

## Ensayos

# Modelación del efecto de la temperatura en un reactor de lodos activados para tratamiento de agua residual doméstica

Recibido: 17-11-2017 Aceptado: 07-05-2018 (Artículo Arbitrado)

### Resumen

En el presente trabajo se hicieron pruebas con cuatro reactores biológicos continuos a escala de laboratorio a los que se aumentó la temperatura desde 15 hasta 33°C y se midieron los parámetros de demanda química de oxígeno (DQO), el consumo de oxígeno y el crecimiento de la biomasa en el biorreactor (SSV). Con base en los resultados experimentales, se obtuvo un modelo de tipo gaussiano, para evaluar el efecto de la temperatura en el desempeño del proceso biológico aireado para remoción de contaminantes de aguas residuales domésticas. El modelo describió adecuadamente dicho efecto y se validó para diferentes condiciones de operación, por lo que puede predecir el comportamiento del sistema. Con base en el modelo obtenido, se desarrolló el comportamiento dinámico del sistema sin recirculación, el cual fue utilizado en el laboratorio. Así mismo, se obtuvo el comportamiento dinámico con recirculación que presenta el sistema real de tratamiento mediante lodos activados para tratar las aguas con las cuales se desarrolló el presente estudio.

### Abstract

In the present work, tests were carried out on four continuous biological reactors on a laboratory scale with a temperature increase of 15 to 33°C, while the parameters of chemical oxygen demand (COD), oxygen consumption and biomass growth in the bioreactor (VSS) were measured. Based on the experimental results, a Gaussian type model was obtained to evaluate the effect of temperature on the performance of the aerated biological process for the removal of pollutants from domestic wastewater. The model adequately described the effect and was validated for different operating conditions, so it can therefore predict a system's behavior. Based on the model obtained, the dynamic behavior of a system without recirculation was developed which was used in the laboratory. Moreover, dynamic behavior with recirculation was obtained, which shows the real treatment system using activated sludge to treat the waters with which the present study was developed.

### Résumé

Dans ce travail, on a réalisé des tests avec 4 réacteurs biologiques continus à l'échelle de laboratoire pour lesquels on a augmenté la température de 15 à 33°C. On a mesuré les paramètres de demande chimique en oxygène (DCO), la consommation d'oxygène et la croissance de biomasse dans le bioréacteur. En se basant sur les résultats expérimentaux, on a obtenu un modèle de type gaussien pour évaluer l'effet de la température sur l'efficacité du processus biologique aéré dans la décontamination des eaux résiduelles domestiques. Le modèle a décrit de manière adéquate cet effet et a été validé par différentes conditions d'opération, on peut donc prédire le comportement de ce système. En se basant sur le modèle obtenu, on a mis en place le comportement dynamique du système avec recirculation, système utilisé en laboratoire. On a pu ainsi obtenir le comportement dynamique avec recirculation que présente le système réel de traitement à l'aide de boues actives pour traiter les eaux avec lesquelles on a développé cette étude.

G. Rivadeneyra-Romero<sup>1</sup>  
S.A. Martínez-Delgadillo<sup>2</sup>  
E. Mendoza-Amézquita<sup>3</sup>

**Palabras clave:** Agua residual doméstica, DQO, lodos activados, modelo, temperatura.

**Keywords:** Domestic waste water, COD, activated sludge, model, temperature.

**Mots-clés:** Eau résiduelle domestique, DCO, boues actives, modèle, température.

## Introducción

El proceso de lodos activados es quizás uno de los sistemas microbiológicos más complejos. Muchos grupos diferentes de autótrofos y heterótrofos pueden desarrollarse en conjunto para llevar a cabo diferentes funciones (Orhon, 2015). Los sistemas de lodos activados se han utilizado desde hace más de 50 años para la resolución de diversos problemas, desde remoción de materia orgánica, para lo cual se diseñaron originalmente, hasta la desnitrificación en remoción de exceso de nitrógeno (Barker, 1996), absorción de metales pesados (Liu et al., 2001; Pagnanelli *et al.*, 2009) y decoloración de colorantes azo (Meerbergen

<sup>1,3</sup> Universidad del Istmo Campus Tehuantepec

<sup>2</sup> Universidad Autónoma Metropolitana

Correspondencia:

