

## **COEFICIENTE CINÉTICO PARA DISEÑO DE UNIDADES DE TRATAMIENTO BIOLÓGICO DE EFLUENTES CLOACALES**

**M. Saracho<sup>1</sup>, K. Romero, M. Flores, C. Rodríguez<sup>2</sup>**

Facultad de Ciencias Exactas y Naturales  
Facultad de Tecnología y Ciencias Aplicadas  
Grupo de Energías Renovables Catamarca, INENCO. – CONICET  
Universidad Nacional de Catamarca, Avda. Belgrano 300 C.P. 4700 – Catamarca  
E-mail: martasaracho@gmail.com

**RESUMEN:** Las lagunas de estabilización son sistemas de tratamiento de efluentes donde los microorganismos descomponen la materia orgánica mediante procesos aeróbicos, anaeróbicos y/o facultativos. La Capital de Catamarca cuenta con este tipo de sistema, en el cual, el incremento de caudal originó un deterioro creciente de la calidad del efluente. Actualmente se proyecta aumentar la capacidad de la planta ejecutando nuevas unidades de depuración. Una alternativa para optimizar el diseño y funcionamiento de las lagunas es conocer los coeficientes cinéticos del afluente a tratar, pues adoptar los obtenidos para otras zonas conlleva a bajos rendimientos. El objetivo del presente trabajo es determinar la constante de degradación carbonácea del afluente a las lagunas. Se aplicaron los métodos de Diferencias Logarítmicas, Thomas y Mínimos Cuadrados, adoptándose el  $k$  resultante del método de Thomas por el mayor ajuste obtenido. El valor es coincidente con los reportados por otros investigadores para un líquido cloacal débil.

**Palabras clave:** lagunas de estabilización, coeficientes cinéticos, constante de degradación de materia orgánica.

### **INTRODUCCION**

Las aguas residuales presentan características físicas, químicas y biológicas especiales que es necesario conocer para optimizar su manejo (recolección, transporte, tratamiento y disposición final); minimizar los efectos adversos de su vertido en aguas naturales o al suelo y realizar un tratamiento ambiental sustentable de los desechos y calidad del agua (Cubillo, 2001). La depuración de los efluentes domésticos es una combinación de operaciones físicas y de procesos biológicos y químicos que remueven del agua el material suspendido, el coloidal, el disuelto y los organismos patógenos (Jordão, 2005). Los contaminantes orgánicos constituyen los principales componentes del agua residual urbana, por lo cual para degradarlos se recurre a su tratamiento biológico (Kiely, 2003).

Para el diseño de sistemas de tratamiento biológico de efluentes, un parámetro fundamental es la velocidad de oxidación de la materia orgánica por microorganismos (Duncan, 2004). A través de reacciones de catabolismo y anabolismo se oxidan o mineralizan los compuestos orgánicos y se produce biomasa (Romero, 1998). La descomposición de la materia orgánica puede efectuarse mediante procesos aeróbicos, anaeróbicos y/o facultativos pues existen microorganismos específicos capaces de llevar a cabo la biodegradación en cualquiera de estos ambientes independientemente uno del otro (Mendonça, 1999). La degradación aeróbica de la materia orgánica se cumple principalmente a través de las reacciones algas-bacterias en las cuales el oxígeno producido fotosintéticamente por las algas durante el día, es utilizado por las bacterias para descomponer la materia orgánica y los productos de descomposición son tomados por las algas para su fotosíntesis (Ferrer y Seco, 2008).

Una tecnología de tratamiento biológico de efluentes empleada en países de Latinoamérica de clima tropical son las lagunas de estabilización cuya finalidad es remover de las aguas residuales la materia orgánica, eliminar microorganismos patógenos y reutilizar su efluente (Mendonça, 1999), aprovechando la capacidad que tienen los microorganismos de descomponer la materia orgánica presente en el agua residual.

