



EFECTO DE LA CARGA HIDRÁULICA DE UN FILTRO PERCOLADOR EN EL PROCESO DE NITRIFICACIÓN

EFFECT OF THE HYDRAULIC LOAD OF A TRICKLING FILTER IN THE NITRIFICATION PROCESS

M. A. Espinosa-Rodríguez*, T.J. Ruiz-Sánchez, A. Hidalgo-Millán, R. Delgado-Delgado
*Programa Académico de Ingeniería Química, Universidad Autónoma de Nayarit, Ciudad de la Cultura Amado Nervo,
C.P. 63155, Tepic, Nayarit, México.*

Recibido 1 de mayo de 2018; Aceptado 1 de agosto de 2018

Resumen

En un sistema de tratamiento de aguas residuales con filtros percoladores, la remoción de carga orgánica y nitrógeno puede ocurrir simultáneamente. Uno de los factores importantes de la nitrificación en filtros percoladores es que, contrariamente a lo que sucede con lodos activados en donde el tiempo de retención hidráulica es de 4 a 8 horas, en filtros percoladores es de 5 a 15 minutos, por lo que hay más posibilidades que se logre la nitrificación en lodos activados que en filtros percoladores. El objetivo de este trabajo fue evaluar el comportamiento del proceso de nitrificación en los filtros percoladores de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales “El Punto” ubicada en Tepic, Nayarit, México, modificando su carga hidráulica. Los resultados de laboratorio indicaron baja remoción de nitrógeno incumpliendo con los límites máximos permisibles de descarga hacia un río; se analizaron también algunos parámetros que influyen en la cinética de nitrificación tales como la temperatura, el pH, oxígeno disuelto y alcalinidad. Finalmente, se simularon escenarios del proceso con el software GPS-X para observar el grado de nitrificación, llegando a la conclusión, que los filtros percoladores requerían de una mayor carga hidráulica para remover el nitrógeno total cumpliendo con ello con la normatividad ambiental.

Palabras clave: filtro percolador, nitrificación, desnitrificación, carga hidráulica, GPS-X.

Abstract

In a wastewater treatment system with trickling filters, the removal of organic load and nitrogen can occur simultaneously. One of the important factors of the nitrification in trickling filters is that, contrary to what happens with activated sludge where the hydraulic retention time is 4 to 8 hours, in trickling filters it is 5 to 15 minutes, so there is more possibilities to achieve nitrification in activated sludge than in trickling filters. The objective of this work was to evaluate the behavior of the nitrification process in the trickling filters of the Wastewater Treatment Plant “El Punto” located in Tepic, Nayarit, Mexico, modifying your hydraulic load. The laboratory results indicated low nitrogen removal not complying with the maximum permissible limits for discharge to a river; also analyzed some parameters that influence the nitrification kinetics such as temperature, pH, dissolved oxygen and alkalinity. Finally, process scenarios were simulated with the GPS-X software to observe the degree of nitrification, reaching the conclusion, that the trickling filters required a greater hydraulic load to remove the total nitrogen, thus complying with the environmental regulations.

Keywords: trickling filter, nitrification, denitrification, hydraulic load, GPS-X.

1 Introducción

Actualmente, se han desarrollado nuevos procesos avanzados para el tratamiento biológico de las aguas residuales que constituyen una alternativa económica y eficaz frente a los procesos clásicos o convencionales (lodos activados, lechos bacterianos, sistemas lagunares, etc.). Una de estas alternativas

se basa en un reactor de biopelícula con soporte permeable (membranas planas y/o fibras huecas sintéticas), que suele denominarse “filtro percolador” (Dhokpande y *col.*, 2014).

En los filtros percoladores la materia orgánica disuelta en el agua residual que puede medirse como demanda química de oxígeno (DQO) o como demanda bioquímica de oxígeno (DBO), es degradada por la población microbiana adherida al empaque del filtro.