<sup>1</sup> gabriela.rivadeneyra@gmail.com

*et al.*, 2017). Dada su amplia utilización, también se han realizado diversas investigaciones sobre la tecnología de lodos activados, tendientes a mejorar el desempeño del proceso, tal como el uso de ultrasonido para el tratamiento de lodos activados (Moortel *et al.*, 2017), el estudio de las relaciones COD/Nitrógeno, como factor que se relaciona con los problemas de sedimentación en los reactores (Amanatidou *et al.*, 2015) entre otros estudios. De igual manera se han desarrollado investigaciones referentes a la cinética en diversos ámbitos, sin embargo, se han realizado con medios sintéticos, tal como el estudio de Xiang y Wang (2017), que investigaron el efecto térmico alcalino sobre las proteínas en lodos activados, en cuanto a la cinética de extracción. Asimismo, en los sistemas de tratamiento biológico de lodos activados la eficiencia de remoción de los contaminantes es afectada directamente por los cambios de la temperatura en el reactor (Martínez, 2005), debido a las condiciones ambientales o de operación, por lo que se deben modificar los parámetros de operación tales como caudales de reciclo de lodos activados y/o caudales de purga de lodos, de modo que se puedan ajustar las condiciones de operación para contrarrestar el efecto de la temperatura en el proceso. Este efecto de temperatura es importante cuando la temperatura en el reactor asciende más allá de los 30 °C, ya que para corregir las constantes cinéticas de acuerdo con la bibliografía se utilizan correcciones tipo Arrhenius (Eckenfelder, 2000; Martínez, 2005), que describen el comportamiento de estos parámetros biocinéticos como una función de la temperatura, como lo muestra la siguiente ecuación:

$$k_T = k_{20} \theta^{T_w - 20} \quad (1)$$

donde  $K_T$  es la constante de velocidad de remoción de DQO de primer orden a la temperatura de operación,  $\theta$  es el coeficiente de temperatura,  $T_w$  es la temperatura de operación (°C),  $k_{20}$  es la constante de velocidad de remoción de DQO a 20°C.

Como se puede observar, en esta ecuación los parámetros cinéticos aumentarían sin límites al aumentar la temperatura (>50 °C), donde los microorganismos presentes en los sistemas de tratamiento de lodos activados, simplemente no

podrían existir, además de la de primer orden, algunos modelos se han desarrollado para evaluar el efecto de la temperatura pero han sido para alimentos (Tiago *et al.*, 2011; Huang *et al.*, 2011; Zwieterig *et al.*, 1991) y en otros casos se han utilizado medios sintéticos y no reales (Sandoval *et al.*, 2017; Heitzer *et al.*, 1991). En este trabajo se obtuvo experimentalmente un modelo, con agua residual doméstica real, que toma en cuenta el efecto de la temperatura en la remoción de materia orgánica pero que describe que el comportamiento de los parámetros biocinéticos no es lineal. Así mismo se aplica para una cinética tipo Monod, que representa mejor el comportamiento de los lodos biológicos.

## Materiales y métodos

El trabajo experimental consistió de un sistema biológico compuesto por 4 biorreactores en continuo (Figura 1), inoculados con lodos activados procedentes de una planta de tratamiento de agua doméstica. Los biorreactores se fabricaron de acrílico transparente y con una capacidad de 12 litros cada uno.

El suministro de agua residual doméstica fue mediante una bomba peristáltica por reactor y se ajustaron los caudales para mantener en todos, el mismo tiempo de residencia hidráulica de 10 horas; el caudal del aire inyectado mediante difusores individuales también fue el mismo. Se estimó la velocidad específica de crecimiento máxima ( $\mu_{max}$ ), para un sistema sin recirculación de lodos (Metcalf, 2002), a cada temperatura de operación.

A cada reactor se le adaptó un calentador eléctrico con termostato y se sumergió un termómetro con el fin de verificar que los cuatro biorreactores estuvieran trabajando bajo las mismas condiciones de temperatura, además de que el proceso de degradación fue llevado a cabo sin recirculación de lodos.