Sin embargo a pesar de su aparente simplicidad, las lagunas de estabilización son reactores bioquímicos complejos que requieren un adecuado diseño (Von Sperling, 2008). Para optimizar su diseño, construcción y funcionamiento posterior es necesario determinar los coeficientes cinéticos del líquido a depurar. Generalmente, al no contarse con estos coeficientes, se adoptan los obtenidos en otras zonas, lo que conlleva a resultados poco confiables, mayores costos y bajos rendimientos (Duncan, 2004). Entre estos coeficientes cinéticos se encuentra la constante de biodegradación ó constante de reacción.

La oxidación bioquímica es un proceso lento que requiere matemáticamente un tiempo infinito para su conclusión (Romero, 1998). La degradación de la materia orgánica produce compuestos carbonosos y no carbonosos, pero la velocidad de reacción de la oxidación del material carbonoso es mucho mayor que la del material nitrogenado, por lo cual la nitrificación comienza generalmente cuando la demanda de oxígeno de la materia carbonosa ha sido prácticamente satisfecha. Los valores de la constante de reacción pueden variar entre  $0,05 \text{ d}^{-1}$  a  $0,3 \text{ d}^{-1}$  ó alcanzar valores superiores a estos (Metcalf & Eddy, 2003).

<sup>1</sup> Profesional Secretaría Agua y Ambiente, Gob. Catamarca

<sup>2</sup> Profesional Subsecretaría Ciencia y Tecnología, Gob. Catamarca

Su valor numérico depende de numerosos factores como la temperatura, la población bacteriana, la presencia de sustancias nutritivas y el carácter más o menos biodegradable de los materiales orgánicos. Para la misma concentración de carga orgánica inicial, la cantidad de oxígeno varía con el tiempo y con diferentes valores de la constante de biodegradación (Ramalho, 1996).

La Capital de Catamarca cuenta con un sistema de lagunas que ocupan una superficie aproximada de 0,76 km<sup>2</sup>, está integrado por 30 lagunas: seis anaeróbicas, seis facultativas y dieciocho de maduración (Fig. 1), distribuidas en seis módulos iguales que funcionan en paralelo, con una capacidad de tratamiento de 0,074 m<sup>3</sup>/s en cada módulo.



Figura 1. Imagen satelital del sistema de lagunas de estabilización de la Ciudad Capital de Catamarca.



Figura 2. Laguna de Maduración, Módulo 6. Planta de efluentes cloacales de la Capital de Catamarca.

Con la incorporación de nuevos barrios al tratamiento de efluentes, para atender las demandas de saneamiento de la población, el sistema se vio superado en su caudal de diseño (0,444 m<sup>3</sup>/s). Actualmente ingresa un caudal de 0,649 m<sup>3</sup>/s a la planta, siendo tratado por cada módulo 0,108 m<sup>3</sup>/s (Aguas de Catamarca, 2011). Esto produce una disminución de la calidad del efluente obtenido no ajustándose a la normativa vigente para el vuelco a cuerpos receptores, razón por la cual se proyecta aumentar la capacidad de tratamiento de la planta ejecutando nuevas unidades de depuración.

Considerando que es de gran importancia para el diseño de estos sistemas, el conocimiento de los coeficientes cinéticos locales, pues sus valores varían significativamente con el tipo de agua residual, el objetivo del trabajo es determinar la tasa de oxidación o constante de degradación carbonácea del afluente a las lagunas de estabilización de la ciudad de San Fernando del Valle de Catamarca.

## MATERIALES Y METODOS

Como parámetro para evaluar la eficiencia de remoción de la carga orgánica se emplea la medición de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO), medida empírica de simulación de un proceso de bioestabilización. La determinación de la misma está relacionada con la medición del oxígeno disuelto que consumen los microorganismos en el proceso de oxidación bioquímica de la materia orgánica (Metcalf & Eddy, 2003).

La cinética de la reacción de DBO carbonácea formulada por Streeter y Phelps obedece a una reacción de primer orden, es decir la tasa de oxidación bioquímica de la materia orgánica es directamente proporcional a la cantidad de materia orgánica biodegradable presente (Romero, 1998) como lo muestra la ecuación (1)

$$\frac{dL}{dt} = -K L \quad (1)$$

Siendo

L: concentración de la materia orgánica remanente (mg/l) en un tiempo t  
dL/dt: velocidad de desaparición de la materia orgánica por oxidación biológica aerobia (dL/dt < 0)  
t: el tiempo de incubación (días)  
K: una constante de biodegradación (d<sup>-1</sup>), base e a 20°C.