* Corresponding author. E-mail: mangellespinosa@hotmail.com
doi: <https://doi.org/10.24275/uam/izt/dcbi/revmexingquim/2019v18n1/Espinosa>
issn-e: 2395-8472

Cuando el agua residual pasa a través del filtro, en contacto con el aire, los nutrientes y el oxígeno se difunden hacia la biopelícula y son consumidos por la población microbiana, formándose algunos productos de desecho y CO₂ que se difunden desde la biopelícula hacia el agua. Con estos procesos, la población microbiana se incrementa y hace aumentar el grosor de la biopelícula (Reyes y Reyes, 2009).

La capa microbiana tiene una parte aerobia que está en contacto con el agua residual donde se consumen la materia orgánica y el oxígeno, es decir, donde se lleva a cabo el proceso de depuración. La zona de la biopelícula que está en contacto con la pared del empaque o soporte es la anaerobia. Los microorganismos en ella alcanzan una fase de metabolismo endógeno debido a que no cuentan con una provisión de sustrato externo cuando la biopelícula es gruesa y producen gases; con la desactivación y presencia de gases la biopelícula es incapaz de mantenerse adherida al material de empaque. Este fenómeno se llama desgajamiento y es función de la carga hidráulica que influye en la velocidad de corte sobre la película y de la carga orgánica que influye en la velocidad de crecimiento de los microorganismos y de la biopelícula en conjunto (López y col., 2017).

Además de la remoción de materia orgánica, en los filtros percoladores se puede provocar la nitrificación, y bajo las condiciones apropiadas pueden crecer bacterias nitrificantes en la biopelícula. Éstas oxidan el nitrógeno amoniacal y lo convierten en nitratos. La nitrificación y la remoción de DQO se pueden dar simultáneamente debido a que las bacterias nitrificantes y heterotróficas (encargadas de la remoción de la materia orgánica) trabajan con el mismo tiempo de residencia de lodos (SRT por sus siglas en inglés). Sin embargo, existen condiciones de operación de un filtro percolador que pueden favorecer ya sea la nitrificación o la remoción de DQO (Reyes y Reyes, 2009).

En el proceso de nitrificación, las bacterias nitrificantes, se caracterizan por su gran sensibilidad a los siguientes factores: temperatura, pH, necesidades de oxígeno, alcalinidad y sustancias tóxicas; pero también están las características hidráulicas del filtro percolador y ahí se incluyen la carga orgánica y la carga hidráulica (Reyes y Reyes, 2009; Muñoz y Reyes, 2012; Kanda y col., 2016; López y col., 2017).

En este contexto, el objetivo de esta investigación fue determinar el grado de nitrificación en los filtros percoladores (FP) de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR) “El Punto”, con

base primeramente a resultados de análisis físico-químicos en diferentes puntos de muestreo del sistema de tratamiento biológico, y en segundo lugar, modificando la carga hidráulica de los FP a través de la simulación con el software GPS-X, para posteriormente hacer las adecuaciones pertinentes en los FP reales.

El software GPS-X, es una herramienta que realiza modelación matemática, simulación, optimización y evaluación de plantas de tratamiento de aguas residuales en estado estacionario y dinámico. Optimiza también sistemas de control avanzados y predice la calidad del efluente bajo condiciones variables (Hydromantis, 2014). Muchos beneficios significativos son asociados al uso de simuladores en el análisis, diseño y operación de sistemas de tratamiento de aguas residuales (Van Loosdrecht y col., 2015).

2 Materiales and métodos

2.1 Planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR)

La PTAR “El Punto” está compuesta de 4 etapas de tratamiento: pretratamiento, tratamiento primario, tratamiento biológico y tratamiento de lodos. Tiene una capacidad nominal de 750 L/s distribuidos en 3 trenes de tratamiento, cada tren con capacidad de 250 L/s.

La etapa de pretratamiento está conformada por un canal de recepción, rejillas y 5 canales desarenadores. La etapa de tratamiento primario está conformada por 3 sedimentadores primarios con una carga hidráulica de 35 m³/m²-d de diseño nominal cada uno.



