

ESTUDIO EXPERIMENTAL Y MODELIZACIÓN DE LOS PARÁMETROS BIOCINÉTICOS EN LA EVALUACIÓN DE UN REACTOR DE LODOS ACTIVO DE UNA PLANTA DE TRATAMIENTO ALIMENTARIA.

EXPERIMENTAL STUDY AND MODELING OF THE BIOKINETIC PARAMETERS IN EVALUATING REACTOR ACTIVATED SLUDGE TREATMENT PLANT FOOD

Eduardo Andrés Morales Haro, Departamento de Ciencias Químicas y Ambientales Escuela Superior Politécnica del Litoral (ESPOL) Campus Gustavo Galindo, Km 30.5 vía Perimetral Apartado 09-01-5863. Guayaquil-Ecuador, E-Mail: eamorale@espol.edu.ec

José Guillermo Cárdenas Murillo, Departamento de Ciencias Químicas y Ambientales Escuela Superior Politécnica del Litoral (ESPOL)

RESUMEN

Las plantas de tratamiento de aguas residuales se diseñan con el objetivo de depurar los contaminantes presentes en el agua, provenientes de desechos humanos y actividades realizadas por una industria o comunidad. El presente estudio evaluó el rendimiento del tratamiento biológico por lodos activos de una planta de tratamiento de una panificadora industrial, mediante la caracterización del efluente y su carga orgánica, la obtención y calibración de los coeficientes biocinéticos y el modelado del sistema. Se planteó el uso de la DQO soluble como parámetro principal de contaminación. Integrando los procesos unitarios de la planta, se realizaron pruebas para determinar las dosis óptimas de químicos del tratamiento primario y se efectuaron ensayos de sedimentación con la mezcla del reactor. Las simulaciones dinámicas desarrolladas en Matlab y Simulink, predicen remociones de materia orgánica por encima del 92%, en cumplimiento con la norma ambiental. Bajo condiciones de cargas pico, el sistema es afectado por su hidráulica y requerimientos de aire al reactor. Por ende, tanto los equipos de aireación y sedimentación son redimensionados.

PALABRAS CLAVES: aguas residuales, lodos activos, panificadora, coeficientes biocinéticos.

ABSTRACTS

Wastewater treatment plants are designed for removing pollutants present in the water, which come from human wastes and activities done by an industry or community. This study evaluated the performance of the biological treatment by activated sludge of a wastewater treatment plant from an industrial bakery by the characterization of the effluent and its organic load, the determination and calibration of the biokinetic coefficients, and the system modeling. The use of soluble COD is considered as the primary pollutant parameter. Integration of unit processes is done by determining the optimal dosages of primary treatment chemicals and also sedimentation batch tests were run with the water-sludge mixture. Dynamic simulations developed on Matlab and Simulink predicts organics matter conversions above 92%, in compliance with environmental standards. Under peak load conditions, the system is affected by its hydraulics and air requirements to the reactor. Therefore, both aeration and sedimentation equipment are resized.

KEY WORDS: wastewater, activated sludge, bakery, biokinetic coefficients.

INTRODUCCIÓN

Las aguas residuales presentan una composición básica en peso de un 99.94% agua y el remanente 0.06% es material disuelto y suspendido en la misma (WPCF, 1980). Estas aguas contaminadas no pueden ser descargadas directamente a un cuerpo de agua, ya que poseen un alto contenido de materia orgánica putrescible, y exceso de nutrientes que desencadenan en problemas de eutrofización en ríos y lagos, y además pueden contener potenciales agentes tóxicos o carcinógenos que ponen en riesgo la salud de las personas y de los ecosistemas. (Metcalf & Eddy, 2004).

Cada país posee sus normas de calidad para las aguas de vertido, dichas normas ambientales en el Ecuador, acorde al Texto Unificado de Legislación Secundaria Medio Ambiental (TULSMA), vigente desde el 2003, establecen las políticas ambientales básicas en el Ecuador, sobre los límites de descarga de las aguas residuales.

Las aguas residuales de la panificadora objeto de estudio, ubicada en la ciudad de Guayaquil, son generadas mayormente en la limpieza de las áreas de producción, comedores y baños. Para tratar estas aguas se construyó una planta depuradora en el año 2005, en la cual se incluyó el tratamiento primario del agua, tratamiento biológico (reactor de lodos activos, sedimentador final de lodos biológicos), y desinfección del efluente.

