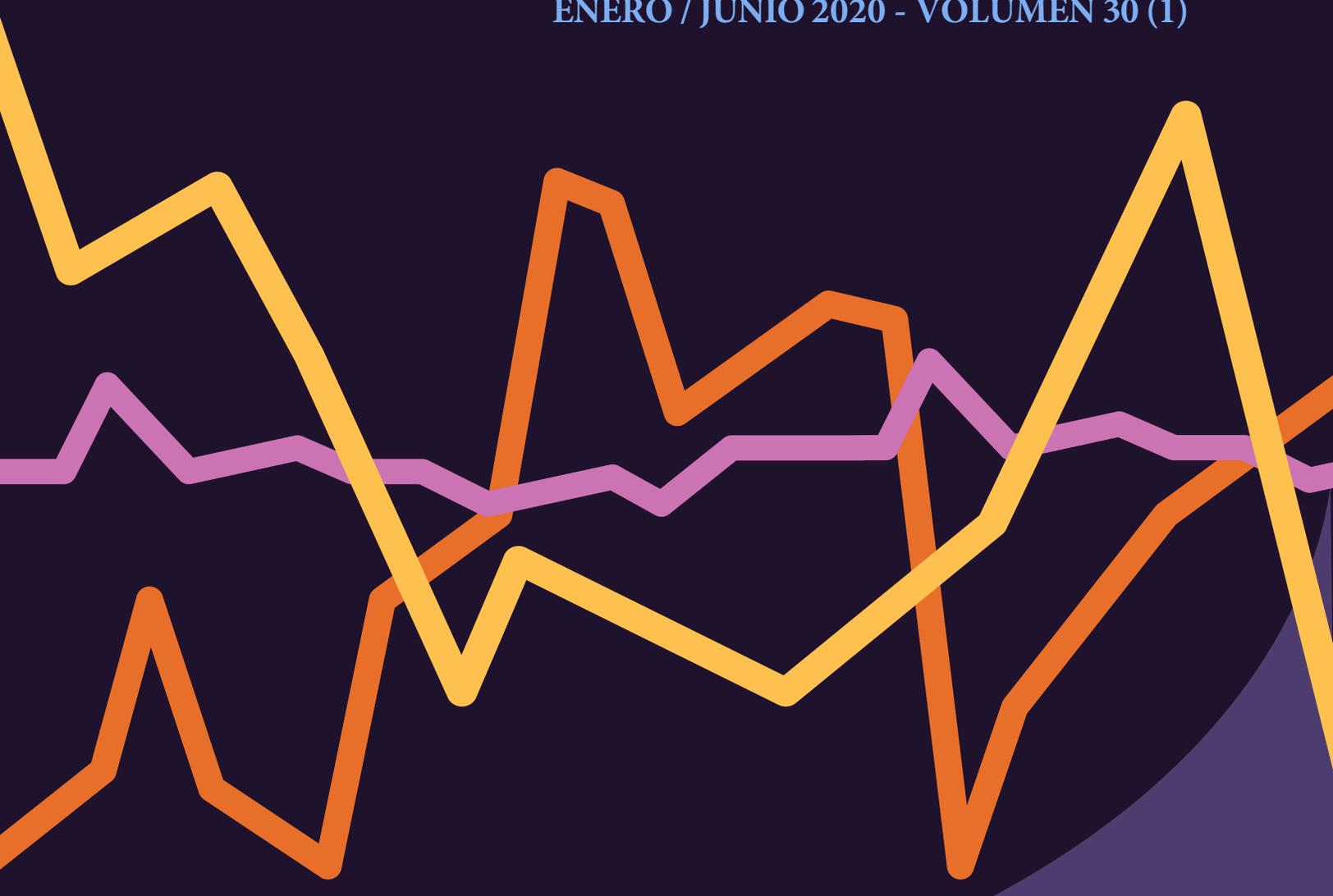


Ingeniería

Revista de la Universidad de Costa Rica

ENERO / JUNIO 2020 - VOLUMEN 30 (1)



Comparación de tecnologías para el tratamiento sostenible de aguas residuales ordinarias en pequeñas comunidades de Costa Rica: demanda de área, costo constructivo y costo de operación y mantenimiento

