMBRA  $X_h$ \_siembra**

20 ml siembra

Muestra	$X_h$ (mg/L DQO)						Rsq (%)		
	Y1	Y2	GLI	Promedio	Desv_Est	CV(%)	Y1	Y2	Y3
OM5B	153.6	160.3	151.2	155.0	4.7	3%	98%	97%	99%

$X_h$ promedio	<b>155.0</b>	mg/LDQO	siembra
Error Estd	<b>4.7</b>	mg/LDQO	
Desv Est		mg/LDQO	
CV (%)		%	

NOTA: Este serie de corridas CON SIEMBRA fue realizada con 6 muestras (Om1b, OM2, OM3, OM5, OM14, OM15), pero

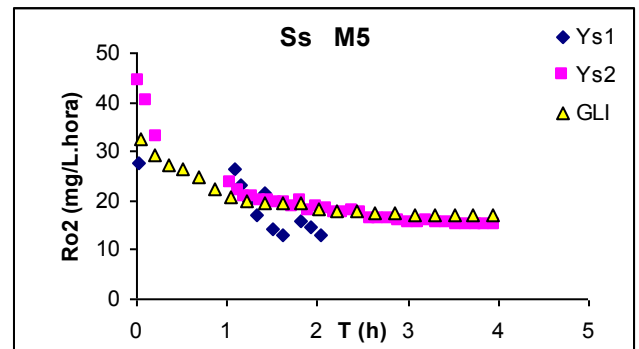
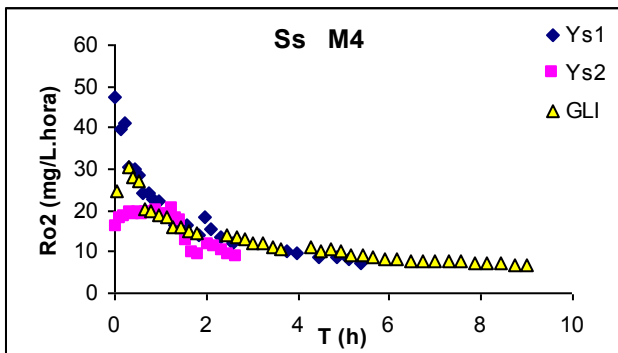
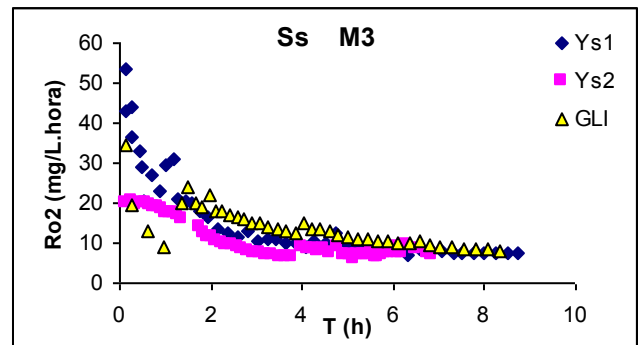
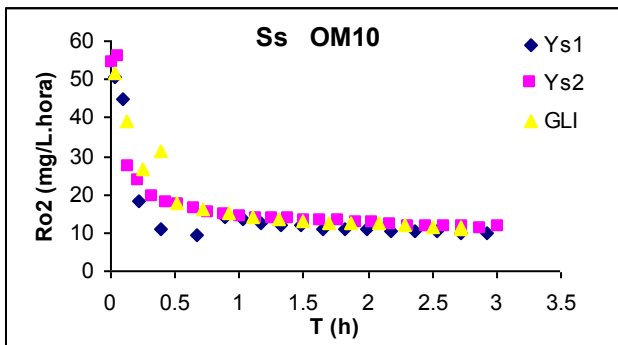
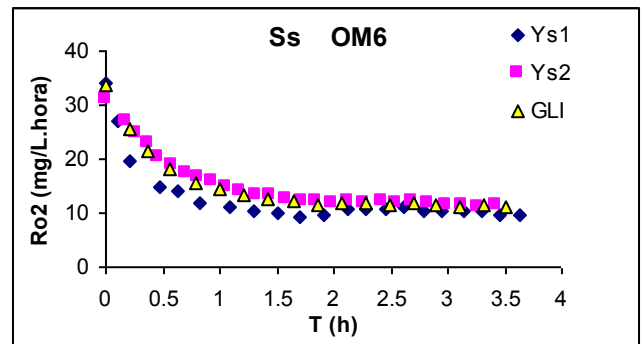
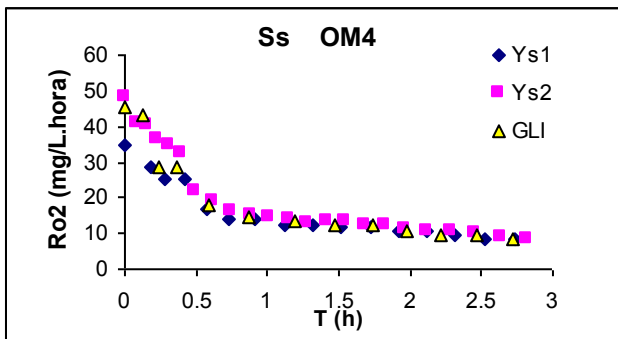
solo en un caso (OM5b), se pudo estimar  $\mu_{u\_max}$  en estas condiciones de prueba.

