

DOI: 10.24850/j-tyca-2026-02-02

Artículos

Análisis de *benchmarking* y simulación para optimizar una planta comercial de tratamiento de aguas residuales

Analysis of benchmarking and simulation for the optimization of a commercial wastewater treatment plant

Elda España-Gamboa¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-3472-8748>

Neshly Rubalcava-Llamas², ORCID: <https://orcid.org/0009-0003-1970-5174>

Rodrigo Valladares-Linares³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-3790-3249>

Jorge Domínguez-Maldonado⁴, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-9792-4909>

Raúl Tapia-Tussell⁵, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-5124-6156>

Liliana Alzate-Gaviria⁶, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-1012-3878>

¹Unidad de Energía Renovable, Centro de Investigación Científica de Yucatán, Parque Científico y Tecnológico de Yucatán, Sierra Papacal, Mérida, Yucatán, México, elda.espana@cicy.mx

²Unidad de Energía Renovable, Centro de Investigación Científica de Yucatán, Parque Científico y Tecnológico de Yucatán, Sierra Papacal, Mérida, Yucatán, México, arlettellamas@gmail.com

³Wayakit, Ciudad de México, México, rodrigo@wayakit.com

⁴Unidad de Energía Renovable, Centro de Investigación Científica de Yucatán, Parque Científico y Tecnológico de Yucatán, Sierra Papacal, Mérida, Yucatán, México, joe2@cicy.mx

⁵Unidad de Energía Renovable, Centro de Investigación Científica de Yucatán, Parque Científico y Tecnológico de Yucatán, Sierra Papacal, Mérida, Yucatán, México, rtapia@cicy.mx

⁶Unidad de Energía Renovable, Centro de Investigación Científica de Yucatán, Parque Científico y Tecnológico de Yucatán, Sierra Papacal, Mérida, Yucatán, México, lag@cicy.mx

Autora para correspondencia: Liliana Alzate-Gaviria, lag@cicy.mx

Resumen

Es necesario un consumo sostenible de agua y energía para mitigar el daño ambiental causado por las actividades antrópicas. El sistema de tratamiento de aguas residuales más utilizado en el mundo es el de lodos activados convencionales. Sin embargo, tiene altos costos de operación, entre 60 y 70 %, debido al consumo de energía. En este estudio, el “Benchmarking” permitió realizar un análisis comparativo entre plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) de magnitudes similares con parámetros y consumos energéticos específicos, complementado con una simulación en SIMBA# versión libre (sin considerar tratamientos

terciarios), para mejorar el proceso operativo de una PTAR comercial en Mérida, Yucatán. Los resultados muestran que es posible ajustando la capacidad de los dos sopladores de 5 HP a 3 HP, reducir un 40.58 % del consumo total de energía en la PTAR (por exceso de aireación), lo que mejora adicionalmente la calidad del efluente en el parámetro específico de nitrógeno total con una reducción de 72 g N/m³ a 56 g N/m³. Sin embargo, es necesario realizar los cambios propuestos en la PTAR de este estudio para obtener los resultados en operación real y realizar los ajustes pertinentes.

Palabras clave: agua residual, tratamiento del agua, consumo de energía, análisis comparativo, modelo de simulación, México.

Abstract

Sustainable consumption of water and energy to mitigate environmental damage from anthropogenic activities is necessary. The most widely used wastewater treatment system in the world is conventional activated sludge. However, it has high operating costs, between 60 and 70 % due to energy consumption. In this study, "Benchmarking" allowed a comparative analysis between wastewater treatment plants (WWTP) of similar magnitudes with parameters and specific energy consumption, complemented with a simulation in SIMBA# free version (not considering tertiary treatments), to improve the operational process of a commercial WWTP in Mérida, Yucatán. The results show that it is possible, by adjusting the capacity of the two blowers from 5 HP to 3 HP, to reduce 40.58 % of the total energy consumption in the WWTP (due to excess aeration), which additionally improves the quality of the effluent in the specific parameter of total nitrogen with a reduction from 72 g N/m³ to

56 g N/m³. However, it is necessary to make the proposed changes in the WWTP of this study to obtain the results in real operation and make pertinent adjustments.

Keywords: Wastewater, water treatment, energy consumption, comparative analysis, simulation models, Mexico.

Recibido: 25/09/2024

Aceptado: 11/06/2025

Publicado *ahead of print*: 25/06/2025

Versión final: 01/03/2026

Introducción

El aumento demográfico ha favorecido la sobreexplotación de los recursos hídricos; por tal razón, el tratamiento de aguas residuales es una prioridad ambiental, sin embargo, esta actividad consume mucha energía. Se estima que más del 2 % de la energía eléctrica mundial se utiliza para el suministro de agua y el tratamiento de aguas residuales. Una gran cantidad de energía proviene de combustibles fósiles, que contribuyen a problemas ambientales como el calentamiento global y el cambio climático (Vaccari, Foladori, Nembrini, & Vitali, 2018; Walker, Williams, & Styles, 2021).

En 2021 se modificó en México la normativa para la descarga de aguas residuales a los cuerpos de agua del país. El cambio en los límites y parámetros de medición implicará la necesidad de mejorar los procesos de tratamiento de aguas residuales del país (Semarnat, 2021).

El consumo de energía en el tratamiento de aguas residuales depende de muchos factores, como la cantidad de agua a tratar, los niveles de contaminación del afluente, los tipos de tratamientos realizados, la antigüedad de la planta y la cantidad de materia orgánica que se debe eliminar, entre otros. Los costes energéticos suelen representar entre el 15 y 40 % de los gastos operativos durante la vida útil de una PTAR. La PTAR más común diseñada para el tratamiento de aguas residuales domésticas o comerciales utiliza lodos activados como tratamiento secundario. En estos casos, la aireación consume un 60 % de la energía total de operación; la sedimentación secundaria, incluyendo la recirculación de lodos, un 15 %, y el tratamiento de lodos un 25 %, por lo que es necesario mejorar la eficiencia energética en el sistema de tratamiento secundario (Gu *et al.*, 2017; Walker *et al.*, 2021).

Uno de los modelos comparativos en una PTAR es el *benchmarking*, que realiza un análisis de los costos energéticos considerando los procesos de tratamiento realizados, el tipo de agua residual tratada y las condiciones de operación. La mejor referencia para evaluar el consumo energético es el uso de indicadores específicos de consumo energético (ICE), como kWh/m³ y kWh/kg DQO_{rem}, y comparándolos es posible encontrar fallos y puntos de mejora en un proceso de tratamiento de aguas residuales (Belloir, Stanford, & Soares, 2015; Christoforidou, Bariamis, Iosifidou, Nikolaidou, & Samaras, 2020; Torregrossa, Schutz, Cornelissen, Hernández-Sancho, & Hansen, 2016). Asimismo, los modelos más representativos para el proceso de lodos activados son los publicados por la Asociación Internacional del Agua (IWA); dichos modelos proporcionan una descripción realista del proceso y han demostrado ser de gran utilidad para apoyar el diseño, gestión, operación y optimización del proceso; SIMBA# es la plataforma integrada de

modelado y simulación líder en el mundo para conceptos de soluciones en los sectores de agua, aguas residuales y biogás (Ruiz, Pérez, & Gómez, 2023).

El objetivo de este trabajo fue evaluar y optimizar el desempeño energético y la calidad del efluente de una planta comercial de tratamiento de aguas residuales mediante un análisis de *benchmarking* y simulación en SIMBA#, con el fin de asegurar que el efluente cumpliera con la norma mexicana NOM-001-SEMARNAT-2021.