Technology Comparison for the Sustainable Treatment of Municipal Wastewater in Small Communities of Costa Rica: Surface Requirements, Building Cost and Operating and Maintenance Cost

*Ing. Erick Centeno Mora, MSc.,
Candidato Doctorante
Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, Brasil
ecenteno86@gmail.com*

*Ing. Adrián Murillo Marín,
Ingeniero de Proyecto, Ingeniería y Administración S.A., Alajuela, Costa Rica
adrian.murillomarin@gmail.com*

Recibido: 6 de setiembre 2019

Aceptado: 29 de octubre 2019

Resumen

Este artículo aborda el tema del tratamiento sostenible de las aguas residuales en pequeñas comunidades de Costa Rica. Aunque esfuerzos recientes muestran interés político en mejorar el rezago histórico que sufre el país en infraestructura sanitaria, existen pocas referencias que guíen el proceso de selección de la tecnología y escala más adecuadas para los sistemas a implantar. Este trabajo provee un análisis de tres tecnologías para plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) de aplicación factible en el país. Para ello se estimó la demanda de área (DA), el costo constructivo (CC) y el costo de operación y mantenimiento (CO&M) de PTAR en diferentes escalas. Se mostró que los sistemas con humedal construido tienen la mayor DA y los menores CC y CO&M. Los sistemas con reactor anaerobio de flujo ascendente de manto de lodo seguido de filtro biológico percolador (UASB + FBP) tuvieron DA ligeramente mayores a las de los sistemas de lodos activados de aireación extendida (LAE), con CC ligeramente inferiores para la primera tecnología y CO&M de 50 a 100% mayores para los LAE. El estudio comprobó que la práctica actual de uso extendido de sistemas LAE en pequeña escala no resulta la opción más sostenible, por lo que se insta a que en el futuro se consideren escalas de PTAR mayores y se amplíe el abanico de tecnologías utilizadas en el país, aprovechando algunas recientes experiencias exitosas en países con condiciones similares.

Palabras clave:

Estaciones depuradoras; Sostenibilidad; Tecnologías apropiadas; Infraestructura de saneamiento; Contaminación hídrica.



Abstract

This article discusses the sustainable treatment of sewage for small communities in Costa Rica. Although recent efforts show a political interest in improving the country's historical lag in sanitation infrastructure, there are few references that guide the selection process of the most appropriate technology and scale for the systems to be installed. This work provides an analysis of three technologies for wastewater treatment plants (WWTP) of feasible application in the country. For this, a land area requirement (LAR), the building cost (BC) and the operation and maintenance cost (O&MC) of STPs at different scales were estimated. It was shown that systems with constructed wetland have the highest LAR and the lowest BC and O&MC. The systems with upflow anaerobic sludge blanket reactor followed by trickling filter (UASB + TF) had a larger LAR than those of activated sludge with extended aeration (ASE), with BC lower for the first technology and O&MC 50 to 100% higher for ASE. The study found that the current practice of extended use of small-scale ASE systems is not the most sustainable option. Thus, it is advised that future WWTP consider larger scales and alternative technologies, emulating some recent successful experiences in countries with similar conditions.

Keywords:

Sewage treatment plants; Sustainability; Appropriate technologies; Sanitation infrastructure; Water pollution.



1. INTRODUCCIÓN

Según el Informe XX del Programa del Estado de la Nación, el tratamiento de las aguas residuales en Costa Rica posee décadas de rezago en infraestructura y tecnología, con un atraso estimado en 30 años y una deuda en inversión en alcantarillado sanitario y plantas de tratamiento de aguas residuales (PTARs) estimada en 1 400 millones de dólares (PEN, 2015).