De la ecuación (1), designando con y la materia orgánica oxidada hasta el tiempo t (consumo de O<sub>2</sub> en un tiempo t), se obtiene el modelo matemático de la curva de DBO, dada por la ecuación (2).

$$y = L_0 \left( 1 - 10^{-kt} \right) \quad (2)$$

Donde k, constantes de biodegradación base decimal está relacionada con K (base natural), por la ecuación (3).

$$K = 2,303 \times k \quad (3)$$

Para la determinación de k se aplicaron los métodos de las diferencias logarítmicas, de Thomas y de mínimos cuadrados (Eckenfelder, 1970; Cutrera, 1999, Romero, 1998).

#### *Método diferencias logarítmicas*

Llamando  $r = dy/dt$  al grado de utilización del oxígeno, de la ecuación (2) se obtiene la ecuación (4) que al ser graficada permitió determinar el valor de k:

$$\log r = \log(2,302 L_0 k) - k t \quad (4)$$

#### *Método gráfico de Thomas*

Se estimó también el valor de k utilizando este método basado en la similitud de dos series de funciones, según la siguiente ecuación:

$$\left(\frac{t}{y}\right)^{1/3} = \frac{1}{(2,3k L_0)^{1/3}} + \left[\frac{(2,3k)^{2/3}}{6 L_0^{1/3}}\right] t \quad (5)$$

Donde  $a = 1/(2,3k L_0)^{1/3}$  y  $b = (2,3k)^{2/3} / 6 L_0^{1/3}$

#### *Método de mínimos cuadrados*

La forma diferencial de la ecuación de la DBO es:

$$\frac{dy}{dt} = K(L - y) \quad (6)$$

Donde:  $\frac{dy}{dt} = y' = \frac{y_{N+1} - y_{N-1}}{2 \Delta t}$        $a = K L$        $b = -K$

Para seleccionar estadísticamente el método mas adecuado se tuvo en cuenta la suma de los errores al cuadrado, el coeficiente de determinación y el criterio de selección de modelos (Akaike, 1976; Cutrera et al, 1999)

#### *Técnicas de análisis*

Se determinó la concentración de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO<sub>5</sub>) utilizando la técnica respirométrica descrita en el Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, AWWA, WEF; 2005). Este método simula las condiciones reales bajo las cuales ocurre el proceso de biodegradación proporcionando una medida directa del oxígeno consumido por los microorganismos a partir del aire atmosférico en una botella sellada, bajo condiciones de temperatura (20°C) y agitación constantes (IDEAM, 2002). Al consumir el oxígeno durante el proceso de degradación de la materia orgánica, los microorganismos producen CO<sub>2</sub> y agua. El CO<sub>2</sub> es absorbido por acción del hidróxido de litio (LiOH) contenido en un recipiente cilíndrico que sella la boca de cada botella, produciendo un vacío en la misma que es directamente proporcional al valor de la DBO en mg/l. Los ensayos se realizaron por triplicado midiendo en forma continua durante 10 días con el equipo BODTrak (Fig. 4). Se calibró el método con una solución estándar de glucosa-acido glutámico. No se empleó inhibidor de nitrificación. Se efectuó análisis estadístico descriptivo, correlacional e inferencial a los datos obtenidos.

#### *Muestreo*

Se extrajeron muestras compensadas del líquido afluente a la planta de tratamiento en la cámara de partición del caudal a los módulos del sistema de lagunas (Fig. 3). El líquido que llega a esta etapa pasa previamente por una cámara de rejillas de limpieza manual donde se extraen los sólidos gruesos (tratamiento primario).

El muestreo fue realizado con una frecuencia quincenal durante los meses Junio-Julio de 2010 y Mayo-Junio de 2011, considerando las situaciones mas críticas: mayor concentración del afluente al sistema por el menor consumo de agua en los meses mas fríos y la menor velocidad de reacción por la temperatura del agua.