Fig. 1. Medio filtrante y filtro percolador en PTAR “El Punto”.

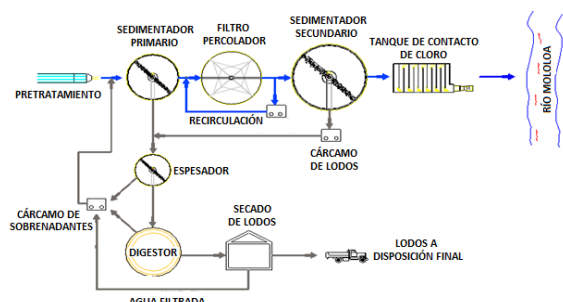


Fig. 2. Esquema de tren de tratamiento en PTAR "El punto".

El tratamiento biológico comprende 3 filtros percoladores y 3 sedimentadores secundarios: Los filtros percoladores se diseñaron nominalmente con una carga hidráulica de $30 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{-d}$, poseen un medio filtrante de polietileno de alta densidad de 4.8 m de altura (8 capas de medio de 0.6 m de altura) para dar una superficie total del medio de 962 m^2 (Fig. 1).

Por otra parte, los sedimentadores secundarios tienen una carga hidráulica nominal de $32 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{-d}$ cada uno. Finalmente, la etapa de tratamiento de lodos está compuesta por espesadores, digestores aerobios y filtros prensa tipo banda. La Fig. 2 muestra el diagrama de flujo de un tren de tratamiento.

2.2 Programa de muestreo y caracterización del agua residual

Se realizaron tomas de muestras de agua residual en diferentes partes del proceso de tratamiento, tal como se muestra en la Fig. 3. El muestreo se realizó durante 24 horas cada dos horas por un tiempo de 5 días.

Para la caracterización del agua residual, los parámetros de demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5), demanda química de oxígeno total y soluble (DQO), sólidos suspendidos totales (SST), sólidos suspendidos volátiles (SSV), nitrógeno total Kjeldahl (NTK), nitrógeno total y soluble (N_{TOT}), nitrógeno amoniacal total y soluble (N-NH_3), nitratos (NO_3^-), nitritos (NO_2^-) y alcalinidad (como CaCO_3), fueron analizados siguiendo los procedimientos de métodos estándar para el análisis de aguas residuales (APHA, 1989).

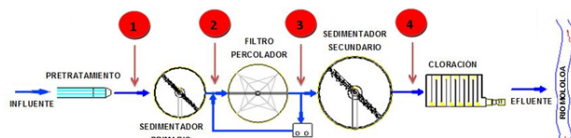


Fig. 3. Puntos de muestreo en el tren de tratamiento.

Los parámetros referidos como solubles se analizaron filtrando la muestra con un filtro de $0.45 \mu\text{m}$, ya que el software GPS-X contiene el programa *Influent Advisor* el cual basa su caracterización en base a filtraciones a $0.45 \mu\text{m}$.

El oxígeno disuelto (OD), la temperatura y el pH se analizaron en campo con un equipo portátil Thermo Scientific Marca Orión 3 Star. La DQO, N-NH_3 , N_{TOT} , NO_3^- y NO_2^- fueron analizados con un digestor Hach DRB 200 y un espectrofotómetro Hach DR 2800.

2.3 Fraccionamiento de la DQO y nitrógeno con Influent Advisor

La caracterización en el influente al sedimentador primario, se realizó con base a lo solicitado por el programa *Influent Advisor* con el modelo "codstates" que viene instalado en el software GPS-X, y que convierte los datos obtenidos en campaña en un juego de fracciones de substrato orgánico (fraccionamiento de DQO) y de nitrógeno (fraccionamiento del nitrógeno).