En los últimos años este tema ha ganado una mayor visibilidad social y política, en parte debido a la baja calificación que Costa Rica obtuvo a partir del año 2014 en el Índice de Desempeño Ambiental (EPI) desarrollado por la Universidad de Yale (Universidad de Yale, 2014), cuando ese índice internacional incorporó en su metodología de cálculo el indicador de cobertura del tratamiento de aguas residuales, haciendo que el país pasara de la posición 5 en el 2012 a la 54 en el 2014. Esto motivó la publicación de la Política Pública de Saneamiento en Aguas Residuales (PNSAR) en el año 2016 (AYA, MINAE y MINSAL, 2016), con lo que se pretende guiar los esfuerzos en esta área hasta el año 2045 y, al mismo tiempo, atender los Objetivos del Desarrollo Sostenible (ODS), particularmente en su Objetivo 6. Entre las metas propuestas en la (PNSAR) se encuentra aumentar la cobertura actual de alcantarillado sanitario con tratamiento a 100% en áreas de elevada densidad al año 2035 y en otras áreas prioritarias al 2045, de modo a reducir el uso generalizado de tanques sépticos en esas zonas, actualmente estimada en 75.4 % de la población (Mora y Portuguez, 2019). La PNSAR propone seguir principios de sostenibilidad ambiental y financiera, así como promover el saneamiento como un Derecho Humano y valorizar el agua residual tratada; si bien las tendencias más actuales en esta materia también incentivan la recuperación de los nutrientes, la energía y otros subproductos de las aguas residuales (Batstone et al., 2015; Lema y Suarez, 2017; UN WATER, 2017; WEF, 2017).

Aun cuando la PNSAR debe constituir un punto de inflexión en el tema de la gestión de aguas residuales para Costa Rica, todavía existen diversos aspectos técnicos muy relevantes a ser definidos con el fin de garantizar la sostenibilidad ambiental y financiera del saneamiento. En particular, las tecnologías de tratamiento y la escala de los sistemas son dos elementos que pueden influir decisivamente en la sostenibilidad a largo plazo de las inversiones previstas.

En ese sentido, este documento tiene por objetivo evaluar y comparar tres tecnologías de tratamiento de aguas residuales ordinarias para poblaciones de hasta 4 000 habitantes, en el contexto de Costa Rica, a partir de estimaciones teóricas. Los criterios de comparación considerados fueron la demanda de área (DA), los costos constructivos (CC) y los costos de operación y mantenimiento (CO&M); y las tecnologías evaluadas fueron lodos activados de aireación extendida (LAE), humedal de flujo subsuperficial horizontal (HFSSH) y reactor anaerobio de flujo ascendente de manto de lodo (UASB por sus siglas en inglés) seguido por un filtro biológico percolador (FBP) relleno con espuma de poliuretano. Con esta investigación se pretende proporcionar algunos elementos académicos que faciliten una discusión en este tema dentro de la comunidad técnica nacional, en la búsqueda de una ruta para alcanzar un saneamiento universal y sostenible para Costa Rica.

2. METODOLOGÍA

Debido a que algunos de los procesos de tratamiento evaluados en este trabajo son muy poco utilizados en Costa Rica (Centeno y Murillo, 2019), se decidió predimensionar PTARs para diferentes poblaciones y para cada uno de los procesos evaluados (12 en total), estimando la DA, los CC y los CO&M de cada una de ellas. De este modo se establecieron condiciones similares y de más fácil comparación para todas las tecnologías y escalas evaluadas. La comparación entre las distintas tecnologías se basó por lo tanto en estimaciones teóricas, debido principalmente a la escasez de PTARs con algunos de los procesos de tratamiento considerados en este trabajo y a la falta de datos relacionados con los costos de construcción, operación y mantenimiento de esos sistemas.

En esta sección se presentan los diagramas de flujo de los procesos (PFD) de tratamiento considerados para cada PTAR junto con una descripción general del funcionamiento de los sistemas. Posteriormente, se resumen los criterios de dimensionamiento que fueron considerados durante el trabajo y se sintetizan los elementos considerados para la estimación de los DA, CC y CO&M.

2.1. Población y cargas contaminantes y calidad del efluente final

Se consideraron poblaciones equivalentes de 500, 1000, 2 500 y 5 000 habitantes (hab) para cada uno de los procesos de tratamiento evaluados. La producción de aguas residuales por habitante se estimó en 240 L/hab-d, lo que produjo caudales de diseño de 120, 240, 600 y 960 m³/d respectivamente. Según otros estudios, este rango de caudales sería el de aproximadamente 74% de los sistemas operados por entes públicos en el país, y más del 90% de los proyectos tramitados para su construcción durante el período 2011 al 2016 (Centeno y Murillo, 2019).