Durante los últimos años, el incremento de la producción y expansión de la panificadora ha llevado a un mayor flujo de residuos líquidos, y considerando la normativa ambiental vigente en el país (Libro VI de la calidad ambiental, 2003), es oportuno determinar el estado actual de la planta de tratamiento.

Con respecto al tratamiento primario, las dosis operativas de sulfato de aluminio y cal apagada presentan valores promedio de 617 y 406 mg/L, respectivamente. Las dosis reportados en la literatura del sulfato varían en un rango de 75 - 250 mg/L, (Eckenfelder, 2000). Mediante un test de jarras, fue posible obtener las dosis óptimas a utilizar en esta instalación, acorde a las características del agua residual y el criterio de remoción de sólidos suspendidos totales (SST).

Si bien durante muchos años se ha empleado la DB05 para la caracterización de la materia carbonácea de las aguas residuales, actualmente se reconoce a la DQO como el

parámetro principal de carga orgánica en los modelos biológicos. En su forma más simple, la DOO total se divide en DQO soluble y DQO suspendida. Aplicando un balance de materia, la ruta de este material es fácil de seguir y cuantificar (Metcalf & Eddy, 2004).

DESARROLLO

Los análisis y monitoreos de las cargas contaminantes se realizaron entre marzo y junio del año 2012, midiendo la DQO soluble a la entrada y a la salida de la planta, para obtener la eficiencia E del tratamiento (Tabla 1). Con los datos de eficiencia, se verifica su ajuste normal mediante la prueba de Kolmogorov - Smirnov (K-S). El valor P supera el nivel de significancia de 0.10, lo que evidencia normalidad de los datos (Figura 1).

Tabla 1. Cargas contaminantes y eficiencias solubles

Monitoreo	DQO entrada	DQO salida	E (%)
1	792.41	24.05	96.96
2	1273.00	14.00	98.90
3	1361.00	10.00	99.27
4	1405.60	39.85	97.16

Fuente: Elaboración propia

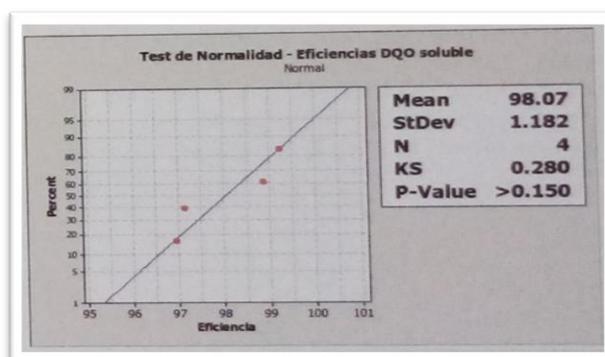


Figura 1. Test de normalidad, prueba K-S en Minitab

Se usó la prueba t de Student, válida para muestras pequeñas, bajo condiciones de normalidad. Se contrasta el valor p obtenido en Minitab con el nivel de significancia preestablecido de 0.05 (95% de confianza). La hipótesis nula H_0 , establece que las eficiencias solubles no superan el 95% en promedio; la hipótesis alternativa H_1 establece eficiencias superiores a dicho porcentaje de remoción. Este valor fue escogido a partir del rango superior de rendimientos reportados para sistemas de lodos activos de mezcla completa, (Romero, 2008), considerando que el objetivo principal del tratamiento biológico es remover la mayor cantidad de materia soluble del agua residual. Las hipótesis

nula y alternativa se expresan simbólicamente de la siguiente forma:

$$t = \frac{\bar{x} - \mu}{s / \sqrt{n}}$$

Ho: $\mu < 95\%$ vs. H1: $\mu > 95\%$

El valor Pen la prueba t es mucho menor que el nivel de significancia preestablecido ($\alpha = 0.05$). lo que indica una fuerte evidencia de rechazo a la hipótesis nula, y por ende las eficiencias superan de forma significativa el 95% de remoción de material soluble (Figura 2). con lo que la DQO soluble es aplicable para la evaluación del tratamiento biológico.

One-Sample T: Eficiencias DQO soluble							
Test of su = 95% vs > 95%							
Variable	N	Mean	StDev	SE Mean	95% Lower Bound	T	P
C1	4	98.072	1.182	0.591	96.682	5.20	0.007

Figura 2. Resultados test T en MINITAB

Tratamiento primario y prueba de jarras

Se realizó la caracterización del agua residual que ingresa al tratamiento primario, en base a ensayos por test de jarras, entre mayo y junio del 2012, en los laboratorios de microbiología de la Escuela Superior Politécnica del Litoral.