Figura 3: Cámara partidora de caudales. Sitio de muestreo. Planta de efluentes cloacales de la Capital de Catamarca.



Figura 4: Equipo BODTrak utilizado en la medición de la DBO.

## RESULTADOS Y DISCUSION

En la figura 5 se observa la variación temporal de la DBO en la muestra compensada extraída el día 03/06/2010, del afluente estudiado.

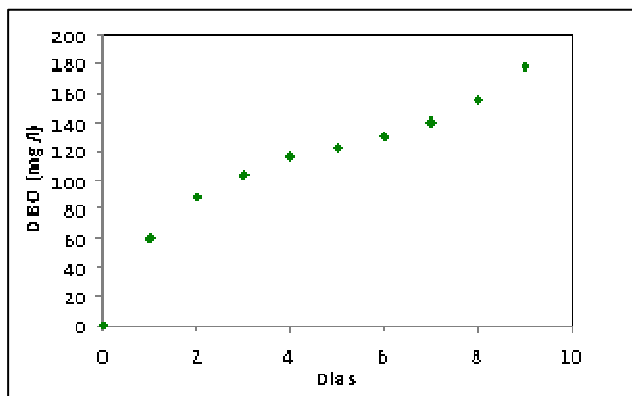


Figura 5: DBO del afluente a la planta depuradora

A partir del quinto día de incubación se observa la influencia de la DBON, asociada al proceso de oxidación del amoníaco a nitrato. Esta interferencia causada por la demanda adicional de oxígeno de las bacterias nitrificantes (Romero, 1998) se detectó en todas las muestras analizadas, razón por la cual se limitó el estudio para la determinación de la constante de degradación carbonácea, a los primeros cinco días (DBOC).

### Método diferencias logarítmicas

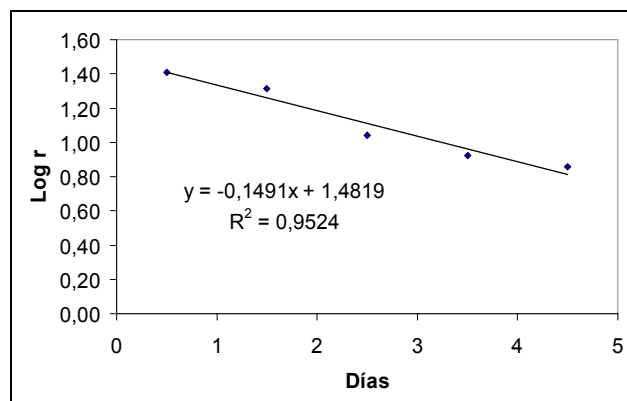


Figura 6: Determinación de  $k$  por el método de las diferencias logarítmicas. Fecha de muestreo 03/06/10

La figura 6 muestra la correlación entre el logaritmo del grado de utilización del oxígeno y el tiempo (días) para un ensayo realizado el 03/06/10 sobre una muestra de efluente cloacal crudo, utilizando la ecuación (4). El grado de asociación entre dichas variables es de 0,95. Los valores de  $k$  y  $K$  se obtienen de la pendiente de la gráfica (con signo negativo) y de la ecuación (3). En la tabla 1 se puede observar los valores de las constantes de biodegradación del líquido a depurar en el sistema de lagunas de estabilización, correspondientes al monitoreo realizado. Se muestran los valores de  $K$ ,  $k$  (a 20°C) y el coeficiente de determinación de la regresión lineal obtenido al aplicar el método de las diferencias logarítmicas.

| Fecha    | k    | K    | R <sup>2</sup> |
|----------|------|------|----------------|
| 03/06/10 | 0,15 | 0,35 | 0,95           |
| 17/06/10 | 0,09 | 0,21 | 0,81           |
| 01/07/10 | 0,12 | 0,20 | 0,75           |
| 15/07/10 | 0,13 | 0,30 | 0,79           |
| 04/05/11 | 0,13 | 0,30 | 0,71           |
| 18/05/11 | 0,14 | 0,32 | 0,70           |
| 01/06/11 | 0,15 | 0,35 | 0,80           |
| 15/06/11 | 0,14 | 0,32 | 0,87           |

