

ESTUDIO DE BATIMETRÍA Y EFICIENCIA DE UN SISTEMA DE LAGUNAS DE ESTABILIZACIÓN

BATHYMETRIC SURVEY AND PERFORMANCE OF A WASTE STABILIZATION PONDS SYSTEM

Iván Sánchez O.¹, Tsunao Matsumoto²

Fecha de recepción: Febrero 12 de 2013

Fecha de aceptación: Mayo 30 de 2013

RESUMEN

El tratamiento de las aguas residuales es una importante medida para reducir los impactos ambientales sobre los cuerpos de agua receptores. Las lagunas de estabilización son sistemas naturales ampliamente utilizados para el tratamiento de diversos tipos de efluentes, especialmente en países en vías de desarrollo. El presente trabajo tuvo como objetivo principal diagnosticar la acumulación de lodos y evaluar el desempeño de la planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR) de la ciudad São João de Iracema. Mediante un estudio batimétrico de las lagunas de estabilización anaerobia y facultativa se establecieron los perfiles de acumulación de lodos, se midieron diversos parámetros de la calidad del agua afluente y efluente y se aforó el caudal entrante durante 24 horas consecutivas para monitorear las eficiencias de remoción de ciertos parámetros. Los volúmenes de lodos acumulados representaron una reducción de 1,87 días en el tiempo de retención hidráulica total de la PTAR. La eficiencia de remoción media de la DBO_5 fue del 78,7%, inferior a la mínima exigida por la legislación brasilera; se registraron altas concentraciones de sólidos en el líquido tratado y el NMP de coliformes fecales por mililitro en el efluente superó en gran medida los valores máximos permitidos. La PTAR requiere readecuación del sistema de pre-tratamiento, mantenimiento más efectivo e implementación de un sistema de pos-tratamiento que garantice remoción adicional de materia orgánica y coliformes para ajustarse a la normatividad ambiental.

-
- 1 Profesor Asistente. Universidad de Nariño Ingeniero Civil. M.Sc. Departamento de Recursos Hidrobiológicos, Universidad de Nariño. iaso@udenar.edu.co
 - 2 Profesor Adjunto. Universidade Estadual Paulista UNESP. Ph.D. Departamento de Ingeniería Civil UNESP, Facultad Ingeniería, Campus de Ilha Solteira. tsunao@feis.unesp.br

Palabras clave: Aguas residuales urbanas, lagunas anaerobias, lagunas facultativas, monitoreo, salud pública.

ABSTRACT

Wastewater treatment is an important action for reducing the environmental impacts on receiving water bodies. Stabilization ponds are natural systems widely used for treatment of different kind of effluents, especially in developing countries. The main objective of this work was to diagnose the sludge accumulation and the performance of the sewage treatment plant (STP) of São João de Iracema city. By means of a batimetric study of anaerobic and facultative lagoons it was determined the sludge accumulation profiles; different water quality parameters on the plant influent and effluent and the influent wastewater flow during 24 consecutive hours were measured in order to monitor the removal efficiency of some water quality parameters. The accumulated sludge volumes represent a 1.87 days reduction of the total hydraulic detention time of the STP; the average efficiency removal of BOD₅ was 78.7%, smaller than the minimum efficiency allowed by the Brazilian current legislation; high solids concentrations on the treated liquid were registered and the MPN of faecal coliforms per milliliter on the effluent highly exceeds the maximum allowed values. The STP requires a readjustment on the sand removal pretreatment system, a more effective maintenance and the implementation of a post treatment system to guarantee additional organic matter and fecal coliforms removal in order to adjust the efficiency in accordance to the environmental legislation standards.

Keywords: Urban wastewater, anaerobic lagoons, facultative lagoons, monitoring, public health.

INTRODUCCIÓN

Uno de los grandes objetivos del milenio es garantizar la sostenibilidad del medio ambiente; una meta particular es reducir a la mitad, para el año 2015, el porcentaje de personas sin acceso sostenible al agua potable y a servicios básicos de saneamiento (Naciones Unidas, 2010). Con respecto a ese objetivo las cifras registradas hasta el año 2010 indicaron avances importantes en cuanto a cobertura de los servicios de agua potable; sin embargo, los resultados en cuanto a la cantidad de gente con acceso a instalaciones sanitarias básicas pusieron de manifiesto que esa meta no podrá ser alcanzada (Naciones Unidas, 2010).

El no tratamiento de las aguas residuales (AR) causa daños al ambiente y a la salud humana, por tal razón, casi siempre las AR deben tratarse para reducir la transmisión de enfermedades relacionadas con excretas y para reducir la contaminación del agua y su consecuente daño a la biota acuática (Mara, 2004).

Como opciones para propiciar el tratamiento de las AR se encuentran los sistemas pequeños y descentralizados; dentro de éstos, los tipos de tratamiento suelen ser: tratamiento preliminar, tratamiento primario, secundario y avanzado. Las lagunas de estabilización se enmarcan dentro de los tipos de tratamiento secundario, cuyo propósito específico es la remoción de sólidos suspendidos y materia orgánica

(MO) biodegradable (Crites y Tchobanoglous, 1998).

Los sistemas de lagunas de estabilización (LE) son la forma más simple del tratamiento de aguas residuales; adicionalmente, son consideradas como la primera opción para el tratamiento de AR en muchas partes del mundo tanto para pequeñas comunidades como para poblaciones de más de un millón de habitantes (Mara *et al.*, 2001; von Sperling, 2009).

Las lagunas de estabilización se proyectan para el tratamiento de AR por medio de interacción de las biomasas (algas, bacterias, protozoarios, entre otros), como grandes reservorios dentro de los cuales las aguas negras fluyen, entrando y saliendo después de un período de retención definido, contando únicamente con los procesos naturales de purificación biológica que ocurren en cualquier cuerpo natural de agua (Kellner y Pires, 1998).

Según Spellman (2009), las LE son relativamente fáciles de construir y operar, logran asimilar grandes variaciones de caudal y desarrollan el tratamiento aproximándose a la eficiencia lograda por los sistemas convencionales, produciendo un efluente altamente purificado a un costo mucho menor.

Crites y Tchobanoglous (1998) manifiestan que los cuatro principales tipos de sistemas de LE clasificados según la concentración y fuente de oxígeno son: anaerobias, aerobias, facultativas y de mezcla parcial o aireadas.