Las pruebas por jarras incluyen los químicos sulfato de aluminio grado A e hidróxido de calcio (cal) como estabilizador de pH; además se incorpora al estudio el polímero catiónico (Praestol 650TR) como coadyuvante en la floculación química.

El pH óptimo se determinó en una sola prueba, colocando la muestra de agua residual cruda a distintos pH, bajo dosificación constante de sulfato de aluminio, para después medir los SST Y DQO residuales en cada jarra. De la Tabla 2, los valores óptimos de pH son de 6 y 7. Si bien a pH 7 el porcentaje de remoción de DQO es ligeramente mayor, ambos valores se usan para hallar las dosis óptimas.

Tabla 2: Determinación de pH óptimo, prueba de jarras

Jarra #1					
Muestras	DQO (ppm)	SST (ppm)	pH	% DQO	% SST
Agua cruda	1225.9	167	5.7	-	-
Jarra #2	834.60	60	5	32	64
Jarra #3	714.35	40	6	42	76
Jarra #4	690.06	40	7	44	76

Fuente: Elaboración propia

Las combinaciones de pH y dosis estudiadas, junto con la evaluación del criterio del 89% de remoción de sólidos, se detallan en las siguientes tablas:

Tabla 3. Dosis óptimas a pH 6, prueba de jarras Jarra #2

Sulfato (ppm)	Polim (ppm)	SST (ppm)	SST residual (ppm)	% remoción SST	Cumple
100	-	543	80	85.3	NO
200	-	543	56	89.7	SI
250	-	543	52	90.4	SI
300	-	543	46	91.5	SI
400	-	543	38	93.0	SI
500	-	543	30	94.5	SI

Jarra #3

Sulfato (ppm)	Polim (ppm)	SST (ppm)	SST residual (ppm)	% remoción SST	Cumple
50	1	358	22	93.9	SI
50	5	358	12	96.6	SI
100	1	358	34	90.5	SI
100	5	358	66	81.6	NO

Fuente: Elaboración propia

Tabla 4. Dosis óptimas a pH 7, prueba de jarras Jarra #4

Sulfato (ppm)	Polim (ppm)	SST (ppm)	SST residual (ppm)	% remoción SST	Cumple
100	-	358	44	87.7	NO
200	-	358	34	90.5	SI
300	-	358	40	88.8	NO

Jarra #5

Sulfato (ppm)	Polim (ppm)	SST (ppm)	SST residual (ppm)	% remoción SST	Cumple
50	1	215	97	54.9	NO
50	3	215	72	66.5	NO
50	5	215	96	55.3	NO
100	1	215	22	89.8	SI
100	3	215	16	92.6	SI
100	5	215	12	94.4	SI
150	1	215	14	93.5	SI
100	3	215	18	91.6	SI

Fuente: Elaboración propia

Biocinética y caracterización del tratamiento secundario

Para la obtención de los parámetros cinéticos, se realizaron dos pruebas por lotes por dos semanas en un reactor por lotes de 12 litros, debido su facilidad de operación. Las concentraciones de sustrato soluble S y biomasa X (sólidos suspendidos volátiles) se midieron en función del tiempo.

Las constantes k , μ_m , Y , K_s , se obtuvieron en la primera corrida mezclando agua residual con lodo activado del reactor industrial. El coeficiente k_d se obtuvo en la segunda prueba aireando una muestra de lodo activado con una cantidad despreciable de sustrato, y midiendo la variación de la concentración de biomasa a través del tiempo en fase endógena.