Materiales y métodos

Descripción del proceso de la planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR)

La planta comercial pertenece a una cadena de tiendas de autoservicio, que tiene menos de mil PTAR en México. El proceso cuenta con un pretratamiento (rejilla), un tratamiento secundario (lodos activados) y un tratamiento terciario (filtro de carbón activado), y proporciona tratamiento a un caudal promedio de $11 \pm 3 \text{ m}^3/\text{día}$ a una temperatura promedio de $28 \text{ }^\circ\text{C}$.

Como se puede observar en la Figura 1, el sistema de tratamiento comienza en el tanque de aguas residuales brutas, donde se realiza un tamiz que deja pasar los sólidos menores a 20 mm. Posteriormente, las aguas residuales son bombeadas al proceso secundario, que consta de tres biorreactores de lodos activados con un volumen útil de 81 m^3 y que operan en flujo continuo. El uso de biorreactores en serie permite manejar grandes variaciones de carga; por ejemplo, la aireación se puede aumentar bajo cargas elevadas para manejar la contaminación entrante

y disminuir durante cargas bajas para ahorrar energía (Hreiz, Latifi, & Roche, 2015). El suministro de oxígeno se produce a través de dos sopladores de 5 HP con difusor de cúpula de burbujas (2 mm). El primer soplador funciona durante tres horas; hay un descanso de 15 minutos, y el segundo comienza a funcionar. En los biorreactores existe un tiempo de retención celular de ocho días y un tiempo de retención hidráulica de 10 horas para la bioconversión de materia orgánica a compuestos oxidados, como CO_2 y H_2O . Luego pasa por el proceso de sedimentación, donde se activa un sistema de bombeo cuando el lodo acumulado supera una altura de 0.40 m (sobre el troncocónico del sedimentador, medido con Turbimax CUS71D), y el 25 % del lodo espesado se devuelve mediante bombeo a los reactores biológicos para mantener una cantidad constante de microorganismos y garantizar el proceso de tratamiento de aguas residuales; el 75 % se purga a un lecho de secado que permite el secado de los lodos mediante temperatura y radiación solar. Cuando los lodos se secan, una empresa externa se encarga de su tratamiento de acuerdo con lo solicitado por la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (Semarnat) (Semarnat, 2002). El efluente del sedimentador secundario tiene 30 minutos de contacto con una pastilla de cloruro de calcio para ayudar a la desinfección. Después el agua pasa por los filtros de carbón activado, los cuales tienen un alto grado de porosidad y mejoran la calidad del agua residual tratada mediante un proceso de adsorción en el que las sustancias solubles se adhieren a la superficie del sólido; además, el carbón activado ayuda a eliminar los subproductos de la desinfección (DBP), que se han asociado con efectos adversos para la salud, como el cáncer. Finalmente, el agua llega a un aljibe, donde se reutiliza para el riego de zonas verdes y abastece de agua a los sanitarios del supermercado.

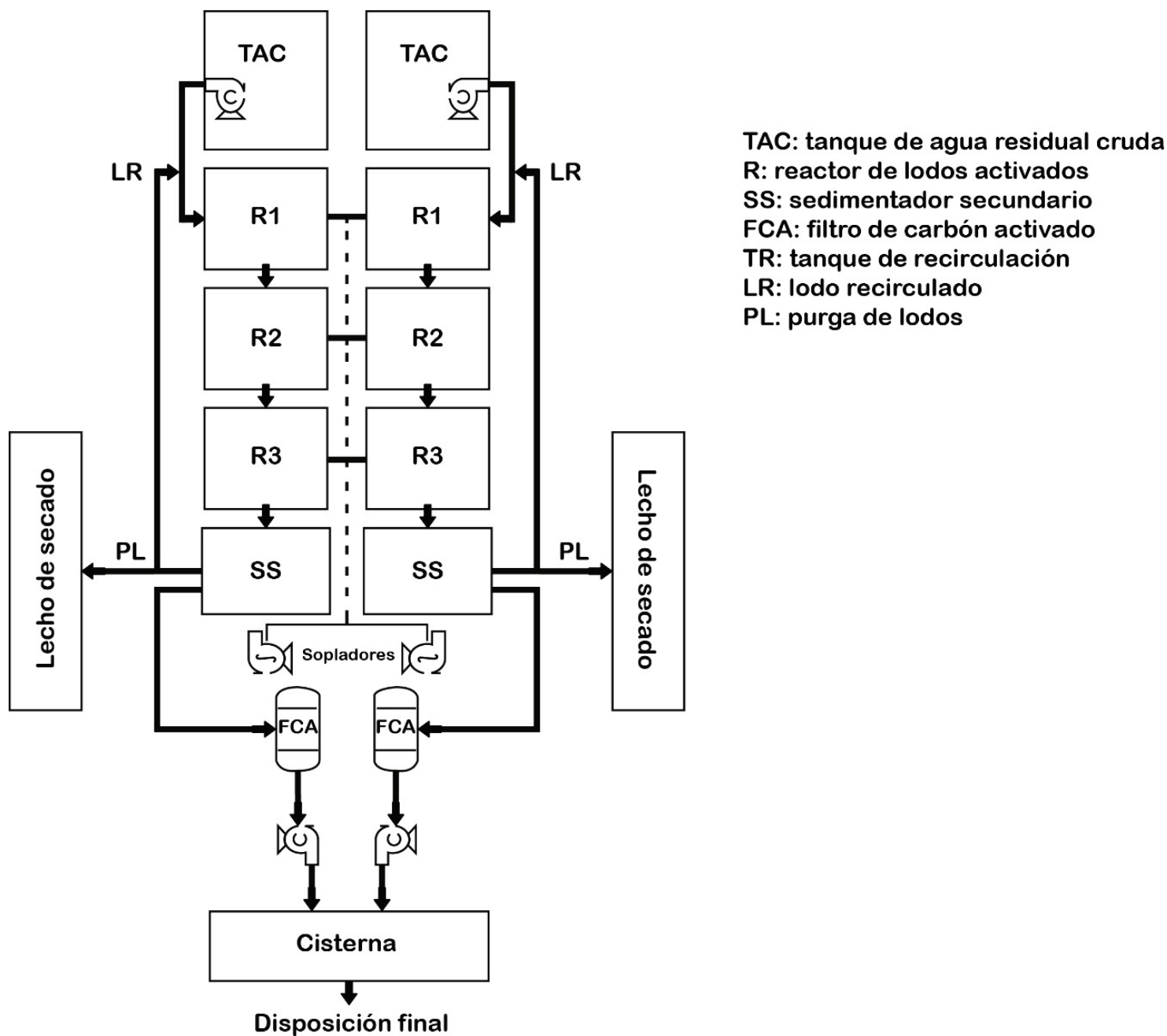


Figura 1. Diagrama del proceso de la PTAR comercial.

Todo el proceso se automatiza a través de un centro de control de motores principales que cuenta con los equipos de control y monitoreo del sistema. Se utiliza el método de control automático, en el que

previamente se configura en la interfaz el *setpoint* de parámetros, como tiempo de funcionamiento de la bomba, altura de lodos en el sedimentador, etcétera; el controlador activa el equipo según lo establecido.