De acuerdo con Mara *et al.* (2001), las lagunas anaerobias son usualmente el primer tipo de una serie de lagunas dispuestas para el tratamiento de las AR. Poseen profundidades entre 2 y 5 metros (m) y reciben altas cargas orgánicas (usualmente > 100 g de demanda bioquímica de oxígeno: DBO₅/m³.d, equivalente a más de 3000 kg/ha.d para una profundidad

de 3 m), no contienen oxígeno disuelto ni algas, aunque ocasionalmente una fina capa de *Chlamydomonas* pueda estar presente en la superficie. Al ser apropiadamente diseñadas y cuando no experimentan bajas cargas orgánicas, las lagunas anaerobias presentan buen desempeño alcanzando remociones de la DBO₅ mayores al 60%, a 20°C. Sus tiempos de retención hidráulica (TRH) son cortos; por ejemplo, para aguas residuales con DBO₅ < 300 mg/L un día es suficiente a una temperatura de 20°C. En cuanto a las profundidades sugeridas para dimensionamiento de estas lagunas, algunos autores recomiendan rangos entre 5 y 10 m (Crites y Tchobanoglous, 1998); mientras que para zonas tropicales y ecuatoriales otros recomiendan valores similares a los reportados por (Mara, 2004), tales como (Yañez, 1993), con valores de 2,5 a 5,0 m o (Kellner y Pires, 1998), con valores de 3,0 a 4,5 m.

Las lagunas facultativas son de dos tipos: facultativas primarias que reciben el AR cruda (después de un tratamiento preliminar), y lagunas facultativas secundarias que usualmente reciben el efluente de lagunas anaerobias. Están diseñadas para remoción de DBO₅ con base en una baja carga orgánica superficial en el rango de 100-400 kg DBO/ha.d para permitir el desarrollo de una población algal sana, ya que el oxígeno consumido por las bacterias para remoción de la DBO₅ generalmente es producido mediante fotosíntesis algal (Mara *et al.*, 2001). El TRH mínimo para lagunas facultativas recomendado por los autores anteriormente citados es de 5 d con profundidades entre 1 y 1.8 m; por su parte, Yañez (1993), sugiere TRH de 10 días y Kellner y Pires (1998), recomiendan profundidades entre 1,0 y 1,5 m con TRH del orden de 20 días.

Según Murphy (2012), debido a la sedimentación de sólidos suspendidos en las lagunas de estabilización en el fondo de ellas se forma una capa de lodo cuya acumulación genera impactos en el desempeño hidráulico de las unidades de

tratamiento; de acuerdo con Nelson *et al.* (2004), dichos impactos se deben a la disminución en el volumen efectivo de las lagunas y los cambios que se generan en la configuración del fondo de las mismas.

Los objetivos de este trabajo fueron: determinar la eficiencia de remoción de algunos parámetros de calidad del agua a la luz de la legislación brasileña y determinar los perfiles y volúmenes de acumulación de lodos en las dos lagunas de la planta de tratamiento de aguas residuales de São João de Iracema (São Paulo-Brasil).

MATERIALES Y MÉTODOS

A continuación se presenta una descripción de la localización del municipio de São João de Iracema y su PTAR, las metodologías adoptadas y los materiales utilizados el estudio batimétrico y el muestreo y determinación de los parámetros físico-químicos y bacteriológicos investigados.

La ciudad de São João de Iracema está localizada en el estado de São Paulo, en las coordenadas: 20°30'53,61" S y 50°22'09,16" W, a una altitud de 408m. Según el IBGE (2011), el municipio posee una población de 1.780 habitantes.

Todas las aguas residuales (AR) del área urbana del municipio son colectadas y transportadas por una red sanitaria (PTAR) construida en 1995 y que está conformada por una laguna anaerobia y una facultativa.

La PTAR, cuyo esquema básico se presenta en la Figura 1 posee como dispositivo de tratamiento preliminar una rejilla de barrotes horizontales, localizada previa a la entrada de la laguna anaerobia de 16,5 m de ancho por 40 m de largo y 3,36 m de profundidad máxima, que representa un volumen teórico útil de 2.217 m³. Su efluente pasó a una laguna facultativa de 18 m de ancho por 80 m de longitud y profundidad media de 1,90 m, representando un volumen aproximado de 2.736 m³.

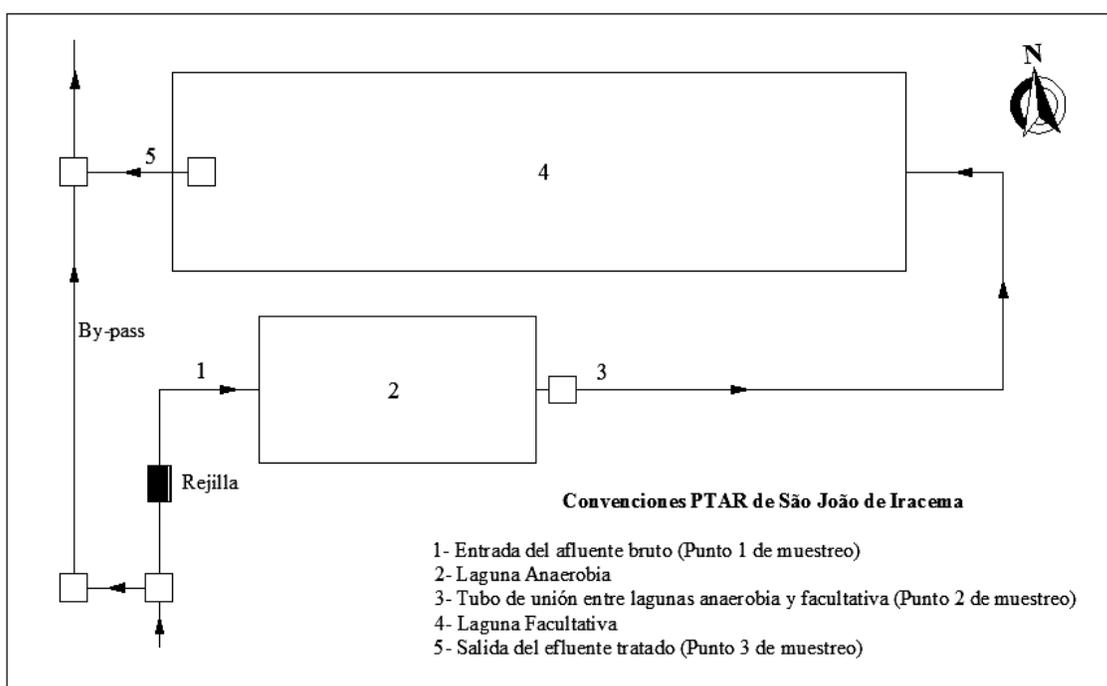


Figura 1. Vista en planta de la planta de tratamiento de aguas residuales de São João de Iracema, mostrando los puntos de muestreo.