## Anexo E

Materia fácilmente biodegradable  $S_s$



Ejemplos de respirogramas para determinar Ss de la PTN y PTO



# Anexo E

## Técnicas utilizadas

♦ **pH (NMX-008-SCFI-2000)**

El método se basa en que al poner en contacto dos soluciones de diferente concentración de iones hidrógeno, se establece una fuerza electromotriz. Si una de la soluciones tiene una concentraciones conocida, por medio de la fuerza electromotriz producida se puede conocer la concentración de otra solución (solución problema), ya que esta fuerza es proporcional a ésta. Así con un electrodo de hidrógeno se puede obtener la concentración de  $H^+$  en la muestra problema y por tanto obtener el pH de ésta. El pH se determinó con un potenciómetro Thermo Orion pH/IES meter, modelo 710

♦ **Demanda Química de Oxígeno (HACH)**

Se basa en la reacción de la materia orgánica reductora contenida en una muestra de agua con un oxidante energético, como es el dicromato de potasio ( $K_2Cr_2O_7$ ), en medio ácido ( $H_2SO_4$ ) con un catalizador de plata ( $Ag^+$ ). La determinación de la cantidad de dicromato consumida en este proceso debida a que los compuestos orgánicos oxidables reducen el dicromato (Cr (IV)) a ión crómico (Cr(III)), se lleva a cabo por colorimetría a longitudes de onda de 420nm (región visible) y 620 (región ultravioleta), ya que el dicromato (de coloración naranja) absorbe en longitudes de onda de 420, mientras que el ión crómico absorbe a 620nm).

Este método se puede aplicar directamente a muestras de agua residual, en tubos de calidad espectrofotométrica, que contienen el volumen requerido de la solución de digestión (dicromato de potasio, ácido sulfúrico y sulfato mercurico). El sulfato mercurico elimina la interferencia por cloruros hasta por 2000 mg/L. Hach proporciona los tubos para determinar DQO en diferentes rangos (0-150, 0-1,500 y 0-15,000 mg DQO / L), así como el digestor y el espectrofotómetro para llevar a cabo dicha determinación.



◆ **Demanda Bioquímica de Oxígeno (NMX-AA-028-SCFI-2001)**

Demanda Bioquímica de Oxígeno ( $DBO_5$ ), es una estimación de la cantidad de oxígeno que requiere una población microbiana heterogénea para oxidar la materia orgánica de una muestra de agua en un período de cinco días. El método se basa en medir el oxígeno consumido por una población microbiana en condiciones en las que se ha inhibido los procesos fotosintéticos de producción de oxígeno en condiciones que favorecen el desarrollo de microorganismos.