Las ecuaciones de balance - cinética de Monod son linealizadas para obtener los modelos de regresión, como se presenta a continuación:

$$\frac{X}{\frac{dX}{dt}} = \frac{K_S}{\mu_m} * \frac{1}{S} + \frac{1}{\mu_m}$$

$$\frac{X}{-\frac{dS}{dt}} = \frac{Y K_S}{\mu_m} * \frac{1}{S} + \frac{Y}{\mu_m}$$

$$\ln X = -k_d t + \ln X_o$$

Las condiciones de operación promedio del reactor biológico de mezcla completa fueron obtenidas en base a siete monitoreos a la planta durante los meses de marzo y abril del 2012. Se recopilaron datos de campo, y en el laboratorio se realizaron los análisis de sólidos suspendidos totales/volátiles y DQO soluble, y en base a los balances de materia (Metcalf & Eddy, 2004; Romero, 2008; (Martínez y Rodríguez, 2005), se calcularon parámetros adicionales de operación, los cuales se muestran en la siguiente tabla:

Tabla 5: Caracterización reactor de lodos activos (Monitoreos)

VARIABLES DE DISEÑO Y OPERACIÓN	
Volumen reactor, m ³	78.25
DQO entrada (S ₀), mg/L	947.35
DQO salida (S), mg/L	34.39
SSV reactor (X), mg/L	2357
SST reflujó (X _R), mg/L	6111
F/M, d ⁻¹	0.27
IVL, mL/g	172
Edad de lodos, días	18
Tasa de recirculación (R)	1.01

Fuente: Elaboración propia

La caracterización del sedimentador de lodos se realizó mediante ensayos de sedimentación en probetas de 1 litro a diferentes concentraciones de sólidos, utilizando una muestra madre de lodos activados de purga de 8600 mg/L (8.6 g/L) de SST. Se midió la altura de interfase lodo - agua clarificada en intervalos regulares de tiempo (Figura 3), con el fin de obtener el modelo de velocidad de sedimentación.

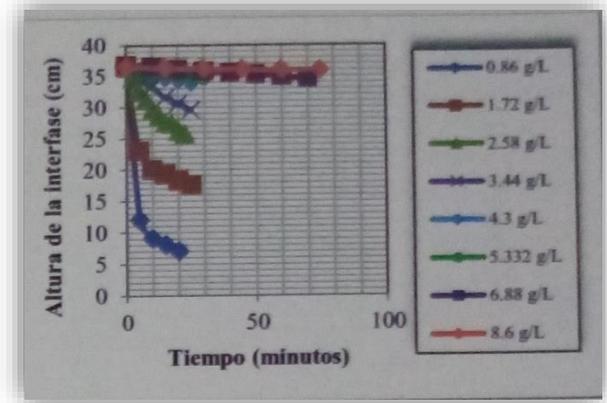


Figura 3. Ensayos de sedimentación zonal tipo batch (Altura interfase vs. Tiempo)

ANÁLISIS Y DISCUSIÓN DE RESULTADOS

Determinación coeficientes biocinéticos y de sedimentación

Los resultados de los experimentos biocinéticos a 27°C se reportan a continuación:

Tabla 6. Resultados de las pruebas biocinéticas.

Primera prueba biocinética				
Tiempo (h)	S(mg/L)	X (mg/L)	dX/dt	dS/dt
0	134	150	0.8979	-2.8333
24	79	165	0.8958	-1.7500
48	50	193	0.8333	-1.0625
72	28	205	0.5000	-0.9167

Segunda prueba biocinética

Tiempo (h)	X (mg/L)	Ln X
0	900	6.80
1	900	6.80
3	900	6.80
4	800	6.68
22	800	6.68
96	700	6.55