El programa *Influent Advisor* está compuesto por tres columnas básicas: en la primera (datos de entrada) se ingresaron los resultados obtenidos en la caracterización del influente al sedimentador primario tales como DQO total, NTK total, N-NH_3 soluble, OD, alcalinidad y algunos coeficientes estequiométricos como icv (DQO particulada/SSV), ivt (SSV/SST), frsi (fracción de DQO inerte soluble), frxi (fracción de DQO inerte particulada), frsnh (N-NH_3 soluble/NTK soluble). Las fracciones de nutrientes fueron tomadas por "defecto".

El valor de frss (fracción de DQO rápidamente biodegradable) y fbod ($\text{DBO}_5/\text{DBO}_u$) se obtuvieron por iteración hasta que coincidiera la DBO_5 medida en el influente con el valor calculado por *Influent Advisor*.

En la segunda columna (variables de estado) se obtienen los resultados del fraccionamiento de la DQO [fracción soluble inerte (S_I), fracción rápidamente biodegradable soluble (S_S), fracción particulada (X_I) y fracción lentamente biodegradable particulada (X_S)] y del nitrógeno [nitrógeno amoniacal (S_{NH}), nitrógeno orgánico soluble (S_{ND}) y nitrógeno orgánico particulado (X_{ND})]. Por último, en la tercera columna se obtienen los resultados de algunas variables compuestas.

Tabla 1. Caracterización del agua residual de 4 años de muestreo.

Parámetros	Influyente	Efluente	Eficiencia (%)
Temperatura (°C)	25.8	25.3	-
pH	7.2	7.5	-
SST (mg/L)	238.0	23.1	90.3
SSV (mg/L)	95.0	23.9	74.8
DBO ₅ (mg/L)	198.0	15.65	92.0
DQO total (mg/L)	480.0	105.6	78.0
P _{TOT} (mg/L)	18.0	9.0	50.0
N _{TOT} (mg/L)	42.0	22.4	47.0

3 Resultados and discusión

3.1 Caracterización del agua residual

En la Tabla 1, se presentan los resultados promedio del influente (antes del pretratamiento), efluente final (después de cloración) y la eficiencia del sistema de tratamiento en 4 años de muestreo en la PTAR “El punto”. Con estos datos se analiza de inicio la eficiencia de tratamiento de toda la planta, para darnos una idea de la capacidad de remoción de materia orgánica y nitrógeno.

Como se observa en la Tabla 1, la concentración en el influente de carga orgánica (DQO-DBO₅) así como la concentración de nitrógeno total (N_{TOT}) y fósforo total (P_{TOT}), son las normales de un agua residual municipal (220 mg/L de DBO₅, 500 mg/L de DQO, 40 mg/L de N_{TOT} y 15 mg/L de P_{TOT}, según Metcalf y Eddy, 2003). Estas cargas de contaminantes son eliminadas en cierta proporción siendo la DBO la que

más se remueve con un 92%, no así el N_{TOT} el cual se remueve en un 47% y el P_{TOT} en un 50%.

Considerando lo anterior, se realizó el programa de muestreo de 5 días detallado en la metodología en los puntos de muestreo mostrados en la figura 3, con el fin de observar a través de ese análisis el comportamiento de la nitrificación en el filtro percolador; los resultados se muestran en la Tabla 2.

Referenciando los datos de T, pH y alcalinidad los cuales promueven el proceso de nitrificación, en la Tabla 2 se observan temperaturas entre 23.8 y 24.6 °C en el proceso biológico (filtro percolador-sedimentador secundario), mientras que el pH oscila entre 7.5 y 7.9. A temperaturas mayores de 15 °C y pH entre 7.5 y 8.5 se alcanzan tasas de nitrificación constantes (Kanda y col., 2016; López y col., 2017). También, de acuerdo a estos resultados, se observa que se lleva a cabo una nitrificación en el sistema filtro percolador-clarificador secundario, ya que hay una reducción del N-NH₃ en un 48% (entre los puntos de muestreo 2 y 4 de la Fig. 3) y se consume alcalinidad en un 33% por oxidación del amonio. Por el contrario en el proceso de desnitrificación (clarificador secundario) al disminuir la alcalinidad el pH aumenta en el efluente.