Los cuatro reactores se operaron a temperaturas de 15°C, hasta 30°C y 35°C. Se evaluó la Demanda Química de Oxígeno mediante el método de reflujos en presencia de sulfato de mercurio (II) (NMX-AA-030/1-SCFI-2012), el Oxígeno Disuelto y la velocidad de consumo de oxígeno se determinaron mediante electrodo de membrana (NMX-AA-012-SCFI-2001) y los sólidos suspendidos volátiles (SSV) mediante un método gravimétrico (NMX-AA-034-SCFI-2015).

La medición de los parámetros antes citados fue diaria, desde que se efectuó el cambio de temperatura

hasta que se alcanzó el estado estacionario. Con base en el modelo del efecto de la temperatura en la  $\mu_{max}$  se obtuvo el comportamiento dinámico del reactor a nivel laboratorio sin recirculación de lodos activados y en otro caso se obtuvo para el sistema de tratamiento de agua residual doméstica real.

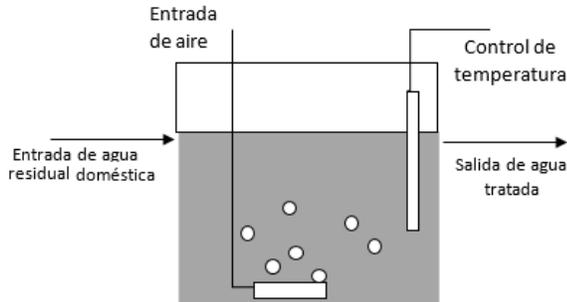


Figura 1. Esquema de uno de los biorreactores para la obtención de los parámetros biocinéticos.

Las ecuaciones del comportamiento de DQO (2), la biomasa SSV (3) y la concentración del O<sub>2</sub> disuelto (4), se utilizaron para obtener el comportamiento dinámico del reactor y del sedimentador (Olsson, 2001), en el caso de lodos activados, el sistema de ecuaciones diferenciales no lineales fue resuelto mediante el método de Runge-Kutta:

$$\frac{dS}{dt} = \frac{Q_f}{V} S_f - \frac{Q_f}{V} S - \frac{\mu_{max}}{Y} \left( \frac{S}{K_s + S} \right) \left( \frac{C_{O_2}}{K_{OH} + C_{O_2}} \right) X + k_d (1 - f_n) X \quad (2)$$

$$\frac{dX}{dt} = -\frac{Q_f}{V} X + \mu_{max} \left( \frac{S}{K_s + S} \right) \left( \frac{C_{O_2}}{K_{OH} + C_{O_2}} \right) X - k_d X \quad (3)$$

$$\frac{dC_{O_2}}{dt} = -\frac{Q_o}{V} C_{O_2} - \frac{\mu_{max}}{Y_{O_2}} \left( \frac{S}{K_s + S} \right) \left( \frac{C_{O_2}}{K_{OH} + C_{O_2}} \right) X + k_{law} (C_{O_2sat} - C_{O_2}) \quad (4)$$

En el caso del sistema de lodos activados adicionalmente se realizó el balance en el sedimentador de la siguiente manera:

$$\frac{dX_r}{dt} = -\frac{Q_U}{V_s} X_r + \frac{Q_o}{V_s} X \quad (6)$$

$$Q_o = Q_f + Q_r \quad (7)$$

$$Q_U = Q_W + Q_r \quad (8)$$

donde t es el tiempo (h),  $Q_f$  es el caudal de entrada (m<sup>3</sup>/d ó L/h),  $Q_r$  es el caudal de reciclo (m<sup>3</sup>/d ó L/h),  $Q_W$  es el caudal de purga de lodos (m<sup>3</sup>/d ó L/h),  $S_f$  es el DQO en el afluente (mg/L), S es el DQO en el reactor (mg/L), Y es el coeficiente de rendimiento de biomasa (mg biomasa producidos/mg DQO consumido), X es

el SSV en el reactor (mg/L),  $f_n = 0.1$  (fracción de no volátiles),  $X_r$  es el SSV en el sedimentador (mg/L),  $K_{OH}$  es el coeficiente de saturación de oxígeno,  $C_{O_2f}$  es el oxígeno disuelto en el afluente (mg/L),  $C_{O_2}$  es el oxígeno disuelto en el reactor (mg/L),  $C_{O_2sat}$  es el concentración de saturación O<sub>2</sub> (mg/L),  $Y_{O_2}$  es el coeficiente de rendimiento de O<sub>2</sub> (mg biomasa producidos/mg O<sub>2</sub> consumidos),  $k_{law}$  es el coeficiente de transferencia de oxígeno (h<sup>-1</sup>),  $T_w$  es la temperatura del agua residual en el reactor, V es el volumen del reactor (L ó m<sup>3</sup>),  $V_s$  es el volumen del sedimentador (m<sup>3</sup>),  $\mu_{max}$  es la velocidad específica de crecimiento máxima (h<sup>-1</sup>),  $K_s$  es la constante de afinidad del sustrato (mg/L).