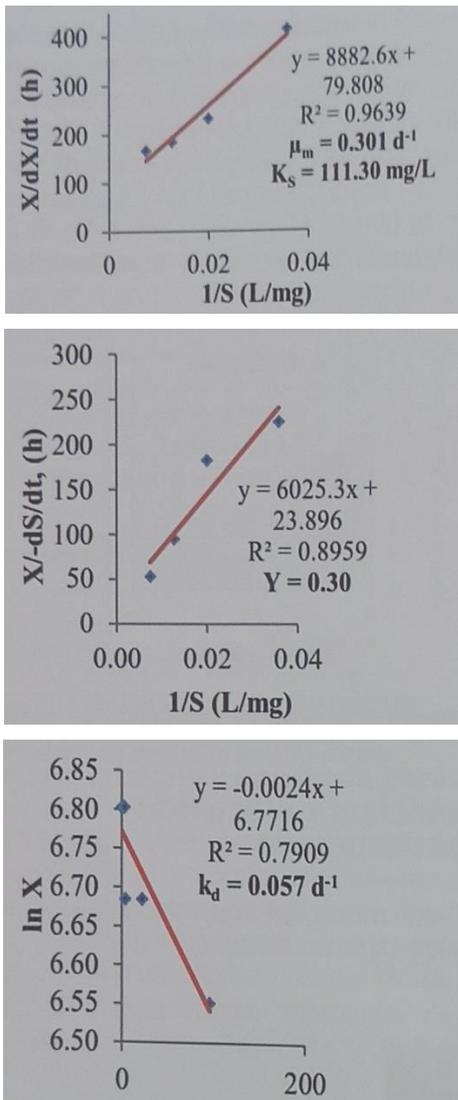


Figura 4. Obtención de μ_m , K_s Y K_d

Las constantes cinéticas se calibraron con la edad de lodos θ_c y el sustrato de salida promedio S de los monitoreos (Tabla 7), con la expresión del sustrato de salida en estado estable (Metcalf & Eddy, (2004)):

$$S = \frac{K_s [1 + k_d \theta_c]}{\theta_c (Yk - k_d) - 1}$$

Aplicando regresión no lineal, se obtienen los valores calibrados (Figura 5).

Tabla 7. Datos experimentales calibración

θ_c (días)	S (mg/L)
16.5	61.31
21.9	16.00
19.9	21.00
18.8	21.00
18.22	47.16
18.24	39.85

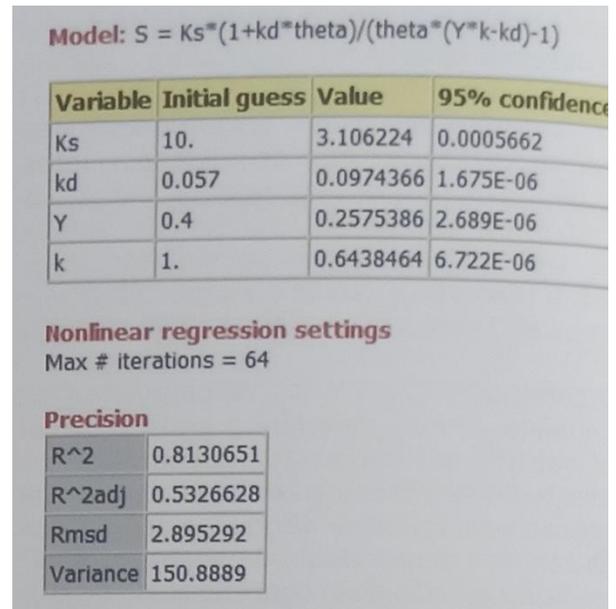


Figura 5. Calibración de coeficientes cinéticos

Las velocidades de sedimentación zonal (Tabla 8) se obtienen de los tramos lineales de las curvas de la Figura 3. Los datos se ajustan al modelo de Vesilind (Figura 6):

$$V_s = V_0 \exp(-nC_i)$$

Tabla 8. Velocidades de sedimentación experimentales

Concentración (mg/L)	Velocidad de sedimentación (m/h)
86	2.94
1720	1.62
2580	0.38
3440	0.167
4300	0.12
5332	0.108
6880	0.02
8600	0.008

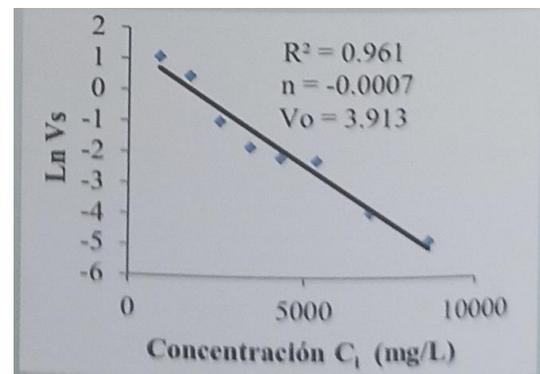


Figura 6. Obtención del modelo de sedimentación

Modelización dinámica del reactor

Se realizaron las simulaciones en Matlab bajo un caudal constante de 70 m³/día, donde se resuelve el sistema de ecuaciones diferenciales en condiciones ideales de sedimentación, para el sustrato soluble S, biomasa del reactor X y biomasa del sedimentador X_R, (Metcalf & Eddy, 2004; Martínez y Rodríguez, 2005). Se analizaron los efectos de manipular los caudales de purga Q_w y la recirculación R.

El aumento del caudal de purga conduce a un aumento del sustrato soluble, siendo éste valor relativamente alto a partir de 2.5 m³/día. Tasas de recirculación mayores a 0.75 favorecen la remoción de sustrato. La edad de lodos se encuentra entre 7 y 25 días, siendo estos tiempos de retención usuales en procesos convencionales y de aireación prolongada.