Diagnóstico de la PTAR seleccionada

Se evaluó el proceso de operación de la PTAR durante seis meses en 2022, considerando la temporada seca (de enero a finales de marzo) y la temporada de lluvias (de finales de septiembre a diciembre). Durante este periodo se midió la variación que existe en el flujo y carga orgánica. Para ello se tomaron muestras en los siguientes puntos: (1) tanque de aguas residuales crudas; (2) biorreactor 1; (3) biorreactor 2; (4) biorreactor 3; (5) efluente del sedimentador secundario, y (6) efluente final de la PTAR. Las muestras fueron transportadas al Laboratorio de Energía Renovable del Centro de Investigación Científica de Yucatán (CICY) para su posterior análisis. *In situ*, la temperatura se midió con un termómetro analógico; el pH se determinó con un equipo multiparamétrico HACH® modelo 350, el cual fue calibrado diariamente con tres tampones de pH (4.01, 7.00 y 10.01); y el oxígeno disuelto se determinó con HQ40d HACH®, que se calibró en agua saturada de aire según el procedimiento proporcionado por el proveedor. Los valores de pH y oxígeno disuelto fueron la media aritmética, que se calculó sumando un grupo de cuatro números y dividiéndolos por su cuenta.

Métodos analíticos

Los siguientes parámetros se midieron durante todo el proceso de tratamiento de aguas residuales.

La demanda química de oxígeno (método COD-Hach 8000) y el nitrógeno total (método NT-Hach 10072) se determinaron mediante métodos colorimétricos. Los sólidos suspendidos totales (SST) se determinaron de acuerdo con la Asociación Estadounidense de Salud Pública (APHA 2005).

Los coliformes totales (CT) y los coliformes fecales (FC) se establecieron utilizando la técnica del número más probable (Método HACH 8074).

Consumo energético en la PTAR

El consumo de energía “real” se fijó mediante la ley de Ohm ($P = V \times I$). Para ello, se registró la tensión y corriente alterna de cada equipo gracias a un multímetro de gancho digital (MUL-100 STEREN), y se calculó el requerimiento energético “real” de la PTAR por día, multiplicando cada equipo por su potencia real y horas de funcionamiento diario. Una vez calculado el consumo diario, se hizo el cálculo mensual considerando los días de uso por mes.

Modelo de benchmarking

Se observó que un análisis del modelo de *benchmarking* calcula los indicadores específicos de consumo de energía (ICE), los cuales se calcularon de acuerdo con las siguientes expresiones (Vaccari *et al.*, 2018):

ICE_{m3} , definido como la relación entre el consumo diario de energía y el volumen diario tratado:

$$ICE_{m3} [kWh/m^3] = \frac{\text{Consumo de energía } [kWh/d]}{\text{Agua residual tratada } [m^3/d]}$$

ICE_{DQO} , definida como la relación entre el consumo energético diario y la cantidad de DQO eliminada diariamente en la PTAR:

$$ICE_{DQO} [kWh/kgDQO_{rem}] = \frac{\text{Consumo de energía } [kWh/d]}{\text{masa de DQO removida } [kg COD_{rem}/d]}$$

Con los indicadores de consumo de energía se realizó un análisis comparativo (*benchmarking*), considerando la variabilidad que existe por el tamaño de la PTAR, características geográficas, condiciones climáticas, variaciones en los volúmenes tratados y DQO removida.

Simulación de PTAR-SIMBA#

Para observar la respuesta a cambios en el proceso biológico de la PTAR, se efectuó una simulación del funcionamiento actual de la PTAR mediante una prueba gratuita de SIMBA# (<https://www.inctrl.com/software/simba.html>). La configuración de los procesos se describe en el diagrama de flujo que se muestra en la Figura 2. Se utilizó el modelo ASM3 propuesto por la Asociación Internacional del Agua (IWA) para representar los procesos que ocurren durante el tratamiento de aguas residuales.

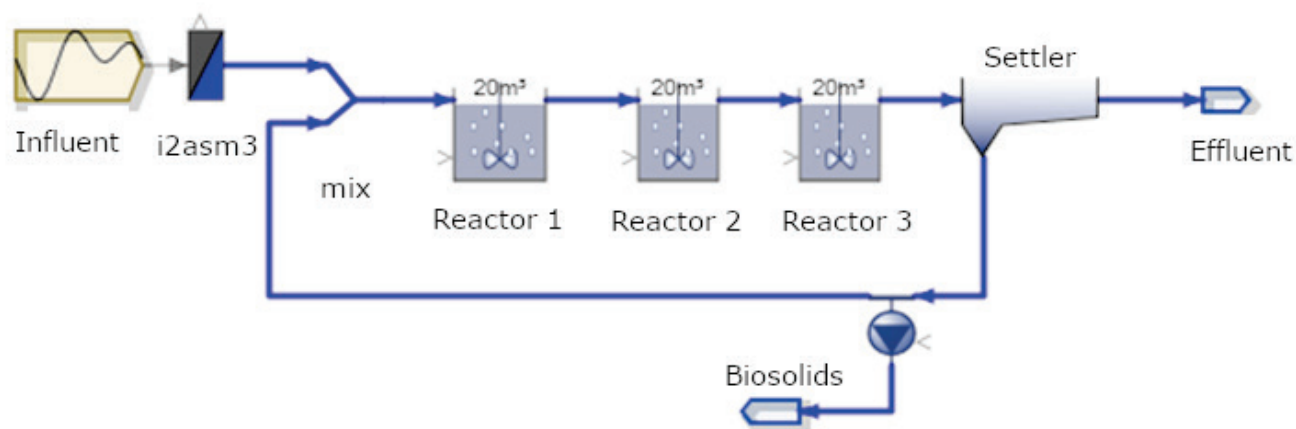


Figura 2. Diagrama de flujo de las condiciones actuales de la PTAR comercial.

Posteriormente, utilizando el modelo 3 de lodos activados (ASM3), se propuso un sistema de tratamiento y se realizó la simulación para calcular el requerimiento energético y la calidad del efluente de la PTAR en estudio, el cual consistió en utilizar dos biorreactores con aireación y uno para realizar la nitrificación-desnitrificación. Se redujo la intensidad

de aireación para disminuir el suministro de energía y obtener una mejor calidad del agua. La Figura 3 muestra el diagrama de flujo que se empleó para controlar los procesos de aireación en biorreactores.

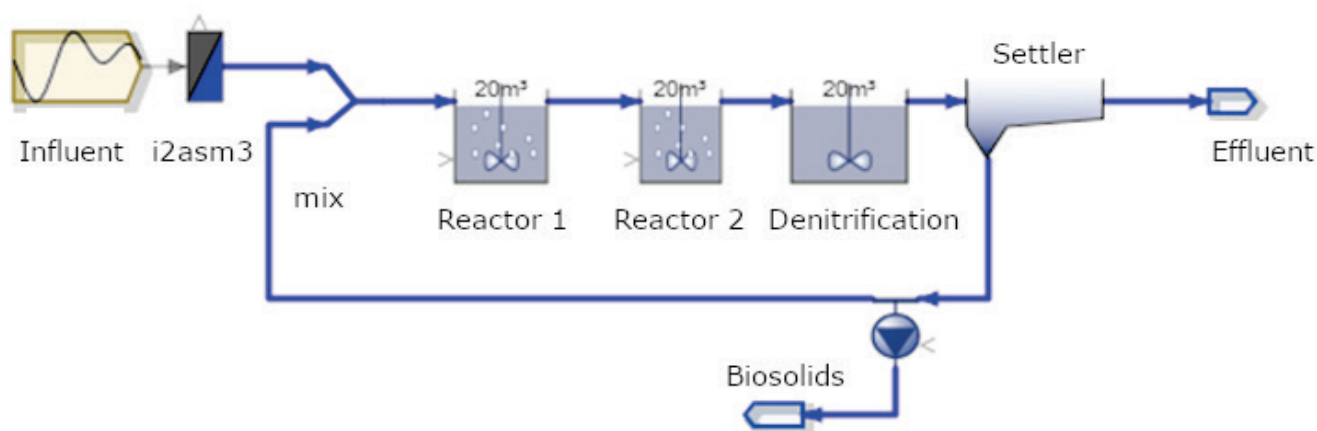


Figura 3. Diagrama de flujo del modelo propuesto para la PTAR.