Los valores utilizados para la evaluación del comportamiento tanto para el reactor sin recirculación, como para el sistema con recirculación de lodos, fueron:

$S_f = 310$  mg/L;  $Y = 0.71$ ,  $K_s = 35$ ,  $k_d = 0.002 * 1.05^{(T_w - 20)}$ ; tasa de muerte (h<sup>-1</sup>),  $Y_{O_2} = 2.03$ ;  $K_{OH} = 0.2$ ,  $k_{a20} = 6$  es el coeficiente de transferencia de O<sub>2</sub> a 20°C (h<sup>-1</sup>),  $k_{la} = k_{a20} * 1.02^{(T_w - 20)}$ .

Para el reactor de laboratorio sin recirculación de lodos:

$Q_f = 1.1$  L/h,  $V = 11$  L.

Para el sistema real con recirculación de lodos:

$Q_f = 120$  m<sup>3</sup>/h,  $Q_r = 15$  m<sup>3</sup>/h,  $Q_w = 5$  m<sup>3</sup>/h,  $V = 500$  m<sup>3</sup>,  $V_s = 100$  m<sup>3</sup>

## Resultados y discusión

La figura 2, muestra la variación de la velocidad específica

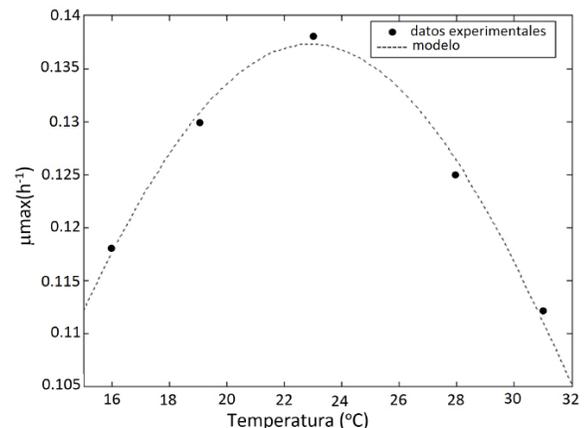


Figura 2. Efecto de la temperatura en la  $\mu_{max}$  y modelo ajustado (ecuación 8).

de crecimiento máxima ( $\mu_{max}$ ) a las diferentes temperaturas de prueba. Como se observa, el comportamiento no es lineal

como lo predicen los modelos más utilizados (Eckenfelder, 2000; Ramalho, 2003; Metcalf, 2002). En este caso, se observa que a bajas (<20°C) y altas temperaturas (>27°C) se tiene una reducción de la actividad de los microorganismos de los lodos. A una temperatura cercana a 23 °C, se obtiene el crecimiento más alto, lo cual es congruente con las temperaturas que se alcanzan en el reactor de la planta real. Se ajustó una curva para describir el comportamiento de la  $\mu_{max}$  en función de la temperatura y se obtuvo un modelo tipo gaussiano con un 95 % de confianza,  $R^2=0.9916$  y  $R^2$  (ajustado) =0.9832, el cual se muestra en la ecuación (8).

$$\mu_{max} = a \cdot \exp\left(-\frac{T_w - b}{c}\right)^2 \quad (8)$$

donde  $a = 0.1373$  ( $h^{-1}$ ),  $b = 22.91$  (°C),  $c = 17.59$  (°C). La figura 3 muestra los resultados experimentales de la DQO en el efluente a las diferentes temperaturas de operación. Se observa que la presencia de materia orgánica expresada como DQO, disminuyó rápidamente mientras la temperatura iba en aumento, partiendo de los 15°C hasta los 20°C, manteniéndose aproximadamente en el mismo valor hasta los 25°C. Cuando la temperatura continuó aumentando hasta los 30°C se observó que la DQO dejó de mantenerse constante y comenzó a aumentar aproximadamente a la misma tasa en la que disminuyó, siguiendo así hasta que la temperatura se elevó a los 35°C. Esto se explica debido a que la temperatura afecta la actividad de los microorganismos, lo cual no predicen las correcciones lineales. Se observa que los resultados de la DQO en el efluente calculados con el modelo propuesto (ecuación 8), describen adecuadamente el comportamiento del reactor.