Las simulaciones con entradas variables (sinusoidales), se desarrollaron en Simulink, los caudales de proceso y sus variaciones se obtuvieron con los datos del monitoreo y estadísticas de la planta.

Los rangos aplicados para los caudales fueron de 50-90 m³/d para el caudal de entrada, 1.5-2 m³/d para el caudal de desecho, y una carga contaminante entre 550-1350 mg/L DQO. La tasa de recirculación se fijó en 1.01 (Figura 7). El modelo muestra la respuesta temporal de las variables de estado, así como la DQO total del efluente, requerida como parámetro de control.

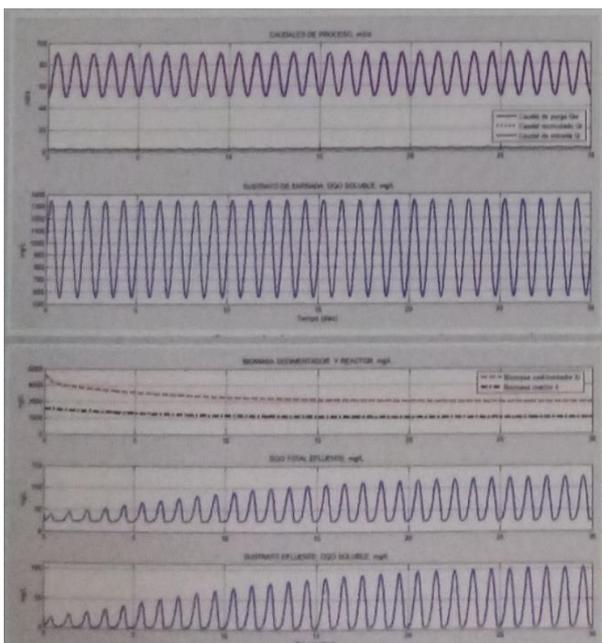


Figura 7 y 8: Caudales y sustrato de entrada, y variables de salida del proceso

Los resultados de la simulación (Figura 8) muestran una disminución de la biomasa del reactor y por ende un aumento progresivo de la DQO soluble y total hasta valores pico de 105 y 126 mg/L, respectivamente. La planta presenta eficiencias de remoción soluble por encima del 92%.

Análisis estático de los equipos de reacción y sedimentación

El oxígeno requerido para el reactor y otros procesos de la planta, es obtenido mediante un blower, distribuyendo aire al reactor a través de 16 difusores tipo EPDM; las características de la línea de aire son las siguientes:

- Capacidad blower (Cfm) 122
- Potencia (Hp)..... 7.5
- Longitud tubería de hierro (m) ...16.55
- Diámetro nominal (plg)2

El análisis del equipo se basa en calcular las pérdidas de carga, la presión de descarga y hallando la potencia requerida, con las ecuaciones de la hidráulica de tuberías (White, 2002):

$$P_{DESC} = P_{atmosférica} + P_{hidrostática} + \sum \text{Pérdidas}$$

$$Potencia (kW) = \frac{WRT}{29.7nE} \left[\left(\frac{P_2}{P_1} \right)^{0.283} - 1 \right]$$

El análisis hidráulico del aireador, revela un requerimiento de potencia menor al actual (6.64 hp), sin embargo el aire suministrado por kilogramo de DQO soluble eliminada no cumple con la norma para procesos con f/m < 0.3 (Metcalf & Eddy, 2004), luego con el factor de escala, la potencia requerida es de 10.84 hp.

El sedimentador es analizado mediante la técnica de flujo de sólidos en condiciones de carga pico. El flujo total de sólidos en el sedimentador F_T es la suma del flujo de sólidos que sedimentan por gravedad F_G con una velocidad V_S, y el flujo de sólidos por succión F_r, con una velocidad U_b (Metcalf & Eddy, 2004; Martínez y Rodríguez, 2005):

$$F_r = C_i V_S + C_i U_b = C_i \left[V_0 \exp(-nC_i) + \frac{Q_u}{A} \right]$$

El flujo de sólidos límite F_{TL}, se encuentra con una línea tangente al punto más bajo de la parte descendente de la curva de flux total, o, trazando una tangente desde la concentración de lodos de fondo deseada hasta la curva de flujo por gravedad. El flujo límite es de 40.5 kg/m²-d,

con una concentración máxima de sólidos en el fondo del clarificador de 6800 g/m^3 (mg/L). La concentración actual de fondos supera dicho valor, lo que confirma la sobrecarga del sedimentador y junto a la insuficiencia de oxígeno suministrado al reactor explican la causa del hinchamiento de lodos (Sludge Buiking) y el alto Índice Volumétrico obtenido (172), lo que merma la sedimentabilidad de lodos acarreándolos al efluente final de la planta.