Resultados y discusión

Monitoreo de operación de PTAR

La Tabla 1 muestra un resumen de los parámetros físicos, químicos y biológicos monitoreados *in situ* de la PTAR. La variación en las concentraciones de entrada y salida de la PTAR se mantuvo durante los seis meses de análisis de operación.

Tabla 1. Promedio de los parámetros analizados *in situ* para la operación de la PTAR.

Parámetro	Influente	Efluente del sedimentador secundario	Efluente final
DQO (mg/l)	593.95±129.47	52.08± 32.34	50.16±11.82
Nitrógeno total (mg/l)	99.15±25.30	78.37±15.09	77.39±15.55
Sólidos suspendidos totales (mg/l)	632±247	18.9±15	8.2±2.2
Coliformes totales (MPN)	1.6E06±1E3	0.03E06±100	9.2±0.04
Coliformes fecales (MPN)	0.9E06±1.5E3	0.025E06±204	2.2±0.05
pH en biorreactores de lodos activados	5.82±0.15*		
Oxígeno disuelto en biorreactores de lodos activados (mg/l)	4.97±0.41*		

*Se calculó la media aritmética de cuatro muestras.

El oxígeno disuelto en una PTAR con sistema convencional de lodos activados es necesario para la oxidación de la materia orgánica (respiración endógena y para suministrar la energía necesaria en la síntesis microbológica), y para la oxidación del nitrógeno (nitrificación). Esta concentración generalmente está en un rango entre 1.7 y 2.5 mg/l, siendo 2 mg/l el valor más utilizado (Metcalf & Eddy Inc., & AECOM, 2013). La PTAR de este estudio registró un nivel promedio de oxígeno disuelto de 4.97 mg/l en los tres biorreactores, lo cual es el doble del valor recomendado.

El supermercado presenta mayor actividad en departamentos como carnicería y panadería en el horario de 7:00 a 11:00 horas, lo que se traduce en una mayor disposición de materia orgánica en las aguas residuales durante dicho rango de horas. Esto se puede observar claramente en la Figura 4, donde la variación de la DQO de entrada es amplia, ya que el muestreo se llevó a cabo en diferentes días y horarios, considerando la actividad del supermercado. Por otro lado, el DQO de la salida no presenta una gran variación independientemente del día o la hora. La PTAR registró un porcentaje promedio de remoción de DQO de 91.55 % con una DQO promedio de salida de 50.16 ± 11.82 mg/l; este valor es similar al reportado por Muñoz-Hernandez, Muñoz-Hernández y Leguizamon-Castellanos (2017), donde se lograron eficiencias de eliminación de DQO de hasta el 90 % con valores de DQO del efluente entre 58 y 79 mg/l utilizando una cantidad de oxígeno disuelto entre 4.2 y 4.8 mg/l.

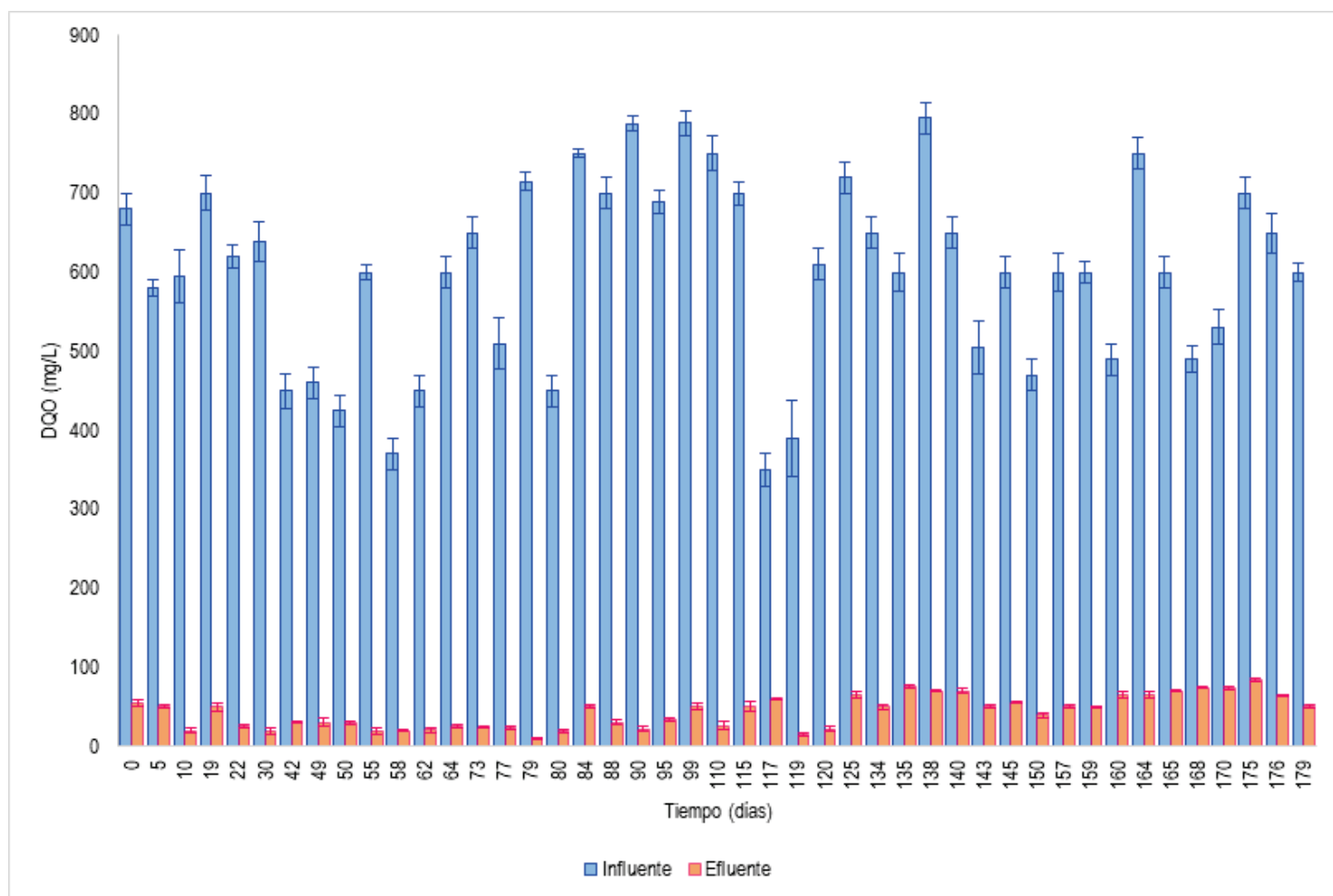


Figura 4. Variación de la DQO con respecto al tiempo.

La Tabla 2 compara la eliminación de DQO en PTAR comerciales con un sistema de lodos activados convencional; la PTAR en este estudio presenta el mayor porcentaje de remoción, así como los valores más bajos de DQO en el efluente. Según Płuciennik-Koropczuk y Myszograj (2019), la DQO encontrada en un efluente de una planta de lodos activados convencional es principalmente soluble, no biodegradable, no puede ser eliminada por el sistema biológico y, junto con la pequeña cantidad de sólidos en suspensión o partículas coloidales que se forman

en el biorreactor como producto de la actividad de los microorganismos, abandona el sistema junto con el efluente.