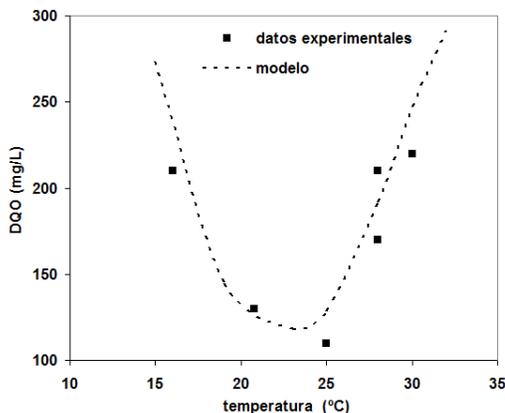


Figura 3. Efecto de la temperatura en la DQO del efluente.

De la misma manera, se obtuvo el comportamiento de los sólidos suspendidos. En los sólidos suspendidos volátiles se encontró que la producción de lodos biológicos (biomasa), aumentó a medida que se incrementaba la temperatura en los reactores desde los 15°C hasta los 20°C, manteniéndose aproximadamente estable en los 20 y 25°C, ya que, a partir de esta temperatura, la producción de lodos comenzó a disminuir aproximadamente a la misma tasa en que aumentó, mientras la temperatura continuaba elevándose hasta alcanzar los 35°C (Figura 4). Es importante señalar que igual que en el caso de la DQO, el modelo describe también en forma adecuada el comportamiento de los SSV en el reactor, o en el efluente, ya que es un reactor de mezcla completa. Con lo anterior se obtuvo el comportamiento dinámico del sistema, el cual incorpora el efecto de la temperatura, resolviendo el sistema de ecuaciones formado por la ecuación (2), (3) y (4) y a partir del cual se puede describir el comportamiento en función del tiempo, del sistema sin recirculación (Figura 5 y 6), del reactor a nivel laboratorio.

Se hizo variar la temperatura, incrementándola después de 120 h de operación para obtener el comportamiento en el reactor, después de cada cambio. Como se puede observar en ambas figuras, a medida que la temperatura aumenta, disminuye la DQO en el reactor, lo cual se debe a que incrementa la velocidad de crecimiento de los microorganismos y se refleja en la mayor producción de biomasa (SSV), incrementando la degradación de contaminantes (reduciendo la DQO) y el consumo de oxígeno, por lo que la concentración de oxígeno disuelto disminuye al aumentar la temperatura en el reactor.

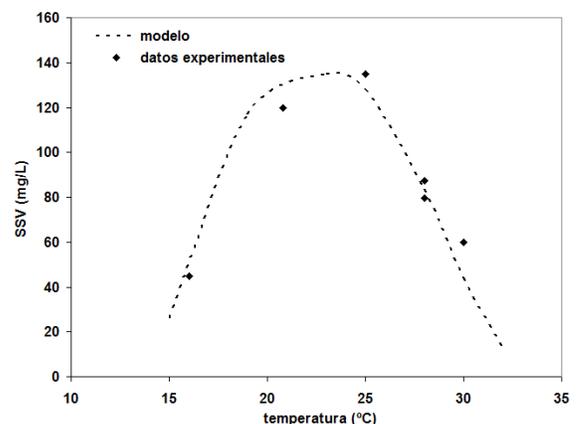


Figura 4. Efecto de la temperatura en la SSV del efluente o en el reactor.