De acuerdo a lo anterior y sabiendo que el proceso de nitrificación-desnitrificación del sistema de tratamiento en estudio, no era el adecuado para dar cumplimiento de los límites máximos permisibles de calidad en el efluente establecido en la NOM-001-SEMARNAT-1996 (Tabla 3) en cuanto a N_{TOT}, se optó por verificar a través de la simulación con el software GPS-X, cuál era el problema de no alcanzar el grado de nitrificación deseado en el filtro percolador.

Tabla 2. Resultados promedio de la caracterización en 4 puntos de muestreo (Fig. 3).

Parámetros	Punto 1	Punto 2	Punto 3	Punto 4
Temperatura (°C)	24.3	24.6	24.4	23.8
pH	7.3	7.5	7.7	7.9
OD (mg/L)	2.2	2.2	3.1	3.0
Alcalinidad (mg/L) como CaCO ₃	262.6	252.0	174.4	169.0
SST (mg/L)	216.0	86.0	97.4	16.2
SSV (mg/L)	84.0	39.2	48.3	8.1
DQO total (mg/L)	463.0	292.2	189.0	111.4
DQO soluble (mg/L)	266.9	185.6	90.7	77.5
NTK (mg/L)	39.0	37.0	30.0	21.0
NTK soluble (mg/L)	27.0	29.0	20.5	15.0
N-NH ₃ soluble (mg/L)	25.0	23.1	16.3	12.0
N _{TOT} (mg/L)	44.0	40.5	32.0	23.0
N _{TOT} soluble (mg/L)	34.8	28.9	23.7	18.8

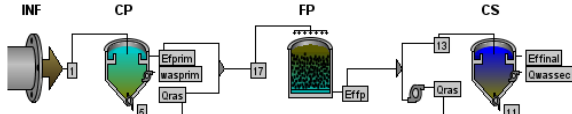


Fig. 4. Modelo del sistema de tratamiento.

3.2 Escenarios de simulación con el software GPS-X

De inicio, se ingresaron algunos resultados de la Tabla 2 que ocupa el programa *Influent Advisor* que viene incluido en el software GPS-X y se procedió primero a calibrar el sistema de tratamiento. El modelo utilizado para la calibración es el mostrado en la Fig. 4.

Los datos introducidos al software GPS-X fueron:

$$Q_{INFLUENTE} = 250 \text{ L/s (21,600 m}^3\text{/d)}$$

Clarificador o sedimentador primario (CP) tipo circular con pendiente en el fondo: (Temperatura del líquido = 25 °C; Área superficial = 616 m²; Altura en parte recta = 3 m; Altura al centro del tanque = 4.1 m; Q_{WAS-PRIM} = 100 m³/d).

Filtro percolador (FP): (Temperatura del líquido = 25 °C; Altura del medio filtrante = 4.8 m; Superficie del medio filtrante = 962 m²; Área específica del medio = 100 m²/m³; Tiempo de retención del líquido en el filtro = 10 min; Número de capas horizontales en filtro = 8; Q_{RAS} = 4,000 m³/d).

Clarificador o sedimentador secundario (CS) tipo circular con pendiente en el fondo: (Temperatura del líquido = 25 °C; Área superficial = 707 m²; Altura en parte recta = 3 m; Altura al centro del tanque = 4.1 m; Q_{WAS-SEC} = 150 m³/d).

Los resultados obtenidos se muestran en la Fig. 5 y se comparan en Tabla 4. Se hace énfasis en los resultados de calidad del efluente del CS. Los resultados de la simulación en cuanto a SST indicaron una concentración de SST en el efluente del CP de 88.2 mg/L, mientras que en el efluente del FP fue de 113.5 mg/L.