Tabla 2. Demanda química de oxígeno en PTAR comerciales de Latinoamérica.

DQO_{Influyente} (mg/l)	DQO_{Efluente} (mg/l)	Remoción de DQO (%)	Referencia
1147.3±10.8	114±11.1	90.11	Suárez (2014)
727.53±348.03	204.67±23.24	71.80	Pérez (2006)
789±25.33	67±5.23	91.00	Villanueva y Yance (2017)
593.95±129.47	50.16±11.82	91.55	Este estudio

Como se puede observar en la Tabla 1 y la Figura 5, la PTAR tiene un alto contenido de nitrógeno total, alcanzando valores de 99.15 mg/l en el afluente y 77.39 mg/l en el efluente, lo que representa una remoción del 18.28 % en el tratamiento de lodos activado convencional. Según la normativa, en México solo se permite descargar en cuerpos de agua, como lagos y ríos, una concentración promedio diaria de 25 a 30 mg/l de nitrógeno total (Semarnat, 2021), valor inferior al registrado en el efluente de la PTAR. Esta deficiencia en la reducción del nitrógeno total se atribuye a factores como el oxígeno disuelto, pH y alcalinidad, que provocan una baja eficiencia en el proceso de nitrificación-desnitrificación.

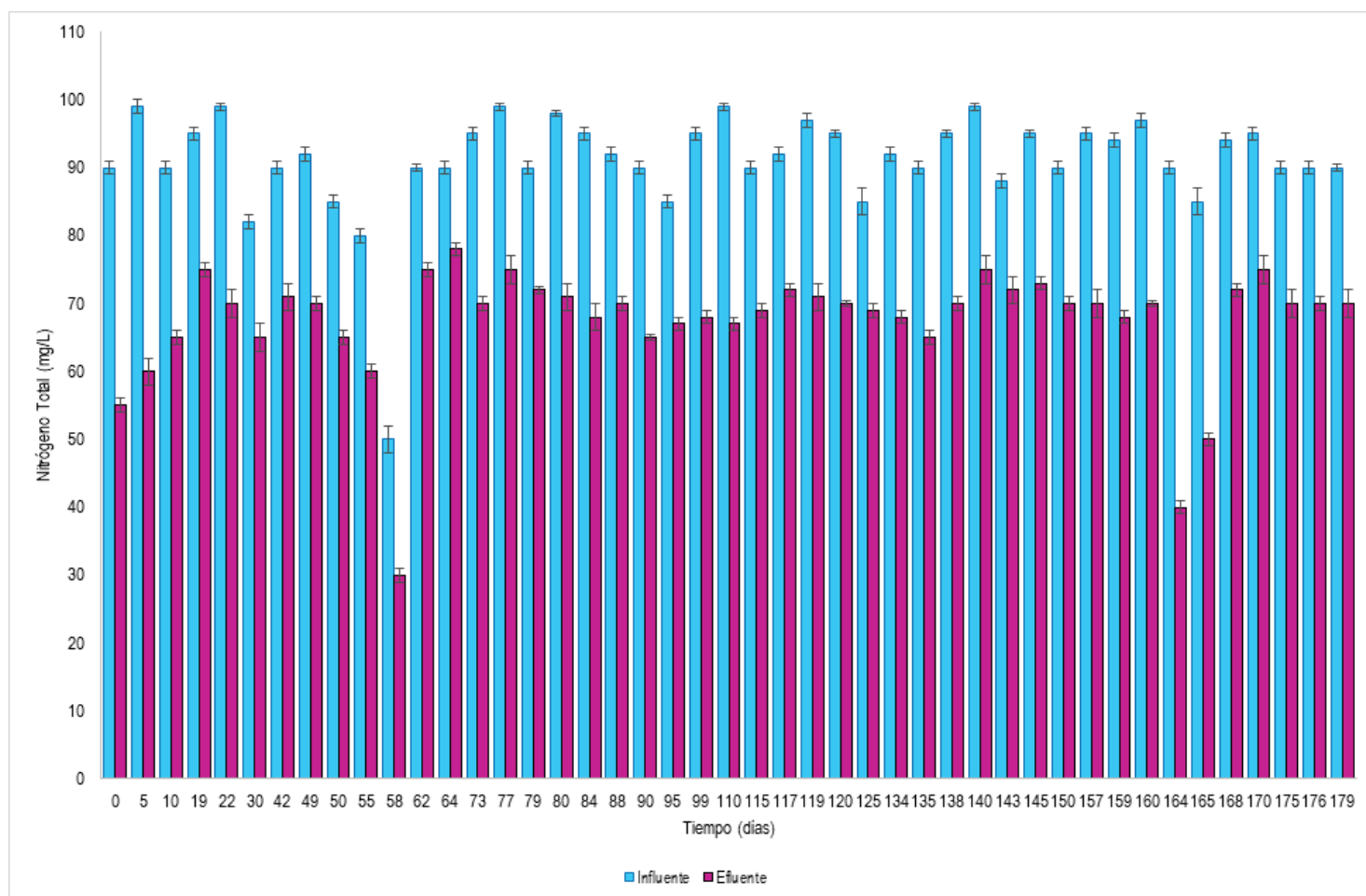


Figura 5. Variación del nitrógeno total en el influente y efluente de la PTAR.

La cantidad necesaria de oxígeno disuelto para que se produzca la nitrificación en condiciones estables ha sido ampliamente estudiada, proponiendo un rango entre 0.4 y 4 mg/l (Beccari, Pinto, Ramadori, & Tomei, 1992; Cui *et al.*, 2020). Sin embargo, se ha mencionado que a una concentración de 2.5 mg/l de oxígeno disuelto se observa una mayor actividad de las bacterias oxidantes de amonio que de las bacterias oxidantes de nitritos; por este motivo, dicha concentración sería crucial para mantener una buena acumulación de nitritos (Cui *et al.*, 2020). En

la PTAR de este estudio, la concentración de oxígeno disuelto es superior a 4 mg/l, lo que garantiza la formación de nitritos y nitratos en el tratamiento de aguas residuales; pero para que se produzca la desnitrificación es necesario que el proceso de tratamiento contenga una parte anóxica, pues el oxígeno inhibe la desnitrificación porque es un mejor aceptor de electrones para los microorganismos, lo cual provoca que se acumulen intermediarios de nitrógeno cuando se utilizan altas concentraciones de oxígeno. Por tal razón, es necesario utilizar una concentración tan baja como 1 mg O₂/l para que los microorganismos asimilen los nitratos como aceptores de electrones, en lugar de que el oxígeno los transforme en nitrógeno molecular (Åmand & Carlsson, 2014; Lu, Chandran, & Stensel, 2014).

Cuando un proceso de nitrificación funciona de forma correcta, la alcalinidad se consume significativamente; sin un control adecuado del pH, todo el proceso puede fallar. En general, para que la nitrificación se produzca de manera correcta, el pH debe controlarse entre 7.2 y 8.9 (Okabe, Aoi, Satoh, & Suwa, 2014). Además, se ha señalado que el pH óptimo para la desnitrificación de aguas residuales se encuentra en un rango de 7 a 9 unidades; si opera fuera de este rango, el proceso de desnitrificación cae con rapidez, lo que provoca la acumulación de intermediarios de la desnitrificación, como los nitritos y el óxido nitroso (Lu *et al.*, 2014). Como se puede observar en la Tabla 1, el pH registrado es 5.82, valor por debajo del recomendado para la desnitrificación, lo que pudo haber provocado una baja remoción total de nitrógeno (18.28 %) en el proceso de tratamiento. Por dicho motivo, se recomienda colocar en este sistema un biorreactor de desnitrificación para aumentar el porcentaje de remoción total de nitrógeno y alcanzar los valores

permitidos por la normativa para la disposición final del efluente generado en la PTAR.