La Figura 2 presenta una foto satelital de la PTAR, donde se aprecia la posición de la planta con relación al casco urbano del municipio, así como su ubicación con respecto al cuerpo de agua receptor.

Caracterización del afluente crudo y efluentes de las unidades de tratamiento. Para verificar la variación de parámetros importantes en el funcionamiento de la PTAR se monitorearon durante 24 horas consecutivas el afluente crudo de la planta y los efluentes de las lagunas. Para tal propósito se midieron: caudal, pH y temperatura *in situ*, adicionalmente se midieron en laboratorio los parámetros: DBO₅, demanda química de oxígeno (DQO), coliformes totales (CT), coliformes fecales (CF), sólidos totales (ST), fijos (STF) y volátiles (STV), sólidos suspendidos totales (SST), fijos (SSF) y volátiles (SSV), para lo cual se tomaron muestras del agua a cada hora, se almacenaron en cajas de poliestirerno expandido (icopor), se refrigeraron y transportaron al laboratorio.

Los muestreos se realizaron en los puntos 1, 3 y 5, indicados en la Figura 1. Se utilizaron recipientes libres de impurezas e interferentes para la muestra, y se almacenaron en frascos de polipropileno y de polietileno transparente para su transporte y almacenamiento.

Para la medición de los parámetros anteriormente citados se adoptaron las metodologías de análisis preconizadas por Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (1998), en las modalidades: analítica, colorimétrica y espectrofotométrica. El caudal se midió por el método volumétrico; con instrumentos portátiles se midieron la temperatura y el pH; los otros parámetros se midieron en el Laboratorio de Saneamiento del Departamento de Ingeniería Civil de la Facultad de Ingeniería de la Universidad Estadual Paulista, Campus de Ilha Solteira. Los datos registrados se almacenaron en planillas electrónicas para su compilación, la confección de tablas y gráficos.



Figura 2. Fotografía satelital de la planta de tratamiento de aguas residuales de São João de Iracema.

Levantamiento batimétrico. El levantamiento batimétrico se efectuó para verificar los perfiles de acumulación de sólidos sedimentados y estimar la cantidad de lodo acumulado en el fondo de las lagunas, así como el volumen útil disponible en cada unidad. Para ello, con base en lo reportado por Oakley (2005), se determinó una cuadrícula previamente definida en cada unidad de tratamiento así: en la laguna anaerobia 6 perfiles longitudinales espaciados a cada 3,0 m y 9 perfiles transversales a cada 5,0 m, con excepción de los dos primeros y dos últimos, separados cada 2,5 m; en la laguna facultativa se tomaron datos para 7 perfiles longitudinales espaciados a cada 3 m con excepción de los dos ubicados en los extremos laterales separados por 1,5 m de distancia y 17 perfiles transversales espaciados a cada 5 metros, los dos primeros y dos últimos en el sentido del afluente espaciados a cada 2,5 m. En total se realizaron mediciones batimétricas para 54 puntos en la laguna anaerobia y 119 puntos en la laguna facultativa.

La obtención de los datos batimétricos se realizó según lo descrito por Gonçalves (1999) mediante astas de PVC con placas circulares de PVC en el fondo y astas metálicas con escalas métricas para determinar el espesor de la capa de lodo. El alineamiento de los perfiles se mantuvo por medio de una estación total y prismas reflectantes. Los datos recopilados se almacenaron en planillas electrónicas para su uso en la elaboración de los perfiles de sedimentos y el cálculo de volúmenes acumulados con programas de diseño asistido por computador.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Batimetría de la planta de tratamiento de aguas residuales. El área superficial de la laguna anaerobia es 660 m², su profundidad media fue de 2,42 m; por su parte, la laguna facultativa posee un espejo de agua de 1.440 m² y una profundidad media de 1,67 m. Los volúmenes

teóricos útiles estimados para las unidades de tratamiento, sin contemplar la acumulación de lodos fueron de 1597 m³ para la laguna anaerobia y de 2390 m³ para la laguna facultativa.

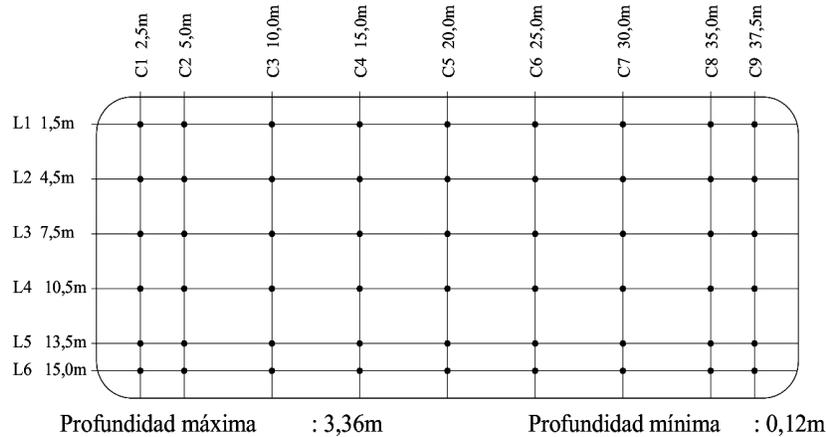
La laguna anaerobia presentó un volumen de lodo acumulado del orden de 20,7 m³, al contemplar las densidades de lodo en lagunas anaerobias reportadas por Andreoli *et al.* (2001) dicho volumen representa una masa de lodo húmedo de 28.840 kg, localizado principalmente en la zona central de la unidad. Las Figuras 3 y 4 presentan las correspondientes vistas en planta de la disposición de los ejes, así como los perfiles transversales obtenidos para las lagunas anaerobia y facultativa.