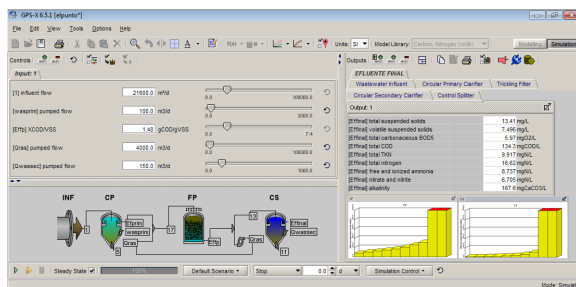


Fig. 5. Escenario de simulación para calibración del modelo de Fig. 4.

Tabla 3. Límites máximos permisibles (NOM-001-SEMARNAT-1996).

Parámetros	Ríos	
	Promedio mensual	Promedio diario
SST (mg/L)	40	60
DBO ₅ (mg/L)	30	60
N _{TOTAL} (mg/L)	15	25

La relación XCOD/VSS (DQO particulada/SSV) fue tomada por defecto en 1.48 g DQO/g SSV. En el caso de parámetros con magnitudes significativas (por ejemplo los SST en el filtro percolador), de manera general se puede decir que diferencias entre 5 y 15% de los valores simulados respecto a los datos medidos son considerados aceptables; por otra parte, en el caso de magnitudes pequeñas (por ejemplo SST en el efluente), son aceptables diferencias entre 10 y 100% comprendidas en concentraciones de alrededor de 1 mg/L (Shaw y col., 2012).

Debido a la diferencia de SST medidos y simulados en el efluente del CP y FP, se ajustó la relación XCOD/VSS hasta 1.95, con el fin de representar la operación actual del sistema de tratamiento. Los resultados se muestran en la Fig. 6. Con este ajuste, los SST simulados en el efluente primario fue de 85.4 mg/L y en el efluente del filtro percolador de 96.3 mg/L, los cuales son similares a los obtenidos en la Tabla 2 (86 y 97.4 respectivamente), quedando entonces calibrado el modelo representado en la Fig. 4. Los resultados en el efluente del CS no variaron mucho en comparación a los obtenidos en la Tabla 4 (SST = 13.29 mg/L, DBO₅ = 6.407 mg/L; DQO = 135.9 mg/L; N_{TOT} = 15.62 mg/L y N-NH₃ = 7.463 mg/L).

Con los SST ajustados en CP y FP, el siguiente paso fue variar el flujo de recirculación en el FP para aumentar su carga hidráulica (CH). La carga hidráulica nominal del FP es de 30 m³/m²-d.

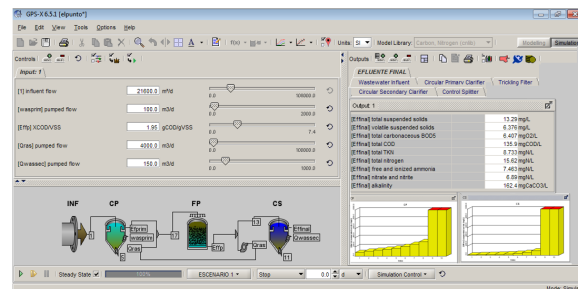
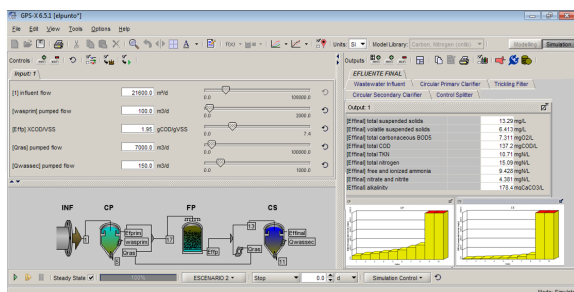


Fig. 6. Escenario de simulación para ajuste de SST en CP y FP.

Tabla 4. Resultados de efluente de CS (escenario default).