Otro factor importante por evaluar en el efluente de una PTAR es la presencia de microorganismos coliformes, pues es un indicador de contaminación fecal debido a que estos microorganismos habitan en el intestino humano. La Norma Oficial Mexicana permite una cantidad promedio diaria de 500 NMP/100 ml de coliformes fecales cuando el agua se vierte en cuerpos de agua o suelos de la nación (Semarnat, 2021). Como se puede observar en la Tabla 1, el promedio de coliformes fecales en los días de análisis fue de 2.2 NMP/100 ml, lo cual indica que no existe riesgo para la salud.

Consumo de energía y *benchmarking*

Como se puede observar en la Tabla 3, la PTAR cuenta con seis equipos que consumen energía: dos sopladores del sistema de tratamiento secundario, dos bombas del tanque de aguas residuales crudas pertenecientes al pretratamiento y dos bombas para la disposición final del efluente.

Tabla 3. Demanda energética actual en la PTAR (*in situ*).

Equipo	Potencia (HP)	Potencia eléctrica (kW)	Tiempo de operación (h/d)	Consumo diario (kWh/d)	Potencia eléctrica (kWh/m ³)
Soplador 1	5	3.306	11	36.372	3.306
Soplador 2	5	2.918	11	32.102	2.918
Bomba TAC 1	1	0.682	12	8.192	0.744
Bomba TAC 2	1	0.704	12	8.448	0.768
Bomba de descarga 1	1	1.450	1	1.430	0.130
Bomba de descarga 2	1	1.324	1	1.324	0.120
Total				87.86	7.98

RWT: Raw Wastewater Tank.

Belloir *et al.* (2015) mencionan que el consumo eléctrico disminuye a medida que aumenta el tamaño de la planta; es decir, una planta que trata un caudal de 3 600 m³/d consume 0.5 kWh/m³; mientras que una planta que trata 323 000 m³/d solo consume 0.22 kWh/m³. Además, independientemente del tamaño de la EDAR, entre el 50 y 60 % de la energía total se consume en el tratamiento biológico, siendo la aireación en el tratamiento secundario, el tratamiento de lodos y el bombeo los principales procesos demandantes de energía. Walker *et al.* (2021) realizaron una investigación sobre la intensidad energética empleada en el tratamiento de aguas residuales en varios países. Mencionan que Brasil, India, Corea del Sur, Sudáfrica y China tuvieron las intensidades energéticas más bajas (0.24-0.30 kWh/m³). Estas cinco naciones que poseen las intensidades energéticas más bajas también tienen los estándares de calidad de aguas residuales más bajos, lo que facilita una

reducción en el consumo de energía debido al empleo de procesos menos intensivos, pero menos eficaces. Por otro lado, los países con mayores requerimientos energéticos específicos para el tratamiento de aguas residuales fueron Samoa (1.4 kWh/m^3), Dinamarca (1.35 kWh/m^3), México (1.15 kWh/m^3), Bélgica (1.14 kWh/m^3) y Países Bajos (1.06 kWh/m^3). Estos países tienen leyes y estándares mixtos para el tratamiento de aguas residuales, y los tres países europeos muestran que no son solo los niveles más altos de tratamiento de aguas residuales con una legislación más estricta lo que causa la ineficiencia percibida.

De acuerdo con la información brindada en la Tabla 3, la PTAR tiene una intensidad energética de 7.988 kWh/m^3 ; dicho valor está por encima de lo reportado en la literatura e incluso es superior al reportado para México, lo cual probablemente se deba al tamaño de la planta tratada, pues el caudal es de $11 \text{ m}^3/\text{d}$, con una remoción de DQO de 6.05 kg por día, lo que sugiere que existe una subutilización de energía para el tratamiento de esa cantidad de materia orgánica. Por este motivo es importante realizar un análisis de eficiencia energética en las PTAR de tratamiento de lodos activados convencionales que operan con pequeños caudales y así optimizar el consumo energético, especialmente en los sopladores del tratamiento secundario, ya que como se observa en este estudio, el 78 % de la energía necesaria se utiliza en dicho proceso. El siguiente equipo que consume una mayor porción de energía (19 %) son las bombas en el tanque de aguas residuales crudas, y el 3 % restante del consumo de energía se usa en bombas de disposición final. Una ventaja de esta PTAR es que la estabilización de los biosólidos no requiere energía, pues asimila la energía térmica del sol y la velocidad del aire para provocar su deshidratación.

En términos de consumo energético específico, el ICE_{m3} es el más utilizado; sin embargo, puede dar una interpretación errónea del consumo de energía, en particular cuando se compara con PTAR de diferentes regiones y tamaños; así, se sugiere hacer la comparación energética con base en la remoción de materia orgánica (Torregrossa *et al.*, 2016). Torregrossa (2018) mencionó que una PTAR con un contenido orgánico mayor a 6 000 kg de demanda bioquímica de oxígeno (DBO) por día tiene una ICE_{COD} de 0.69 kWh/kg DQO_{rem} ; mientras que una PTAR con un contenido orgánico menor a 120 kg DBO/d tiene una ICE_{COD} de 3.01 kWh/kg DQO_{rem} . Esta clase de valores de referencia muestran que las grandes PTAR son generalmente más eficientes debido a varios factores, como economías de escala, estabilidad de las condiciones operativas y sistemas automáticos. Además, Niu, Wu, Qi y Niu (2019) mencionan que, desde un punto de vista técnico, la tecnología, los equipos y otros parámetros operativos de tratamiento de aguas residuales que funcionan bien en las PTAR con altas concentraciones orgánicas y un alto flujo tratado pueden no ser aplicables a las PTAR con un menor escala de tratamiento y menores concentraciones de contaminantes en los afluentes. La PTAR de este estudio obtuvo una ICE_{COD} de 14.49 kWh/kg DQO_{rem} ; como se puede observar en la Tabla 4, es la que tiene mayor requerimiento energético en comparación con otras PTAR de bajo caudal, lo cual sugiere que tiene un alto potencial para realizar ajustes energéticos y así obtener una mejor eficiencia energética.

Tabla 4. Consumo energético y *benchmarking* en PTAR de caudal reducido.

País	Tratamiento secundario	Flujo tratado (m ³ /d)	DQO _{inf} (mg/l)	DQO _{efl} (mg/l)	ICE _{m3} (kWh/m ³)	ICE _{DQO} (kWh/kg COD _{rem})	Referencia
China	Lodos activados	70	766	3	2.4	3.15	Spruston, Kolesov y Main (2012)
Grecia	Lodos activados	nd	240	nd	0.88	1.00	Christoforidou <i>et al.</i> (2020)
China	Lodos activados en área rural	nd	189	nd	nd	5.6	Niu <i>et al.</i> (2019)
Suiza	Lodos activados	121	829	50	1.58	2.03	ENERWATER (2015)
México	Lodos activados	11	600	50	7.98	14.52	Este estudio

nd: no disponible.

Simulación de PTAR con SIMBA#

En la Tabla 5 se muestran los datos de entrada al sistema, los cuales fueron obtenidos en laboratorio *in situ*. La primera simulación consistió en utilizar la configuración presente en la PTAR en estudio y obtener los valores de oxígeno disuelto mostrados en la Tabla 6, los cuales, como se puede observar, son similares a los obtenidos en el muestreo de campo de la PTAR; ello sugiere que el SIMBA# (ASM3) se ajusta a la PTAR estudiada, porque este modelo proporciona una cinética de reacción más precisa y permite una calibración más sencilla.