Tabla 1: Constante de degradación de la materia orgánica. Método de diferencias logarítmicas. Periodo 2010-2011

#### Método gráfico de Thomas

Graficando la ecuación (5) para los valores experimentales y aplicando las ecuaciones (8) y (3) se obtuvieron los valores de k y K. En la figura 7 se muestran los resultados de la aplicación del método, para el muestreo realizado el 03/06/2010.

$$k = 2,61 \times (b/a) \quad (8)$$

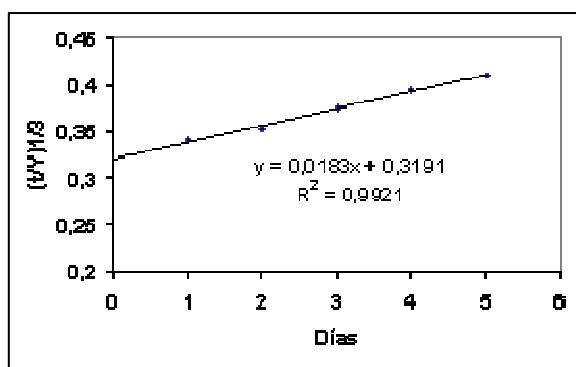


Figura 7: Determinación de k por el Método de Thomas. Muestreo de fecha 03/06/10.

Las constantes de degradación y coeficientes de determinación de la regresión lineal obtenidos al aplicar este procedimiento a los resultados del monitoreo realizado en el periodo de estudio, se muestran en la tabla 2. Los valores se corresponden con los reportados por otros investigadores para líquidos cloacales débiles (Romero, 1998; Metcalf & Eddy, 1995; Yanez, 2000, Jordão, 2005).

| Fecha    | k    | K    | R <sup>2</sup> |
|----------|------|------|----------------|
| 03/06/10 | 0,15 | 0,35 | 0,99           |
| 17/06/10 | 0,13 | 0,30 | 0,98           |
| 01/07/10 | 0,13 | 0,30 | 0,91           |
| 15/07/10 | 0,15 | 0,35 | 0,95           |
| 04/05/11 | 0,13 | 0,30 | 0,94           |
| 18/05/11 | 0,14 | 0,32 | 0,92           |
| 01/06/11 | 0,15 | 0,35 | 0,95           |
| 15/06/11 | 0,13 | 0,30 | 0,98           |

Tabla 2. Constante de degradación de la materia orgánica. Método de Thomas

Analizando los datos de las tablas 1 y 2, se observa que el grado de ajuste del modelo en cada fecha aplicando el método de Thomas es mayor que el logrado con el método de las diferencias logarítmicas.

#### Método de mínimos cuadrados

Aplicando este método a los datos de DBO registrados durante el periodo de muestreo se obtuvieron los valores de K y k que se muestran en la tabla 3.

| Fecha    | k    | K    |
|----------|------|------|
| 03/06/10 | 0,24 | 0,55 |
| 17/06/10 | 0,16 | 0,37 |
| 01/07/10 | 0,17 | 0,39 |
| 15/07/10 | 0,22 | 0,51 |
| 04/05/11 | 0,20 | 0,46 |
| 18/05/11 | 0,25 | 0,57 |
| 01/06/11 | 0,28 | 0,64 |
| 15/06/11 | 0,21 | 0,48 |

Tabla 3. Constante de degradación de la materia orgánica. Método de mínimos cuadrados.

Se observa una marcada diferencia entre los valores de la tasa de oxidación de la materia orgánica obtenida con la aplicación del método de mínimos cuadrados con respecto a los estimados con los otros modelos (tablas 1 y 2). La figura 8 muestra las curvas de la DBO obtenida con los datos experimentales resultados del monitoreo de fecha 01/07/10 y la DBO estimada utilizando los coeficientes cinéticos calculados con el método de los mínimos cuadrados. Se observa, conforme al modelo matemático (ecuación 1), que la velocidad de utilización del oxígeno (pendiente de la tangente a la curva) disminuye con el tiempo, en la medida que la concentración de materia orgánica que permanece sin oxidar en la muestra, va haciéndose cada vez menor. Sin embargo, la tasa de oxidación de la materia orgánica estimada es significativamente menor que la experimental en los primeros tres días, invirtiéndose ligeramente la relación en el resto del ensayo.