Parámetros (mg/L)	Efluente clarificado con simulación	Efluente clarificado Datos de laboratorio
SST	13.41	16.2
DBO ₅	5.97	15.65
DQO	134.3	111.4
N _{TOT}	16.62	23.0
N-NH ₃	8.737	12.0

Fig. 7. Escenario de simulación para aumentar la CH en el FP con Q_{RAS}

En la Fig. 7 se muestran los resultados obtenidos al aumentar el Q_{RAS} hasta 7,000 m³/d presentándose una CH en el FP de 29.6 m³/m²-d al límite de su capacidad nominal. Los resultados de la Fig. 7 muestran una ligera disminución en la concentración de N_{TOT}, manteniéndose similares la concentración de SST y carga orgánica. La eficiencia de remoción del nitrógeno en un FP se incrementa al aumentar la tasa de recirculación del licor nitrificado (Kanda y col., 2016).

Con los resultados obtenidos en la Fig. 7, se optó por aumentar aún más la CH en el FP, aumentando la altura del medio filtrante, por lo cual se agregó una capa más de 0.6 m llegando entonces a una altura del medio de 5.4 m. Después de varias simulaciones, el escenario que presentó los mejores resultados de remoción de nitrógeno, se presenta en la Fig. 8. En este escenario se mantuvo el Q_{WAS-PRIM} en 100 m³/d, el Q_{WAS-SEC} en 150 m³/d y el Q_{RAS} se ajustó hasta 10,000 m³/d. La relación XCOD/VSS se mantuvo en 1.95.

Los resultados obtenidos en la Fig. 8, muestran una disminución importante de N_{TOT} en el efluente del CS llegando hasta 12.58 mg/L cumpliendo con el límite máximo permisible marcado en la NOM-001-SEMARNAT-1996 que es de 15 mg/L (mensual). Los resultados de SST y carga orgánica también están dentro de los límites.

Tabla 5. Resultados de efluente de CS al aumentar la carga hidráulica en FP.

Parámetros (mg/L)	Efluente clarificado con simulación	Efluente clarificado Datos de laboratorio
SST	13.27	14.6
DBO ₅	6.215	10.7
DQO	135.8	127.8
N _{TOT}	12.58	13.9
N-NH ₃	5.91	8.2

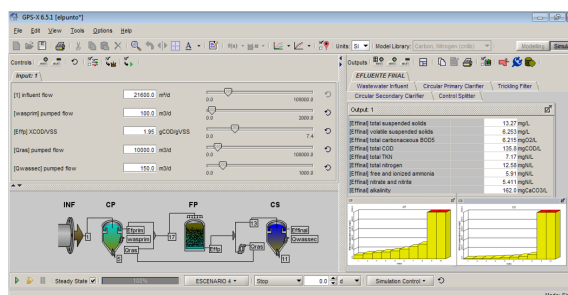


Fig. 8. Escenario de simulación aumentando altura de medio filtrante en FP.

Con los resultados obtenidos en el escenario de simulación (Fig. 8), se optó por aumentar la carga hidráulica en los FP reales agregando una cama más de 0.6 m de alto en el medio filtrante. Después de estabilizar el sistema biológico, se tomaron muestras durante un mes para observar la eficiencia de remoción de N_{TOT}. Los resultados se muestran en la Tabla 5.

Con el escenario de simulación de la Fig. 8, se alcanzó una carga hidráulica (CH) en el FP de 34.8 m³/m²-d, mientras que los SST en el efluente de CP fueron de 87.4 mg/L y en el efluente del FP de 96.7 mg/L. Un FP de alto rendimiento tiene un intervalo normal de CH entre 14 y 43 m³/m²-d (López y col., 2017). En el caso de la carga orgánica en el FP, la simulación mostrada en la Figura 8 dio un resultado de 0.65 kg DBO₅/m³-d, lo cual también queda dentro del rango mostrado en la bibliografía que es de 0.4 a 0.8 kg DBO₅/m³-d (López y col., 2017).