Tabla 5. Datos de entrada para el simulador SIMBA#.

Parámetro	Valor	Unidad
DQO promedio	600	g DQO/m ³
Nitrógeno total promedio	90	g N/m ³
Fósforo promedio	9	g P/m ³
Flujo promedio	11	m ³ /d
Promedio mínimo de la razón de flujo	0.7208	
Promedio mínimo del tiempo de flujo	1.175889	d
Razón de flujo máxima	1.203226	—
Promedio máximo del tiempo de flujo	0.469245	d
Relación de carga NT _{máx} /NT promedio (factor pico)	1.6	—
Relación de flujo mínimo de orina con respecto a flujo promedio de orina	0.4412	—
Desplazamiento del pico NT respecto al pico de caudal y DQO (dNT)	0.02337	d
DQO por infiltración de agua	25	g DQO/m ³
Nitrógeno total por infiltración de agua	5	g N/m ³
Fósforo por infiltración de agua	0.5	g P/m ³
Fracción de orina en aguas residuales	0.1	—

Tabla 6. Comparación de oxígeno disuelto en PTAR real con respecto a la simulación SIMBA#.

Parámetro	Biorreactor 1	Biorreactor 2	Biorreactor 3
Oxígeno disuelto en PTAR real	4.97	5.38	4.56
Oxígeno disuelto en simulación	4.052	5.139	4.68

Utilizando los mismos parámetros que en la Tabla 5, se realizó una simulación de eficiencia energética en la PTAR del supermercado. Esta propuesta consistió en colocar un tanque de desnitrificación y dos biorreactores de lodos activados, aprovechando las dimensiones de los biorreactores 1, 2 y 3 de la PTAR. De la misma manera, para reducir la cantidad de oxígeno disuelto en los biorreactores, se consideraron dos sopladores con una capacidad de 3 HP, lo que redujo el consumo de energía de 87.86 a 52.204 kWh/d, lo cual representa una disminución del 40.58 %. En la Tabla 7 se compara la simulación del efluente de la PTAR en las condiciones actuales con la propuesta de eficiencia energética. Es importante señalar que el modelo ASM3 no considera los tratamientos terciarios (procesos de cloración y adsorción con carbón activado), por lo que la comparación se hizo con los análisis del sedimentador secundario. Además, como se puede observar en la Tabla 1, la variación es mínima en los valores de DQO y nitrógeno total respecto al efluente final debido a que los tratamientos terciarios en esta PTAR se utilizan para realizar desinfección y no eliminación de materia orgánica.

Tabla 7. Simulación del efluente en SIMBA#.

Parámetro	Simulación del efluente de la PTAR en este estudio	Simulación del efluente con la configuración propuesta	Unidad
Sustrato fácilmente biodegradable	0.5976	0.20631	g DQO/m ³
Materia orgánica soluble no biodegradable	41.57	37.169	g DQO/m ³
Materia orgánica particulada no biodegradable	2.724	3.0797	g DQO/m ³
Sustrato poco biodegradable	0.2349	0.13803	g DQO/m ³
Biomasa heterotrófica	4.435	6.8605	g DQO/m ³
Productos orgánicos	0.1007	0.051804	g DQO/m ³
Biomasa autótrofa	0.4398	0.96851	g DQO/m ³
DQO total	51.102	48.474	g DQO/m ³
NH ₄ ⁺ y NH ₃	0.815	0.094241	g N/m ³
Nitratos y nitritos	68.36	41.779	g N/m ³
Dinitrógeno	2.467	14.371	g N/m ³
Nitrógeno total	72	56	g N/m ³
Alcalinidad como H ₂ CO ₃	0.7117	2.9122	mol/m ³
Fracción mineral particulada	1.761	2.549	g/m ³

El valor total de DQO es igual a la suma de las fracciones de DQO presentadas en la simulación; en este caso, la simulación proporciona un valor de 51.102 g DQO/m³ (Tabla 7), que es similar a 50.16 ± 11.82 g DQO/m³ en el análisis de la PTAR (Tabla 1). Este mismo comportamiento se puede observar con el valor del nitrógeno total, pues la simulación arrojó un valor de 72 g N/m³, el cual es muy similar al registrado en la

PTAR ($77.39 \pm 15.55 \text{ g N/m}^3$), por lo que se puede aceptar el hecho de que el simulador arroja datos cercanos a los del funcionamiento real de la PTAR, ya que no existe gran diferencia entre los datos analizados y los datos simulados. Al comparar la calidad del efluente entre la configuración actual de la PTAR y la propuesta de ahorro energético (Tabla 7), se puede observar una reducción del 38.88 % en la concentración de nitratos y nitritos (de 68.36 a 41.779 g N/m^3) debido al proceso de desnitrificación incluido en la nueva configuración. En cambio, en el caso de la DQO, la reducción fue mínima (5.14%), al pasar de un valor de 51.102 a 48.474 g DQO/m^3 . Dado que las concentraciones de estos parámetros no se vieron afectadas negativamente al reducir la aireación en un tercio, es posible decir que la sustitución de los actuales sopladores de la PTAR es factible. Por tal motivo, con la propuesta se calculó el nuevo requerimiento energético. Como se puede observar en la Tabla 8, la potencia diaria es de 52.204 kWh/d , lo que equivale a una reducción del 40.58 % del requerimiento energético respecto a la configuración actual de la PTAR. Cuando se divide el consumo energético diario por la cantidad de DQO extraída (6.05 kg DQO/d) y se obtiene un ICE_{DQO} igual a $8.63 \text{ kWh/kg DQO}_{\text{rem}}$, este valor sigue estando por encima de los reportados por distintos países, entre los que Francia y Alemania tienen los máximos valores de 6.58 y $5.22 \text{ kWh/kg DQO}_{\text{rem}}$, respectivamente (ENERWATER, 2015). Como ya se mencionó, el tamaño de esta PTAR es pequeño, por lo que se recomiendan sistemas de tratamiento con menores gastos operativos y consumo energético, como biodiscos, filtros percoladores o sistemas anaeróbicos; sin embargo, su eficiencia y velocidad de tratamiento podrían ser menores. Esta evaluación enfatiza la necesidad de realizar un análisis costo-beneficio a través de simuladores antes de instalar una PTAR; una vez instalada, se pueden realizar modificaciones

para hacer más eficiente el proceso, y reducir los gastos de operación y el consumo de energía.

Tabla 8. Demanda energética en la configuración propuesta para la PTAR.

Equipo	Potencia (HP)	Potencia eléctrica (kW)	Tiempo de operación (h/d)	Consumo diario (kWh/d)	Potencia eléctrica (kWh/m ³)
Soplador 1	3	1.491	11	16.405	1.491
Soplador 2	3	1.491	11	16.405	1.491
Bomba TAC 1	1	0.682	12	8.192	0.744
Bomba TAC 2	1	0.704	12	8.448	0.768
Bomba de descarga 1	1	1.450	1	1.430	0.130
Bomba de descarga 2	1	1.324	1	1.324	0.120
Total				52.204	4.744

Conclusiones

El presente estudio demuestra que la aplicación de herramientas de *benchmarking* y simulación puede ser altamente efectiva para identificar oportunidades de mejora en la eficiencia energética de plantas de tratamiento de aguas residuales a pequeña escala. El análisis detallado de esta PTAR comercial evidenció un consumo energético significativamente superior al promedio nacional e internacional, atribuido en particular al sobredimensionamiento del sistema de aireación. La simulación con SIMBA# permitió validar una propuesta de rediseño operativo, que incluye la incorporación de un biorreactor anóxico y la

reducción de la potencia de los sopladores, logrando una disminución del 40.58 % en el consumo energético sin comprometer la calidad del efluente. Estos resultados subrayan la importancia de adaptar las tecnologías de tratamiento a las características específicas de cada planta, en especial en instalaciones con caudales reducidos, y resaltan el valor de la simulación como herramienta de apoyo para la toma de decisiones técnicas y económicas en el sector del tratamiento de aguas residuales.