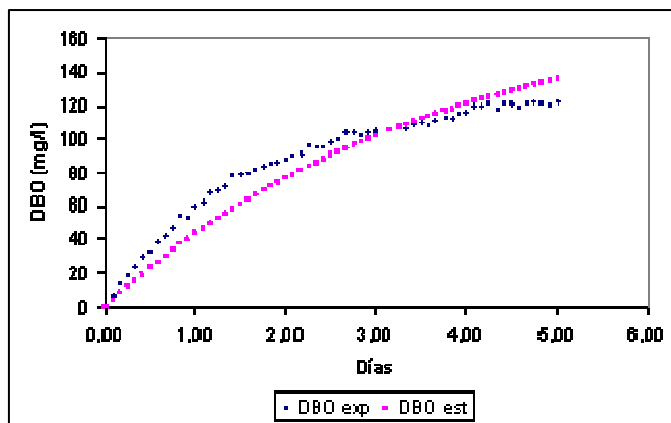


Figura 8: Curvas de la DBO experimental y estimada con el método de mínimos cuadrados. Fecha muestreo 01/07/2010.

En las tablas 4, 5 y 6 se muestran los valores obtenidos del cálculo de los estadísticos propuestos por los investigadores consultados (Akaike, 1976; Cutrera et al 1999) para seleccionar el modelo que más se ajuste a los datos experimentales: suma de los errores al cuadrado (entre los valores predichos por cada modelo y el valor experimental), criterio de selección de modelos (MSC) y coeficiente de determinación (CD), calculado con respecto al valor estimado por cada modelo.

| Suma de los errores al cuadrado |                               |                  |                             |
|---------------------------------|-------------------------------|------------------|-----------------------------|
| Fecha                           | Método de las Diferencias Log | Método de Thomas | Método de Mínimos Cuadrados |
| 03/06/10                        | 448                           | 4                | 5373                        |
| 17/06/10                        | 245                           | 28               | 6935                        |
| 01/07/10                        | 3345                          | 727              | 14558                       |
| 15/07/10                        | 3441                          | 2909             | 7650                        |
| 04/05/11                        | 4603                          | 274              | 7295                        |
| 18/05/11                        | 3770                          | 349              | 5942                        |
| 01/06/11                        | 2701                          | 53               | 3137                        |
| 15/06/11                        | 8937                          | 1635             | 2858                        |

Tabla 4: Comparación de la bondad del ajuste de los modelos de estimación. Suma de los errores al cuadrado

Si consideramos solamente como indicador para seleccionar el método, la suma de los cuadrados de los errores, se observa (tabla 4) una marcada diferencia a favor del propuesto por Thomas, advirtiéndose una excesiva dispersión con la aplicación del método de mínimos cuadrados, debido a la discreta estimación de la pendiente que se hace en cada punto (Cutrera, et al, 1999).

| Criterio de selección del modelo (MSC) |                               |                  |                             |
|--|-------------------------------|------------------|-----------------------------|
| Fecha                                  | Método de las Diferencias Log | Método de Thomas | Método de Mínimos Cuadrados |
| 03/06/10                               | 0,61                          | 5,30             | 0,45                        |
| 17/06/10                               | 1,09                          | 8,06             | 1,16                        |
| 01/07/10                               | 1,59                          | 7,43             | 2,66                        |
| 15/07/10                               | 1,59                          | 2,02             | 1,08                        |
| 04/05/11                               | 0,80                          | 1,74             | 2,44                        |
| 18/05/11                               | 0,64                          | 1,79             | 4,82                        |
| 01/06/11                               | 0,36                          | 4,16             | 2,56                        |
| 15/06/11                               | 0,49                          | 1,88             | 3,42                        |