Por otra parte, a temperaturas mayores a 23°C, se impacta el crecimiento. A partir de esta temperatura, nuevamente comienza a disminuir el crecimiento (menores concentraciones de SSV) y por lo tanto a aumentar la DQO en el reactor. El oxígeno se mantiene a bajos niveles debido a que, aunque hay menor consumo por la menor actividad de los lodos biológicos, la solubilidad del O<sub>2</sub> es menor a altas temperaturas. Con base en el modelo propuesto, se obtuvo el comportamiento dinámico del sistema real, con recirculación de lodos (lodos activados), resolviendo mediante Runge-kutta el sistema de ecuaciones diferenciales (ecuaciones 2 a 5).

En este caso la temperatura se incrementó después de que el sistema operó durante 1460 h, con lo que se obtuvo la simulación de la operación durante un periodo de 1 año. Las figuras 7, 8, 9 y 10, muestran el comportamiento de la DQO, SSV, Oxígeno disuelto y SSV en el sedimentador (SSVS), a diferentes temperaturas. Como se observa en el sistema con recirculación, el comportamiento en función de la temperatura es similar al sistema sin recirculación. La remoción de contaminantes incrementa al aumentar la temperatura alcanzando un máximo cerca de los 23°C, así mismo incrementan los SSV en el reactor y baja la concentración de oxígeno disuelto. Además, se observa el comportamiento de los SSV en el sedimentador, que también alcanzan un máximo a los 23°C. También se observa que los SSV en el reactor alcanzan valores mayores a 650 mg/L debido a la recirculación.

## Conclusiones

Mediante el modelo obtenido se puede predecir, a diferentes temperaturas, el comportamiento de un sistema biológico aireado para tratar aguas residuales con y sin recirculación. A diferencia de los modelos comúnmente utilizados, este modelo se acerca más al comportamiento real de los sistemas biológicos. Con base en el modelo se puede controlar mejor el proceso real, debido a que es posible predecir el comportamiento del sistema en condiciones de operación real.

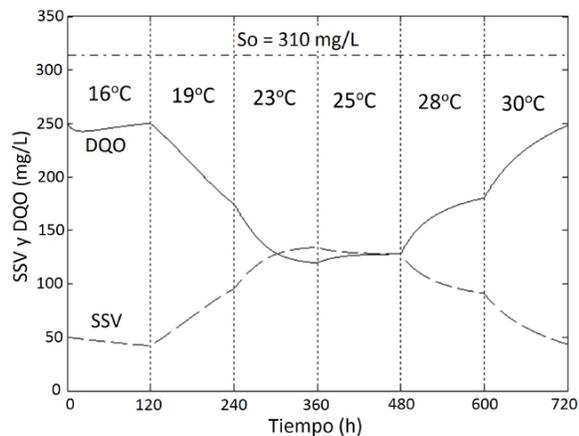


Figura 5. Comportamiento dinámico de la DQO y los SSV en el reactor sin recirculación, a diferentes temperaturas.

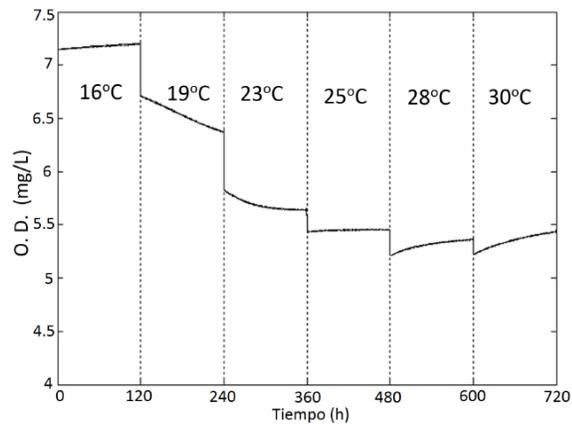


Figura 6. Comportamiento dinámico del oxígeno disuelto en el reactor sin recirculación, a diferentes temperaturas.

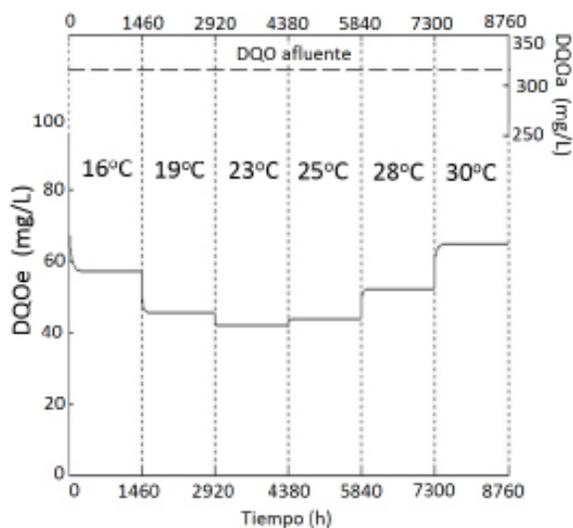


Figura 7. Comportamiento dinámico de la DQO en el reactor con recirculación a diferentes temperaturas.