En la laguna anaerobia los lodos se han sedimentado de manera homogénea como lo evidencian los perfiles transversales de la Figura 3. La baja acumulación de lodos observada no genera alteraciones significativas en el desempeño hidráulico del sistema y garantizan en buena medida el mantenimiento de las condiciones de diseño de la laguna en cuanto a su tiempo de retención hidráulica (TRH).

Como se puede apreciar en la Figura 4, la laguna facultativa también presentó un bajo nivel de acumulación de lodos; sin embargo, su concentración se hizo visible en las zonas cercanas a los puntos de ingreso del afluente lo que sugiere su labor de pulimento en la sedimentación de sólidos que escapan de la laguna anaerobia. El volumen de lodo acumulado fue de 155,52 m³, equivalente a cerca de 158.640 kg de lodo húmedo, según las densidades de lodo anteriormente comentadas.

A partir de los datos del levantamiento batimétrico, se restaron los volúmenes de lodo a los volúmenes teóricos útiles y con un valor de caudal afluente promedio de 1,11 L/s (cuyo origen será comentado más adelante) se determinó que el TRH total de la PTAR fue de 39,7 d; 16,4 d en la

Disposición de los ejes para el levantamiento batimétrico de la laguna anaerobia



Perfiles transversales obtenidos en la laguna anaerobia

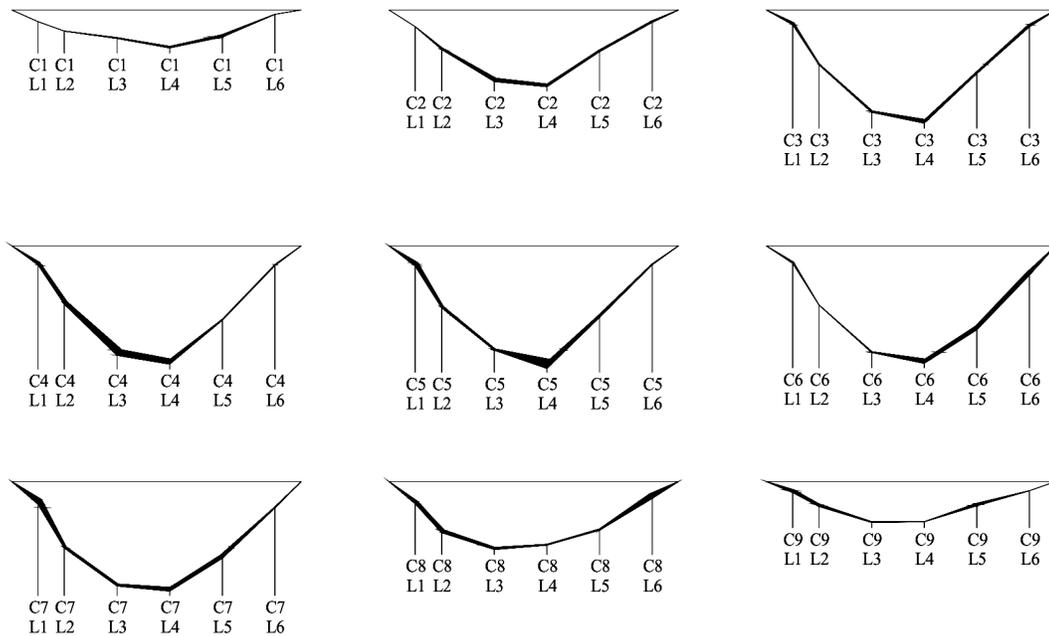


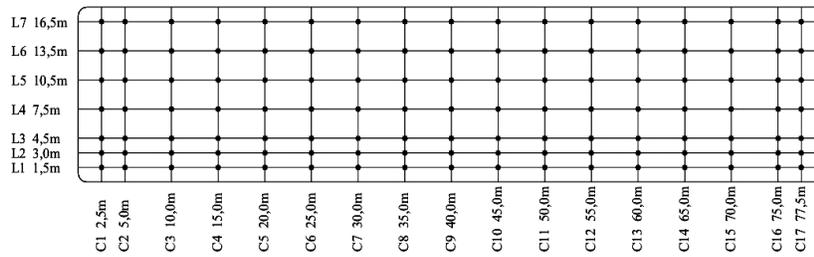
Figura 3. Vista en Planta y perfiles transversales de la laguna anaerobia.

laguna anaerobia y 23,3 d en la facultativa, tales valores representan una reducción de 0,25 y 1,62 días en los TRH teóricos calculados para las lagunas anaerobia y facultativa respectivamente. Con base en lo anterior, los TRH calculados estarían por encima de los valores recomendados

por von Sperling (2009) de 3,0 a 6,0 días para lagunas anaerobias y de 7,5 a 22,5 días para lagunas facultativas; igualmente, son inferiores a los rangos recomendados por Crites y Tchobanoglous (1998) de 20 a 50 d para lagunas anaerobias y entre 25 y 180 d para las facultativas.

Disposición de los ejes para el levantamiento batimétrico de la laguna facultativa