Tabla 5: Comparación de la bondad del ajuste de los modelos de estimación. Criterio de selección del modelo

Comparando los resultados mostrados en las tablas 4, 5 y 6 se observa que los menores errores en la estimación de los datos y mayores valores de MSC y CD se obtuvieron con el método de Thomas, lo que indica que es el que mejor ajusta los datos experimentales.

| Coeficiente de Determinación (CD) |                               |                  |                             |
|-----------------------------------|-------------------------------|------------------|-----------------------------|
| Fecha                             | Método de las Diferencias Log | Método de Thomas | Método de Mínimos Cuadrados |
| 03/06/10                          | 0,67                          | 0,99             | 0,50                        |
| 17/06/10                          | 0,80                          | 0,99             | 0,70                        |
| 01/07/10                          | 0,54                          | 0,99             | 0,93                        |
| 15/07/10                          | 0,45                          | 0,99             | 0,67                        |
| 04/05/11                          | 0,39                          | 0,92             | 0,91                        |
| 18/05/11                          | 0,14                          | 0,90             | 0,89                        |
| 01/06/11                          | 0,13                          | 0,99             | 0,93                        |
| 15/06/11                          | 0,10                          | 0,99             | 0,91                        |

Tabla 6. Comparación de la bondad del ajuste de los modelos de estimación. Coeficiente de Determinación

Por lo expuesto, se deduce que el método de Thomas es el que mejor ajusta los datos experimentales de la DBO del líquido en estudio. Razón por la cual se eligen las constantes de biodegradación (a 20°C), resultantes de la aplicación de este método y se adopta para el diseño los siguientes valores promedios:

$$k = (0,14 \pm 0,01)1/ \text{días}$$

$$K = (0,32 \pm 0,02)1/ \text{días}$$

Esto nos permite clasificar el efluente cloacal tratado, como agua residual doméstica débil, pues valores típicos de K y k para dicha calidad de efluentes son 0,35 1/día y 0,152 1/día respectivamente (Romero, 1998). Como la concentración del agua residual depende principalmente del consumo de agua, el valor encontrado está relacionado con el elevado consumo de agua potable que se registra en la ciudad Capital de Catamarca (580 l/hab día, Aguas de Catamarca, 2011), si se compara con el consumo per cápita de 250 a 350 l/hab día, para poblaciones con similar número de habitantes (Mendoncã, 2006).

La figura 9 muestra el nivel de ajuste de la curva de DBO predicha por el método de Thomas y las obtenidas con los datos experimentales de cada monitoreo realizado en el período de estudio. Se observa que los resultados experimentales que presentan menor ajuste al modelo son los correspondientes a los datos experimentales 4 y 2.

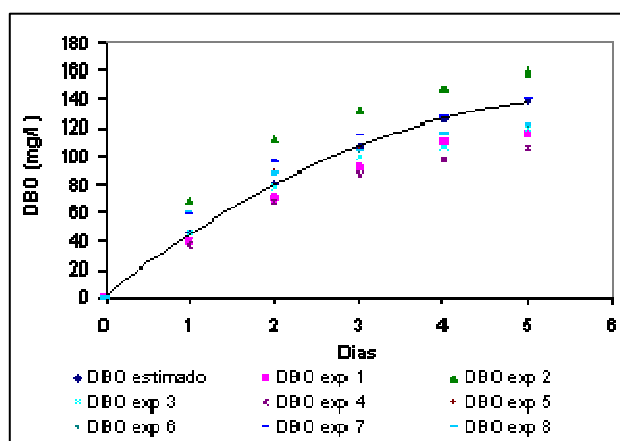


Figura 9: Curva de DBO predicha por el Método de Thomas y los resultados de datos experimentales.

## CONCLUSIONES

Se adopta el valor medio de los datos de k a 20 °C, calculados con el método de Thomas, por la bondad del ajuste del modelo de estimación y los resultados de los criterios de selección.

Los resultados permiten clasificar al efluente cloacal de la ciudad Capital de Catamarca, como agua residual doméstica débil, en función del valor obtenido de la constante de degradación carbonácea.