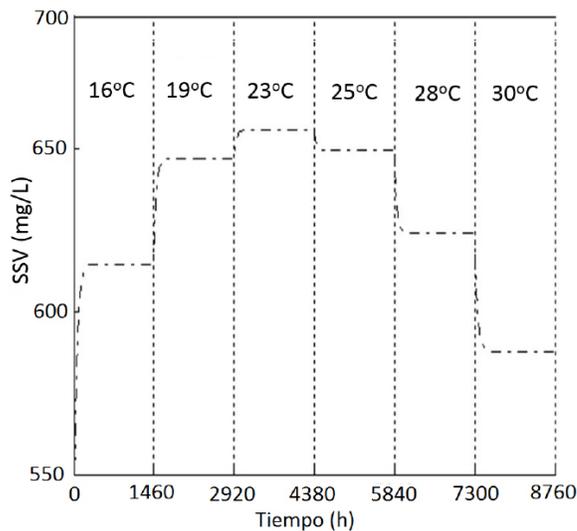


Figura 8. Comportamiento dinámico de los SSV en el reactor a diferentes temperaturas

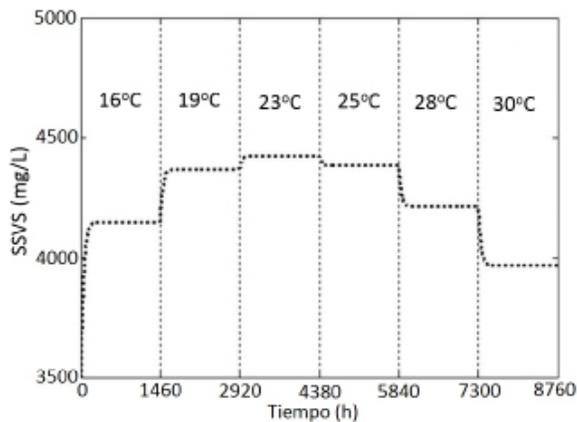


Figura 9. Comportamiento dinámico de SSV en el sedimentador (SSVS), a diferentes temperaturas.

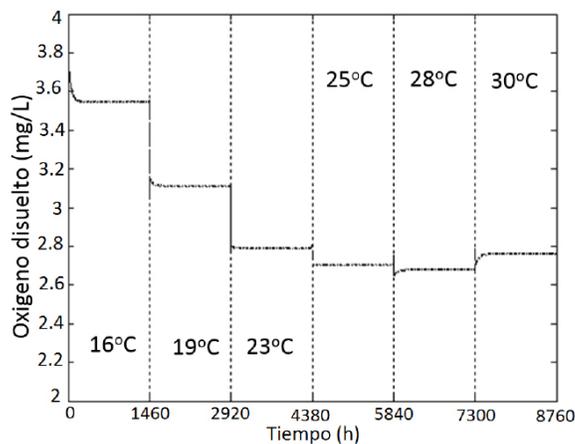


Figura 10. Comportamiento dinámico del oxígeno disuelto en el reactor, a diferentes temperaturas.