Profundidad máxima : 1,90m
 Profundidad mínima : 0,16m



Perfiles transversales obtenidos en la laguna facultativa

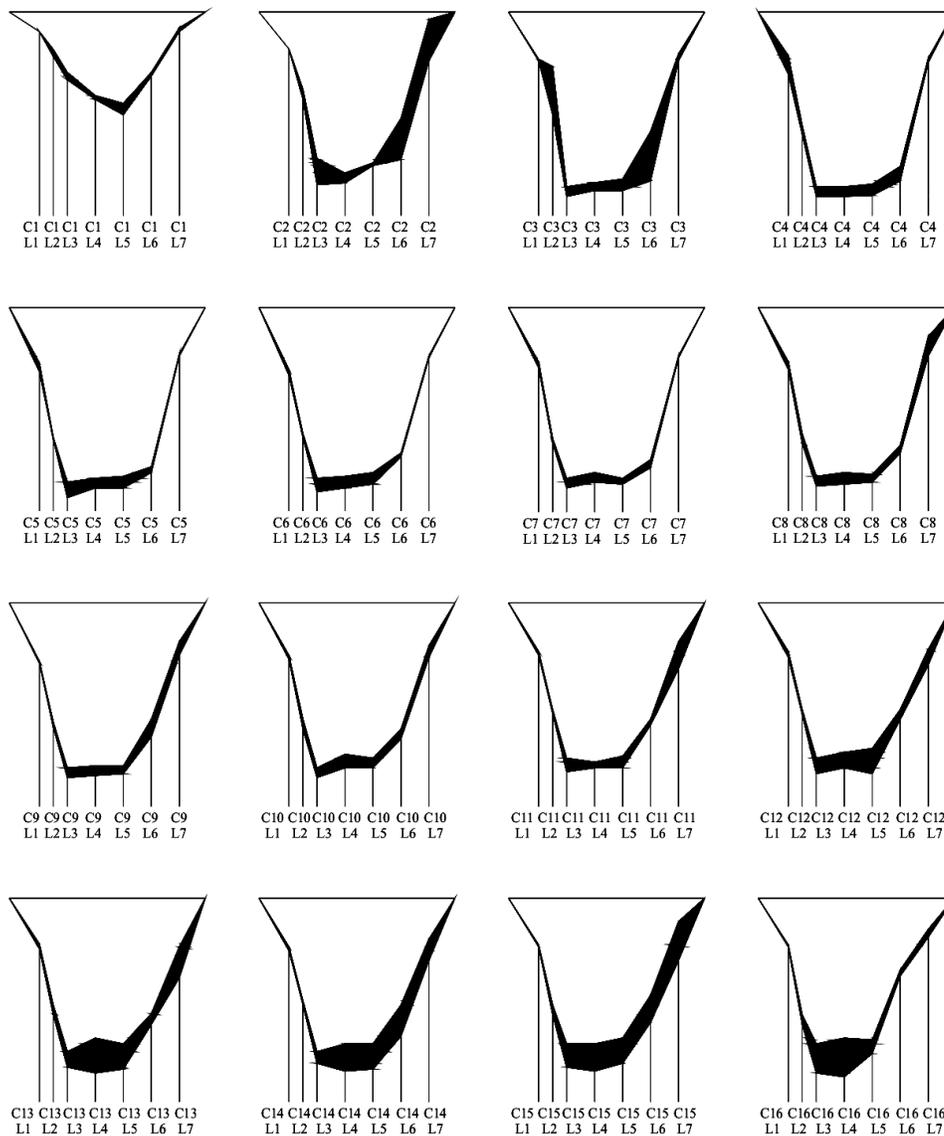


Figura 4. Vista en planta y perfiles longitudinales de la laguna facultativa

Caracterización del afluente y efluente de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales

Con base en los 25 muestreos realizados en los tres puntos de colecta se caracterizó el afluente crudo así como los efluentes de las lagunas anaerobia y facultativa mediante los 13 parámetros citados. La Figura 5 ilustra la variación horaria del caudal afluente, así como la de las concentraciones de DBO_5 y DQO afluentes a la planta durante el período de estudio.

El comportamiento del caudal afluente a la PTAR se ajustó a la variación diaria reportada en la literatura, con un valor medio calculado de 1,11 l/s; o sea, un caudal diario de aproximadamente 93,904 m³/d. El caudal a lo largo del periodo monitoreado varió entre 0,02 l/s (mínimo) y 2,54 l/s (máximo).

Un monitoreo de 24 horas consecutivas ilustra el comportamiento de la PTAR en cuanto a la variación de la calidad de los líquidos afluente y efluente y puede representar en cierta medida su desempeño en la remoción de algunos contaminantes; por ello, y para reflejar condiciones promedio del líquido afluente, el estudio se efectuó entre semana (días jueves y viernes) de un mes típico (noviembre).

La concentración de la DBO_5 afluente a la planta varió entre 40 y 612 mg/l con promedio de 334 mg/l, mientras que la DQO varió entre 280 mg/l y 1431 mg/l con promedio de 977 mg/l. Con los datos registrados se verificó que la relación existente entre las concentraciones de la DQO y la DBO_5 crudas fue de 2,9, un poco superior a las relaciones típicas reportadas por autores como Metcalf & Eddy (1991) o Uehara y Vidal (1989).