El valor medio del coeficiente cinético (constante de degradación carbonácea) para el afluente a las lagunas de estabilización de Catamarca, se ajusta a los reportados por otros investigadores para calidad de efluentes como el estudiado.

La demanda bioquímica de oxígeno nitrogenada, en el líquido afluente al sistema de lagunas de estabilización adquiere importancia a partir del sexto día, razón por la cual los valores del coeficiente cinético informados se basaron en el resultado del monitoreo de los primeros cinco días.

## NOMENCLATURA

DBO<sub>5</sub>: Demanda Bioquímica de Oxígeno para t: 5 días  
 DBOC: Demanda Bioquímica de Oxígeno Carbonácea  
 DBON: Demanda Bioquímica de Oxígeno Nitrogenácea

## REFERENCIAS

- APHA.-A.W.W.A.-W.E.F. (2005). Standard Methods for de Examination of Water and Wastewater. Edición 21. pp 5-10; 5-13. United States of America.
- Aguas de Catamarca S.A.P.E.M (2010). Base de datos. Catamarca.
- Cubillo A. (2001). Parámetros y Características de las Aguas Residuales. CEPIS- Lima. Perú. pp 12-15.
- Cutrerá G., Manfredi L., del Valle C., Gonzalez J. (1999). On the determination of the kinetic parameters for the BOD test. Water SA. Vol 35. N°3. pp 377-379.
- Duncan Mara (2004). Domestic Wastewater Treatment in Developing Countries. Earthscan. London. pp 56-67.
- Eckenfelder W. (1970). Water Quality Engineering for Practicing Engineers. Barnes & Noble, New York. pp 45-98.
- Ferre J. y Seco A. (2008). Tratamientos Biológicos de Aguas Residuales. Alfaomega. México. pp 140-148.
- Jordão E. (2005). Tratamento de Esgotos Domésticos. 4° EDICA. Editoração Eletrônico. Rio de Janeiro. pp 667-708.
- Kiely G. (2003). Ingeniería Ambiental. Mc Graw Hill. Interamericana de España. Colombia. pp 669-681.
- Mendonça S. (1999). Lagunas de estabilización. OPS-OMS, Bogotá, Colombia. pp 2-15.
- Mendonça S. (2006). Sistema de Lagunas de estabilización. Mc Graw Hill. Bogotá, Colombia, pp 26-41.
- Metcalf & Eddy (2003). Wastewater engineering: treatment and reuse (Fourth Edition). McGraw-Hill. pp 80-93.
- Ramalho R. (1996). Tratamiento de Aguas Residuales. Ed. Reverté. Barcelona. pp 50-70.
- Romero Rojas (1998). Acuitratamiento por Lagunas de Estabilización. 3° Edición. Editorial Escuela Colombiana de Ingeniería. Colombia. pp 40-56, 119-136, 140, 144-155.
- Von Sperling M. y Olivera S. (2008). Reliability analysis of wastewater treatment plants. Water Research. pp 1182-1194.
- Yanez F. (2000). Aspectos destacados en la tecnología de lagunas de estabilización. Seminario Internacional de Tratamiento de Aguas Servidas. AIDIS, Brasil, pp 15 – 19.

## ABSTRACT

Waste stabilization ponds are wastewater treatment systems where microorganisms degrade organic matter by aerobic, anaerobic and/or facultative processes. The city of Catamarca has this type of system, where the flow increase caused an growing deterioration of effluent quality. The treatment capacity of the plant will be increased by building new purification units. An alternative to optimize the design and operation of the ponds is to know kinetic coefficients of the effluent to be treated, because taking those obtained for other areas leads to low efficiency. The objective of the present work is to determine the carbonaceous degradation constant of the pond influent. The Logarithmic Difference, Thomas, and Least Squares methods were applied. It was adopted the kinetic constant resulting of the Thomas method by the best fit obtained. The value is consistent with those reported by other researchers for diluted sewage.

**Keywords** : Water stabilization ponds, kinetic coefficients, constant organic matter degradation