Por otra parte, las gráficas de sedimentación en el CP y CS (Figura 8) muestran una excelente sedimentabilidad de lodos, además la CH en el CP fue de 34.9 m³/m²-d manteniéndose en el límite de su diseño nominal (35 m³/m²-d) y la carga hidráulica en el CS fue de 30.2 m³/m²-d también cerca de su capacidad nominal (32 m³/m²-d). Los rangos manejados en la bibliografía para carga hidráulica en CP son de 32 a 48 m³/m²-d y entre 16 a 32 m³/m²-d para CS seguidos de filtros percoladores (Metcalf y Eddy, 2003).

Conclusiones

Las principales variables que marcan el comportamiento de un filtro percolador, son la carga orgánica y la carga hidráulica. Entre mayor sea la carga orgánica, mayor será la relación alimento/microorganismo, y más rápido crecerán las bacterias del sistema que consumen el sustrato y producen la nitrificación. De la misma manera, el aumento de la carga hidráulica ocasiona que el espesor de la capa de agua sea mayor, lo que aumenta la retención del líquido y el tiempo de retención, y puede además, incrementar la superficie húmeda y activa en biodegradación, provocando mayor transferencia de oxígeno necesaria en el proceso de nitrificación.

En la PTAR "El Punto" se logró incrementar el grado de nitrificación en el filtro percolador a través del aumento de su carga hidráulica, disminuyendo con ello la concentración de nitrógeno total debajo de los límites máximos permisibles de descarga a un río. El uso del software GPS-X fue primordial para alcanzar dicho éxito. Es de mencionar, que el nitrógeno junto con el fósforo juega un papel importante como nutrientes en el proceso de eutrofización del río Mololoa, además el nitrógeno amoniacal es tóxico para la vida acuática.

Referencias

- APHA-AWWA-WPCF. (1989). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 17va Edición. Editada por: Clesceri, L. S., Greenberg, A. E., Trussell, R.R., American Public Health Association, USA.
- Dhokpande S. R., Kulkarni S. J., Kaware J. P. A. (2014). Review on research on application of trickling filters in removal of various pollutants from effluent. *International Journal of Engineering Sciences & Research Technology* 3, 359-365
- Hydromantis, Inc. (2014). Tutorial GPS-X version 6.4, 1685 Main Street West, Suite

302, Hamilton Ontario, Canada L8S 1G5, www.hydromantis.com.

- Kanda R., Kishimoto, N., Hinobayashi, J., Hashimoto T. (2016). Effects of recirculation rate of nitrified liquor and temperature on biological nitrification-denitrification process using a trickling filter. *Water and Environment Journal* 30, 190-196.
- López C. M., Buitrón G., García H. A., Cervantes F. J. (2017). *Tratamiento Biológico de Aguas Residuales: Principios, Modelación y Diseño*. IWA publishing, primera edición en español, Reino Unido.
- Metcalf y Eddy. (2003). *Wastewater Engineering Treatment and Reuse*. Mc. Graw Hill, 4th edition. New York.
- Muñoz T. J. y Reyes R. (2012). Organic matter and nitrogen removal capacity of a new packing for trickling filters. *Revista Mexicana de Ingeniería Química* 11, 279-286.
- NOM-001-SEMARNAT (1996). Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales.
- Reyes S. y Reyes R. (2009). Efectos de las cargas hidráulicas y orgánicas sobre la remoción masiva de un empaque estructurado en un filtro percolador. *Revista Mexicana de Ingeniería Química* 8, 101-109.
- Shaw, A., Langergraber, G., Reiger, L., Winkler, S., Gillot, S. y Ohtsuki, T. (2012). *Guidelines for Using Activated Sludge Models*. Scientific and Technical Report, (número 22). Task Group on Good Modelling Practice. London, United Kingdom: IWA Publishing.
- Van Loosdrecht, M., López, C., Meijer, S., Hooijmans, C. y Brdjanovic, D. (2015). Twenty-five years of ASM1: past, present and future of wastewater treatment modelling. *Journal of Hydroinformatics* 17, 697-718.