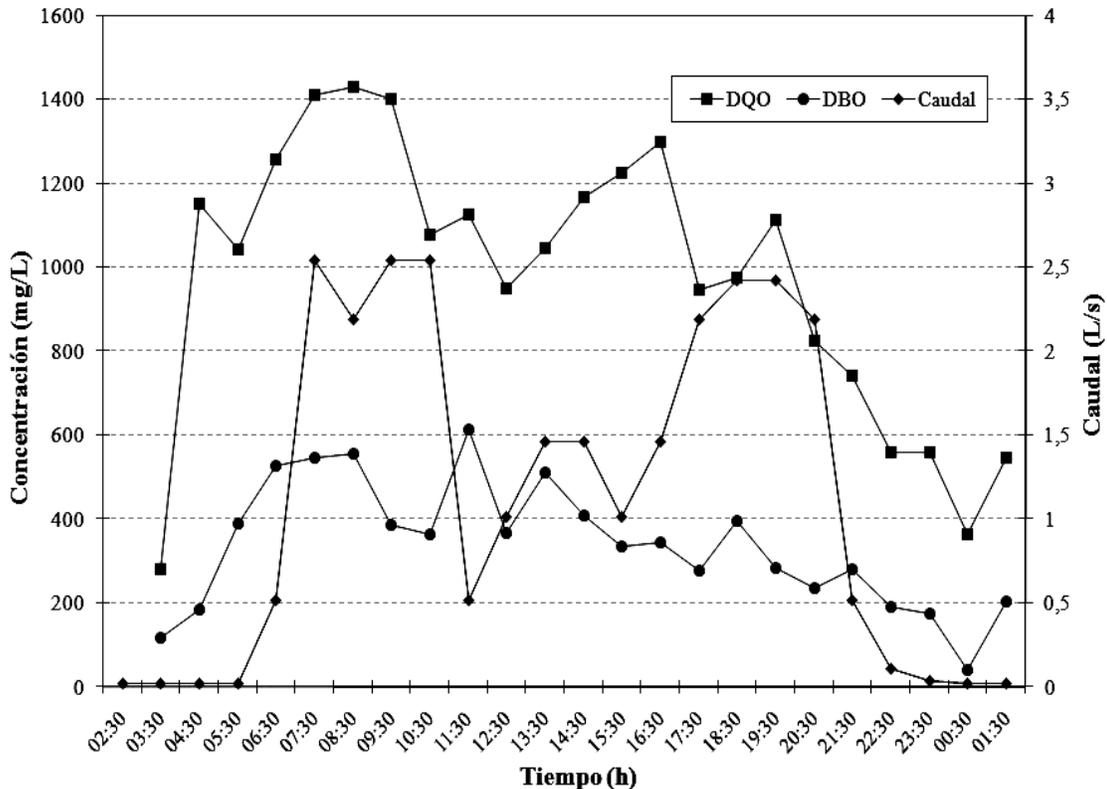


Figura 5. Variación del caudal, DQO y DBO_5 afluentes a la PTAR a lo largo de 24h.

Con las concentraciones de DBO_5 y DQO y los caudales medidos en el afluente a la PTAR se estimaron los valores de la carga orgánica aplicada a la planta que fueron de 38 kg DBO/d y de 114 kg DQO/d . Para el análisis de la carga volumétrica que ingresó a la planta se consideró el volumen efectivo de la laguna anaerobia y los valores de DBO_5 y DQO, con ellos la carga orgánica con la acumulación de lodo se estimó del orden de 0,024 kg $\text{DBO}/\text{m}^3/\text{d}$, y de 0,072 kg $\text{DQO}/\text{m}^3/\text{d}$. Dicha carga fue inferior a los rangos recomendados por Uehara y Vidal (1989), de 0,04 a 0,08 kg $\text{DBO}/\text{m}^3/\text{d}$, o al valor máximo definido por Romero (2010), de hasta 0,40 kg $\text{DBO}/\text{m}^3/\text{d}$, pero dentro de los valores recomendados por von Sperling (2009), entre 0,01 y 0,35 kg $\text{DBO}/\text{m}^3/\text{d}$.

La laguna facultativa recibió el efluente de la unidad anaerobia con una DBO_5 promedio de 164 mg/l y 529 mg/l de DQO, con variación de la DBO_5 entre 119 y 243 mg/l, y para DQO entre 462 y 602 mg/l. Con los valores medios de DBO_5 afluente y efluente de la laguna anaerobia se determinó que su eficiencia media de remoción de DBO_5 fue del 50,9%.

En el cálculo de la carga orgánica superficial que ingresó a la laguna facultativa secundaria se adoptó el caudal medio calculado, la carga diaria calculada fue de 104,2 kg $\text{DBO}/\text{ha}/\text{d}$ para un área superficial de 1440 m^2 ; valor bastante inferior los 260 kg $\text{DBO}/\text{ha}/\text{d}$ recomendado por Kawai *et al.* (1981) y a las cargas recomendadas por von Sperling (2009) para zonas con invierno caliente y alta insolación, entre 240 y 300 kg $\text{DBO}/\text{ha}/\text{d}$.

En el efluente final de la PTAR, la concentración de la DBO_5 varió entre 15 y 111 mg/l, con promedio de 71 mg/l, lo que representa una eficiencia de remoción media total de la DBO_5 en torno de 78,74%, encontrándose así ligeramente por debajo del mínimo porcentaje (80%) recomendado por el Decreto 8468 (São Paulo, 1976) y con una concentración media

superior a la máxima recomendada de 60 mg/l. La DQO del efluente final varió entre 370 y 620 mg/l con promedio de 422 mg/l. Aunque las eficiencias registradas fueron importantes en términos de la remoción de la MO, los valores calculados no satisfacen los requisitos que establece la legislación ambiental brasilera, tal situación podría explicarse por los desfases en los valores de las cargas volumétricas (en el caso de la laguna anaerobia) y de aplicación superficial (para la laguna facultativa) con respecto a los valores recomendados por la literatura. Es probable que las dimensiones otorgadas al sistema de tratamiento hayan obedecido a un panorama de crecimiento poblacional mayor al que efectivamente ha experimentado São João de Iracema, por tal razón las tasas de aplicación se encontraron en condiciones de sobredimensionamiento. Es recomendable implementar un pos-tratamiento que contribuya a la remoción adicional de MO para reducir el impacto ambiental sobre el cuerpo receptor y enmarcar el desempeño de la PTAR en las directrices ambientales.

Los valores promedio calculados para los parámetros analizados tanto en el afluente crudo como para los efluentes de las lagunas se presentan en la Tabla 1.

El pH del afluente registró valores que variaron entre 7,2 y 8,1; en el efluente de la laguna anaerobia, varió de 6,9 a 7,3 y en el efluente final varió entre 7,4 y 8,2. En general el pH medido fue superior al valor de neutralidad, debido a los procesos fotosintéticos propios de las algas presentes en las lagunas facultativas.

La temperatura medida en el afluente de la PTAR osciló entre 23,8 y 31,3°C; el efluente de la laguna anaerobia presentó valores que variaron de 21,7 a 28,0°C; en el efluente final, varió de 20,8 a 25,7°C. La reducción de los valores se debió a las condiciones térmicas ambientales de la época en la que se realizó el estudio en la PTAR que le restaron calor a la masa de agua de las lagunas.

Tabla 1. Resumen de valores medios de las características del AB y efluentes de las lagunas de la planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR) de São João de Iracema

Parámetros	Afluente crudo	Efluente laguna anaerobia	Efluente laguna facultativa
pH	7,7	7,2	7,9
Temperatura (°C)	27,8	24,8	23,0
DQO (mg/l)	977,3	538,8	421,8
DBO ₅ (mg/l)	333,6	164,2	71,0
Coliformes totales (NMP/100ml)	9,77x10 ⁷	1,64x10 ⁷	7,10x10 ⁶
Coliformes fecales (NMP/100ml)	3,34x10 ⁷	5,39x10 ⁷	4,22x10 ⁷
Sólidos totales (mg/l)	1275	989	1036
Sólidos totales fijos (mg/l)	941	638	596
Sólidos totales volátiles (mg/l)	337	351	440
Sólidos suspendidos totales (mg/l)	125	227	109
Sólidos suspendidos fijos (mg/l)	68	128	65
Sólidos suspendidos volátiles (mg/l)	57	99	45

En los exámenes bacteriológicos realizados al afluente y efluentes, se determinó que la variación del número más probable (NMP) de CT/100ml en el afluente osciló entre $2,80 \times 10^7$ y $1,43 \times 10^8$; entre $1,19 \times 10^7$ y $2,43 \times 10^7$ en el efluente de la laguna anaerobia y de $1,50 \times 10^6$ hasta $1,11 \times 10^7$ en el efluente final; y la variación del NMP de CF/100ml fue de $8,00 \times 10^4$ a $4,30 \times 10^7$ en el afluente, de $4,62 \times 10^7$ a $6,02 \times 10^7$ en el efluente de la laguna anaerobia y de $3,70 \times 10^7$ a $6,20 \times 10^7$ en el efluente final de la planta.