## Bibliografía

- Amanatidou, E. Samiotis, G., Trikoilidou, E., Pekridis, G. y Taousanidis, N. (2015). Evaluating sedimentation problems in activated sludge treatment plants operating at complete sludge retention time. *Water Research*. Vol. 69(1).20-29.
- Barker, P. S. y Dold, P. L. (1996). Denitrification behaviour in biological excess phosphorus removal activated sludge systems. *Water Research*. Vol. 30(4). 769-780.
- Eckenfelder, W. W. (2000). *Industrial water pollution control. Enviromental Engineering Series*. 3a Ed. Nueva York: McGraw Hill.
- Heitzer, A., Hans-Peter E., Reichert, P. and Hamer, G. (1991). Utility of phenomenological models for describing temperature dependence of bacterial growth. *Appl. Environ. Microbiol.* Vol. 57. 2656-2665.
- Huang, L., Hwang, A. y Phillips, J. (2011). Effect of Temperature on Microbial Growth Rate—Mathematical Analysis: The Arrhenius and Eyring–Polanyi Connections. *Journal of Food Science*. Vol. 76(8). E553–E560.
- Liu, Y., Lam, M. C. y Fang, H. H. (2001). Adsorption of heavy metals by EPS of activated sludge. *Water Science and Technology*. Vol. 43(6). 59-66.
- Martínez, S. A. y Rodríguez, M. G. (2005). *Tratamiento de aguas residuales con MATLAB*. México: Reverté.
- Meerbergen, K., Crauwels, S., Willems, K. A., Dewil, R., Impe, J. V., Appels, L. y Lievens, B. (2017). Decolorization of reactive azo dyes using a sequential chemical and activated sludge treatment. *Journal of Bioscience and Bioengineering*. En prensa. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jbiosc.2017.07.005>
- Metcalf y Eddy. (2002). *Wastewater Engineering. Treatment and reuse*. 4a edición. Nueva York: McGraw Hill.
- Olsson, G. y Newell, B. (2001). *Wastewater treatment systems. Modelling, Diagnosis and Control*. Reino Unido: IWA Publishing.
- Orhon, D. (2015). Evolution of the activated sludge process: the first 50 years. *J Chem Technol Biotechnol*. Vol. 90. 608–640.

- Pagnanelli, F., Mainelli, S., Bornoroni, L., Dionisi, D. y Toro, L. (2009). *Chemosphere*. Vol. 75(8).1028-1034.
- Ramalho, R. S. (2003). *Tratamiento de Aguas Residuales*. Primera reimpression. España: Reverté.
- Sandoval-Contreras, T., Marín, S., Villarruel-López, A., Gschaedler, A., Garrido-Sánchez, L. y Ascencio, L. (2017). Growth Modeling of *Aspergillus niger* Strains Isolated from Citrus Fruit as a Function of Temperature on a Synthetic Medium from Lime (*Citrus latifolia* T.) Pericarp. *Journal of Food Protection*. Vol. 80(7). 1090-1098.
- SCFI. (2001). *Norma Mexicana NMX-AA-012-SCFI-2001*. Análisis de agua-Determinación de oxígeno disuelto en aguas naturales, residuales y residuales tratadas-Método de prueba. Secretaría de Comercio y Fomento Industrial. Diario Oficial de la Federación. 17 de abril de 2001.
- SCFI. (2012). *Norma Mexicana NMX-AA-030/1-SCFI-2012*. Análisis de Agua-Medición de la demanda química de oxígeno en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - Método de prueba-Parte1-Método de reflujó abierto. Secretaría de Comercio y Fomento Industrial. Diario Oficial de la Federación. 21 de mayo de 2013.
- SCFI. (2015). *Norma Mexicana NMX-AA-034-SCFI-2015*. Análisis de agua- Medición de sólidos y sales disueltas en aguas naturales, residuales y residuales tratadas- Método de prueba. Secretaría de Comercio y Fomento Industrial. Diario Oficial de la Federación. 18 de abril de 2016.
- Tiago-Teleken, J., da Silva-Robazza, W. y de Almeida, G. (2011). Mathematical modeling of microbial growth in milk. *Cienc. Tecnol. Aliment*. Vol.31(4). 891-896.
- Van de Moortel, Van den Broeck, R., Degreève, J. y Dewil, R. (2017). Comparing glow discharge plasma and ultrasound treatment for improving aerobic respiration of activated sludge. *Water Research*. Vol. 122. 207-215.
- Xiang, Y., Xiang, Y. y Wang, L. (2017). Kinetics of activated sludge protein extraction by thermal alkaline treatment. *Journal of Environmental Chemical Engineering*. Vol. 5(6). 5352-5357.
- Zwieterig, M.H., De Koos, J.T., Hasenack, B.E., De Wit, J.C. y Van' T riet, K. (1991). Modeling of bacterial growth as function of temperature. *Appl. Environ. Microbiol*. Vol. 57. 1094-1101.