Agradecimientos

El grupo de trabajo agradece a la Secretaría de Ciencia, Humanidades, Tecnología e Innovación (Secihti) por la beca de maestría otorgada, número 2018-000068-02NACF-15094 para la realización de esta investigación.

Referencias

- Åmand, L., & Carlsson, B. (2014). Aeration control with gain scheduling in a full-scale wastewater treatment plant. *IFAC Proceedings Volumes*, 47(3), 7146-7151. <https://doi.org/10.3182/20140824-6-ZA-1003.01892>
- Beccari, M., Pinto, A. C. D., Ramadori, R., & Tomei, M. (1992). Effects of dissolved oxygen and diffusion resistances on nitrification kinetics. *Water Research*, 26(8), 1099-1104. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(92\)90146-U](https://doi.org/10.1016/0043-1354(92)90146-U)
- Belloir, C., Stanford, C., & Soares, A. (2015). Energy benchmarking in wastewater treatment plants: the importance of site operation and layout. *Environmental Technology*, 36(2), 260-269. <https://doi.org/10.1080/09593330.2014.951403>

- Christoforidou, P., Bariamis, G., Iosifidou, M., Nikolaidou, E., & Samaras, P. (2020). Energy benchmarking and optimization of wastewater treatment plants in Greece. *The 4th EWaS International Conference: Valuing the Water, Carbon, Ecological Footprints of Human Activities*, 36. Basel Switzerland: MDPI. <https://doi.org/10.3390/environsciproc2020002036>
- Cui, B., Yang, Q., Liu, X., Huang, S., Yang, Y., & Liu, Z. (2020). The effect of dissolved oxygen concentration on long-term stability of partial nitrification process. *Journal of Environmental Sciences*, 90, 343-351. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2019.12.012>
- ENERWATER. (2015). *Standard method and online tool for assessing and improving the energy efficiency of wastewater treatment plants*. <https://doi.org/10.3030/649819>
- Gu, Y., Li, Y., Li, X., Luo, P., Wang, H., Wang, X., Wu, J., & Li, F. (2017). Energy self-sufficient wastewater treatment plants: feasibilities and challenges. *Energy Procedia*, 105, 3741-3751. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2017.03.868>
- Hreiz, R., Latifi, M. A., & Roche, N. (2015). Optimal design and operation of activated sludge processes: State-of-the-art. *Chemical Engineering Journal*, 281, 900-920. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2015.06.125>
- Lu, H., Chandran, K., & Stensel, D. (2014). Microbial ecology of denitrification in biological wastewater treatment. *Water Research*, 64, 237-254. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.06.042>
- Metcalf & Eddy Inc. & AECOM. (2013). *Wastewater engineering: Treatment and resource recovery* (5th ed.). New York, USA: McGraw-Hill Education.

- Muñoz-Hernandez, J. A., Muñoz-Hernández, H., & Leguizamon-Castellanos, L. E. (2017). Predictive control of the concentration of dissolved oxygen (DO) in the pilot bioreactor wastewater plant Ibagué University. *Scientia et Technica*, 22(1), 47. <https://doi.org/10.22517/23447214.9911>
- Niu, K., Wu, J., Qi, L., & Niu, Q. (2019). Energy intensity of wastewater treatment plants and influencing factors in China. *Science of the Total Environment*, 670, 961-970. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.159>
- Okabe, S., Aoi, Y., Satoh, H., & Suwa, Y. (2014). Nitrification in wastewater treatment. In: *Nitrification* (pp. 405-433). Washington, DC, USA: ASM Press. <https://doi.org/10.1128/9781555817145.ch16>
- Pérez, F. (2006). *Informe preventivo de planta de tratamiento de aguas residuales del fraccionamiento Altabrisa*. Mérida, México: Consultoría, Gestión, Estudios y Proyectos Ambientales. Recuperado de <https://es.scribd.com/document/322671120/Planta-de-Aguas-Altabrisa-Merida-Yuc>
- Płuciennik-Koropczuk, E., & Myszograj, S. (2019). New approach in COD fractionation methods. *Water*, 11(7), 1484. <https://doi.org/10.3390/w11071484>
- Ruiz, L. M., Pérez, J. I., & Gómez, M. A. (2023). Practical review of modelling and simulation applications at full-scale wastewater treatment plants. *Journal of Water Process Engineering*, 56, 104477. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2023.104477>

- Semarnat, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2002). NOM-004-SEMARNAT-2002, *Lodos y biosólidos. Especificaciones y límites máximos permisibles de contaminantes para su aprovechamiento y disposición final*. Recuperado de https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=691939&fecha=15/08/2003#gsc.tab=0
- Semarnat, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2021). NOM-001-SEMARNAT-2021. *Que establece los límites permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en cuerpos receptores propiedad de la nación*. Recuperado de https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5645374&fecha=11/03/2022#gsc.tab=0
- Spruston, S., Kolesov, A., & Main, D. (2012). Leveraging the energy of the group to manage the energy of the utility: The NWWBI adopts industry tools to improve energy performance. *Proceedings of the Water Environment Federation*, 2012(14), 2383-2402. <https://doi.org/10.2175/193864712811726365>
- Suárez, S. D. (2014). *Diseño de una planta de tratamiento de aguas residuales provenientes de las descargas de un centro comercial de la ciudad de Quito mediante procesos de electrocoagulación y adsorción en carbón activado* (tesis de Ingeniería Química). Escuela Politécnica Nacional, Quito, Ecuador. Recuperado de <http://bibdigital.epn.edu.ec/handle/15000/8492>

- Torregrossa, D., Schutz, G., Cornelissen, A., Hernández-Sancho, F., & Hansen, J. (2016). Energy saving in WWTP: Daily benchmarking under uncertainty and data availability limitations. *Environmental Research*, 148, 330-337. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2016.04.010>
- Torregrossa, D. (2018). *A decision support system for energy saving in Waste Water Treatment Plants* (Tesis de doctorado). Université Du Luxembourg, Luxemburgo.
- Vaccari, M., Foladori, P., Nembrini, S., & Vitali, F. (2018). Benchmarking of energy consumption in municipal wastewater treatment plants – a survey of over 200 plants in Italy. *Water Science and Technology*, 77(9), 2242-2252. <https://doi.org/10.2166/wst.2018.035>
- Villanueva, L., & Yance, J. (2017). *Mejoramiento de la eficiencia de remoción de materia orgánica y coliformes termotolerantes en la PTAR del distrito de Huáchac-Chupaca* (tesis de Ingeniería Química Ambiental). Universidad Nacional del Centro del Perú, Huancayo, Perú. Recuperado de <https://repositorio.uncp.edu.pe/handle/20.500.12894/3781>
- Walker, N. L., Williams, A. P., & Styles, D. (2021). Pitfalls in international benchmarking of energy intensity across wastewater treatment utilities. *Journal of Environmental Management*, 300, 113613. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113613>