La cantidad de CF del efluente final, cuyo valor promedio fue de $4,22 \times 10^7/100\text{ml}$ es excesivamente alta para la disposición final en la corriente receptora, más aun considerando que la legislación ambiental para el estado de São Paulo exige que para cuerpos de agua Clase 2 sea inferior a 5000 CT/100ml, de los cuales deberán ser máximo 1000 CF/100ml.

Como fue anteriormente mencionado, pese al valioso aporte que este tipo de estudios brindan para el diagnóstico de una PTAR,

las características de brevedad del monitoreo asociadas al extenso TRH de la PTAR plantean cierta incertidumbre con relación a la real eficiencia en términos de la remoción de CF y CT puesto que a este estudio lo pudieron anteceder condiciones de heterogeneidad en cuanto a las concentraciones y caudales de ingreso a la planta que podrían explicar el alto NMP de los microorganismos indicadores de contaminación fecal. Es recomendable adelantar estudios de una mayor duración, bajo diferentes condiciones climatológicas y de población flotante que reflejen de manera más completa el desempeño de la planta.

Considerando las pequeñas dimensiones del arroyo receptor (Fig. 2) se calculó el caudal que podría fluir por el curso de agua en situaciones críticas para estimar preliminarmente los efectos del vertimiento de los efluentes finales de la PTAR bajo las condiciones reportadas por este estudio. Para ello se calculó el $Q_{7,10}$ con datos del lugar de estudio y se recurrió a la regionalización meteorológica del sistema de

información para el gerenciamiento de recursos hídricos del estado de São Paulo realizada por el Departamento de Agua y Energía Eléctrica de dicho estado; el resultado obtenido fue de un caudal de 0,009 m³/s.

Para el caudal medio calculado de 1,11 l/s, el $Q_{7,10}$ obtenido y las concentraciones de CF en el efluente final se vislumbra un riesgo de impacto ambiental expresado en el efecto negativo sobre la calidad del agua del cuerpo receptor debido a su bajo caudal y el elevado NMP de Coliformes vertidos. La baja capacidad de dilución del arroyo en condiciones críticas (cerca a 8) evidencia el daño al ambiente por contaminación del agua, el daño a la biota acuática, así como un riesgo para la salud humana debido a la eventual transmisión de enfermedades relacionadas con las excretas humanas; al respecto, Mara (2004) establece que puede omitirse el tratamiento de las AR cuando la capacidad de dilución del cuerpo receptor sea superior a 500 pues el impacto producido puede considerarse como despreciable. Por los motivos anteriormente citados y reafirmando lo expresado en el análisis de remoción de MO, la planta requiere de un pos-tratamiento que ayude a reducir de manera significativa el número de microorganismos en el efluente final; opciones para el pos-tratamiento pueden ser la implantación de lagunas de maduración, humedales construidos o sistemas de tratamiento físico químico.

En el afluente crudo los ST oscilaron entre 784 y 4.197 mg/l, con 580 a 4.069 mg/l de STF y 128 a 532 mg/l de STV; en el efluente final las concentraciones variaron de 756 a 1.262 mg/l de ST, con 370 a 742 mg/l de STF y de 290 a 592 mg/l de STV. Tales resultados evidenciaron una baja eficiencia en cuanto a la remoción de ST en la PTAR, independiente de la estabilización de la MO que ingresa a las lagunas, pues la concentración de sólidos en el efluente final es relativamente alta, muy probablemente por la alta presencia de algas a la salida de la laguna facultativa.

Los SST en el afluente variaron de 16 a 548 mg/l, divididos entre SSF de 4 a 122 mg/l, y SSV de 1 a 430 mg/l. En el efluente final la variación fue de 24 a 240 mg/l, con 16 a 206 mg/l de SSF y 2 a 206 mg/l de SSV. Los resultados muestran que la planta removió este componente de los sólidos afluentes en un valor medio cercano al 13%; la alta presencia de SS en lagunas de estabilización es un aspecto que pudo incidir en la baja eficiencia de fotoinactivación de microorganismos observada en la PTAR en cuanto a CF, tal como lo sugieren Bolton *et al.* (2011). Para efluentes de lagunas facultativas es factible disminuir la migración de SV con dispositivos de salida sumergidos que retengan parte del material flotante, entre el que se encuentran las algas propias de tales sistemas.

CONCLUSIONES

El estudio batimétrico indicó una distribución uniforme de los lodos sedimentados en las lagunas de estabilización, los volúmenes acumulados indicaron que no se vio afectado el TRH de diseño de las unidades de tratamiento con 16,6 y 23,4 días respectivamente.

La eficiencia promedio de remoción de la DBO₅ en la PTAR fue de 78,74%, ligeramente inferior al mínimo porcentaje recomendado por la legislación ambiental para el estado de São Paulo. De igual manera, la concentración media de DBO₅ en el efluente final fue de 71 mg/l, valor que superó el máximo permitido por la legislación estatal vigente que establece como valor límite 60 mg/l.

Las tasas de aplicación de carga orgánica volumétrica y superficial que ingresaron a las unidades de tratamiento fueron menores a las recomendadas por la literatura, lo que puede justificar el desempeño relativamente bajo de la Planta.

La cantidad promedio del NMP de coliformes fecales medidos en el efluente final de la PTAR fue de $4,22 \times 10^7/100\text{ml}$, que se encuentra muy lejano del máximo permitido por la legislación de 1000 CF/100ml.