Acorde a la metodología de diseño presentada por Martínez y Rodríguez, (2005) con el cálculo del flujo límite de sólidos el sedimentador en estas condiciones debe aumentar su área de flujo a 13.42 m^2 y ocupar un volumen de aproximadamente 34 m^3 .

CONCLUSIONES

Las eficiencias globales obtenidas de los monitoreos muestran evidencia estadística para el uso de la DQO soluble como alternativa a otras medidas de carga contaminante al proceso biológico. La hipótesis es verificada para las aguas residuales estudiadas, y podría o no ser aplicable a otras descargas industriales de panificadoras.

Las pruebas realizadas en un Reactor Batch determinaron las constantes del proceso de lodos activos, en un periodo de 2 semanas. Éstas son obtenidas a la temperatura de 27°C y se encuentran dentro de los rangos reportados en la literatura, a excepción de K_s y k . Esto predice velocidades de reacción lentas, algo inusual para la relativa alta temperatura del medio, no obstante las tasas de reacción se equilibran con la gran afinidad de la biomasa al sustrato, reflejado en el valor de la constante de semisaturación K_s .

BIBLIOGRAFIA CONSULTADA

- WPCF (Water Pollution Control Federation): "Clean water for today: what is wastewater treatment". Washington: WPCF, 1980.
- Metcalf & Eddy, (2004): Wastewater Engineering: Treatment and Reuse. 4th edition. Estados Unidos: McGraw-Hill, 2004
- Texto unificado, Libro VI de la calidad ambiental, Anexo I [En línea]. 2003. Ecuador: Ministerio del Ambiente. <<http://web.ambiente.gob.ec> Consultado en: 2012, 9 de junio.
- Eckenfelder, W. (2000): Industrial Water Pollution Control, 3rd edition. Estados Unidos: McGraw-Hill.
- Romero, J. (2008): Tratamiento de aguas residuales. Teoría y principios de diseño. 3era edición. Colombia: Editorial Escuela Colombiana de Ingeniería, 2008.
- Martínez, S.; Rodríguez, M. (2005): Tratamiento de aguas residuales con MATLAR. Mexico: Editorial Reverie S.A., 2005.
- White, F. (2002): Fluid Mechanics. 4th edition. Estados Unidos: McGraw-Hill, 2002.

El Reactor Batch empleado es apropiado debido a su facilidad de operación y rapidez en obtener resultados, lo que significa una reducción de costos del estudio. Su desventaja principal radica en la variabilidad de los datos, debido a su naturaleza transitoria. La calibración del modelo con datos de planta resuelve esta dificultad. Debido a la varianza alta obtenida de la calibración del modelo cinético, éste debe realizarse con técnicas de laboratorio más precisas (ej., respirometría), que involucren un mayor número de monitoreos y experimentos.

En el tratamiento fisicoquímico del agua se encontraron las dosis óptimas que cumplen con el criterio de reducción de sólidos, mediante un test de jarras. Se incorpora el uso del polímero Praestol 650TR, en conjunto con el sulfato de aluminio y cal. La combinación polímero - coagulante metálico resulta efectiva, disminuyendo las dosis de sulfato. Estas dosificaciones mejorarían la economía global de la planta en un 35%, confirmando la segunda hipótesis del proyecto.

El reactor de lodos activos presenta características de mezcla completa y aireación extendida, con una relación F/M de 0.27 y edad de lodos de 18 días. Esto supone de demandas altas de oxígeno, lo cual es desnivelado por el sub-dimensionamiento del equipo de aireación. Los análisis determinan que el blower debe tener una capacidad superior a la actual.

Los escenarios de modelización establecen que el sistema presenta conversiones de sustrato por encima del 92% para las condiciones actuales de operación; los valores de DQO total están por debajo del límite máximo permisible establecido por las normas ambientales.