Las altas concentraciones de materia orgánica y el elevado número de CF del efluente de la PTAR inciden negativamente en la calidad del agua del arroyo receptor, ya que el cálculo del $Q_{7,10}$ reportó un bajo caudal y en consecuencia una limitada capacidad de dilución. Esta situación además de afectar la biota acuática del arroyo establece un riesgo para la salud pública ante eventuales situaciones de contacto humano con sus aguas.

Es recomendable dotar a la planta de un desarenador antes de la entrada a la laguna anaerobia para evitar posteriores acumulaciones de lodo y alargar el tiempo de trabajo sin necesidad de remoción de lodo.

Ya que las concentraciones de materia orgánica en el efluente final superaron los límites permitidos y la eficiencia de remoción de la DBO_5 fue menor a la mínima exigida por la legislación estatal se hace necesaria la implementación de un sistema de tratamiento complementario que contribuya en la remoción adicional de MO.

Para reducir la cantidad de coliformes fecales presentes en el efluente final se recomienda adoptar un sistema de pos tratamiento que podría ser por medio de una laguna de maduración, cuya eficiencia puede estar respaldada por la alta insolación predominante en la zona.

BIBLIOGRAFÍA

ANDREOLI, C.V., VON SPERLING, M. Y FERNANDES, F. 2001. Lodo de Esgotos: Tratamento e Disposição Final - Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias, v.6. Primeira edição, Departamento de Engenharia

Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Minas Gerais, Companhia de Saneamento do Paraná, Belo Horizonte. 484 p.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION Y WATER ENVIRONMENT FEDERATION. 1998. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 18th edition. Public Health Association Inc, New York, 1325 p.

BOLTON, N.F., CROMAR, N.J., BUCHANAN, N.A. Y FALLOWFIELD, H.J. 2011. Variations in sunlight attenuation in waste stabilisation ponds and environmental waters. En: Proceedings of the 9th IWA Specialist Group Conference on Waste Stabilisation Ponds 1-3 August 2011.

CRITES, R., Y TCHOBANOGLOUS, G. 1998. Small and decentralized wastewater management systems. First edition, McGraw Hill, Boston. 1084 p.

GONÇALVES R.F. 1999. Gerenciamento do lodo de lagoas de estabilização não mecanizadas. Primeira edição, Programa de Pesquisa em Saneamento Básico - PROSAB. Departamento de Hidráulica e Saneamento, Universidade Federal do Espírito Santo. 64 p.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. 2011. População por município censo 2010. Disponible en: http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/censo2010/resultados_dou/SP2010.pdf; consulta: Enero, 2013.

KAWAI, H., YANO, T., ROCHA, M.J.M., LIMAS, A. Y SCHENEIDERMAN, B. 1981. Estabelecimento de critérios para dimensionamiento de lagoas de estabilização, Revista DAE. 127: 37 - 45.

KELLNER, E. Y PIRES, E.C. 1998. Lagoas de Estabilização-Projeto e Operação. Primeira edição, Ed. ABES, Rio de Janeiro. 240 p.

- MARA, D. 2004. Domestic Wastewater Treatment in Developing Countries. First edition, Earthscan Ed, London. 293 p.
- MARA, D., PEARSON, H., ORAGUI, J., ARRIDGE, H. Y SILVA, S.A. 2001. Development of a new approach to waste stabilization pond design - Research Monograph No. 5. First edition, School of Civil Engineering, University of Leeds. Leeds, England. 56 p.
- METCALF & EDDY. 1991. Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse. Third edition. McGraw-Hill, New York. 1334 p.
- MURPHY, CH. 2012. Quantifying the Impact of Sludge Accumulation on the Hydraulic Performance of Waste Stabilisation Ponds. Thesis. School of Environmental Systems Engineering. Faculty of Engineering, Computing and Mathematics. The University of Western Australia. Crawley, Australia. 66 p.
- NACIONES UNIDAS - Departamento de Asuntos Económicos y Sociales (DESA). 2010. Objetivos de desarrollo del Milenio - INFORME 2010. Nueva York. 76 p. Disponible en: http://www.un.org/spanish/millenniumgoals/pdf/MDG_Report_2010_SP.pdf; consulta: enero, 2013.
- NELSON, K., JIMÉNEZ, B., TCHOBANOGLOUS, G. Y DARBY, J. 2004. Sludge accumulation, characteristics, and pathogen inactivation in four primary waste stabilization ponds in central Mexico. *Water Research*. 38(1):111 - 127.
- OAKLEY, S.M. 2005. Lagunas de estabilización en Honduras. Manual de diseño, construcción, operación y mantenimiento, monitoreo y sostenibilidad. United States Agency for International Development. Disponible en: <http://cidbimena.desastres.hn/docum/Honduras/laguna-de-estabilizacion-en-honduras.pdf>. 247 p; consulta: Mayo, 2013.
- ROMERO R.J.A. 2010. Tratamiento de aguas residuales. Teoría y principios de diseño. Tercera edición. Editorial Escuela Colombiana de Ingeniería. 1248 p.
- SÃO PAULO. 1976. Decreto Estadual nº 8.468, de 8 de setembro de 1976. Aprova o Regulamento da Lei nº 997, de 31 de maio de 1976, que dispõe sobre a Prevenção e o Controle da Poluição do Meio Ambiente. Disponible en: <http://www.cetesb.sp.gov.br/Institucional/documentos/Dec8468.pdf>. Consulta: Febrero, 2013.
- SPELLMAN, F.R. 2009. Handbook of Water and Wastewater Treatment Plant Operators. Second Edition, CRC Press Taylor and Francis Group, Boca Raton FL. 825 p.
- UEHARA, M.Y. Y VIDAL, W.L. 1989. Operação e Manutenção de lagoas anaeróbias e facultativas. Série Manuais. Primeira edição, ed. CETESB, São Paulo. 91 p.
- VON SPERLING, M. 2009. Lagoas de Estabilização - Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias, v.3. 2ª Edição ampliada. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Minas Gerais (DESA/UFMG), Belo Horizonte. 196 p.
- YAÑEZ, F.C. 1993. Lagunas de Estabilización. Teoría, diseño y mantenimiento. Primera edición, ETAPA, Cuenca, Ecuador. 421 p.