Las características del agua cruda y efluente final consideradas para el dimensionamiento de cada PTAR se muestran en la Tabla 1.

Tabla 1. *Parámetros de calidad del agua cruda y del efluente final considerados para el dimensionamiento de las PTAR*

Parámetro de calidad	Agua cruda	Requerido en efluente final
DBO _{5,20} (mg/L)	280	50
DQO (mg/L)	560	150
SST (mg/L)	250	50
NTK (mg/L)	50	No reglamentado

Tanto la producción de aguas residuales por habitante como las características de agua residual cruda se encuentran dentro del rango de valores típicos para las aguas residuales ordinarias (Metcalf

y Eddy, 2014; von Sperling, 2014a). Para la calidad del efluente final se consideró lo establecido en el Reglamento de Vertido y Reuso de Aguas Residuales (DE-33601-S-Minae, 2007), para descarga en cuerpo superficial.

2.2. Procesos de tratamiento del agua y los lodos considerados

Los diagramas de flujo de proceso (PFD) de cada una de las tecnologías de tratamiento consideradas en este estudio, incluyendo la línea de tratamiento de agua y de lodo, se observan en la Figura 1.

Para los tres (PFD) mostrados en la Figura 1 se consideró el mismo tipo de pretratamiento: cárcamo de bombeo de agua cruda, rejillas de bombeo y desarenador de flujo horizontal. El vertido se consideró a un cuerpo de agua superficial, tras pasar a través de un sistema de medición de caudal.

En el caso del sistema de Humedal construido de flujo subsuperficial horizontal (SD + HFSSH) (Figura 1a), se consideró una unidad de tratamiento primario consistente en un sedimentador digestor para reducir los sólidos suspendidos y prevenir la colmatación del humedal construido, formado con material granular de 32 mm de diámetro efectivo. En este proceso los lodos serían transportados cada año o cada dos años por medio de camiones cisternas hacia una planta de tratamiento de mayor capacidad, reduciendo las necesidades de sistema de deshidratación de lodos y simplificando la operación del sistema.

Para el sistema de lodos activados de aireación extendida (LAE) (Figura 1b), se consideró una línea de tratamiento de lodo compuesta por un digestor aerobio de lodos y lechos de secado para una deshidratación natural.

El tercer PFD considerado corresponde a un sistema híbrido compuesto por un reactor anaerobio de flujo ascendente de manto de lodo (reactor UASB) complementado con un filtro biológico percolador (FBP) relleno con espuma de poliuretano (UASB + FBP) (Figura 1c). A este tipo de filtro percolador también se le conoce como reactor DHS (Tandukar, M., Machdar, I., Uemura, S., Ohashi, A. y Harada, H., 2005; 2006) y existen en el país algunas referencias de su uso para el tratamiento de aguas residuales ordinarias (Centeno et al. 2018; Solís, 2018). En este proceso los lodos biológicos generados en el FBP son retenidos en el sedimentador secundario y enviados hacia el reactor UASB cuando son descartados. En ese reactor se digieren por vía anaerobia, lo que simplifica significativamente el proceso de la PTAR (Bressani-Ribeiro, T., Almeida, P. G. S., Volcke, E. I. P. y Chernicharo, C. A. L., 2018). Se consideraron lechos de secado como método de deshidratación de los lodos digeridos.

2.3. Criterios de dimensionamiento considerados

Los criterios de dimensionamiento más importantes utilizados para el desarrollo de este trabajo se muestran en la Tabla 2.

Se consideraron sedimentadores de sección rectangular tipo Dortmund (con tolva) para reducir la necesidad de equipos mecánicos en los sistemas (von Sperling, 2014b).

La producción de lodos de cada sistema y los requisitos de aire en el sistema LAE se estimaron a partir de balances de masa y relaciones estequiométricas disponibles en la literatura (Chernicharo, 2016; Metcalf y Eddy, 2014; von Sperling, 2014b). Para la estimación de sólidos retenidos en las rejillas se consideró un valor de 75 L/1000m³ de agua tratada, mientras que para estimar el volumen de arena retenida en el desarenador se consideró una producción de 37 L/1000m³ de agua tratada (Metcalf y Eddy, 2014).

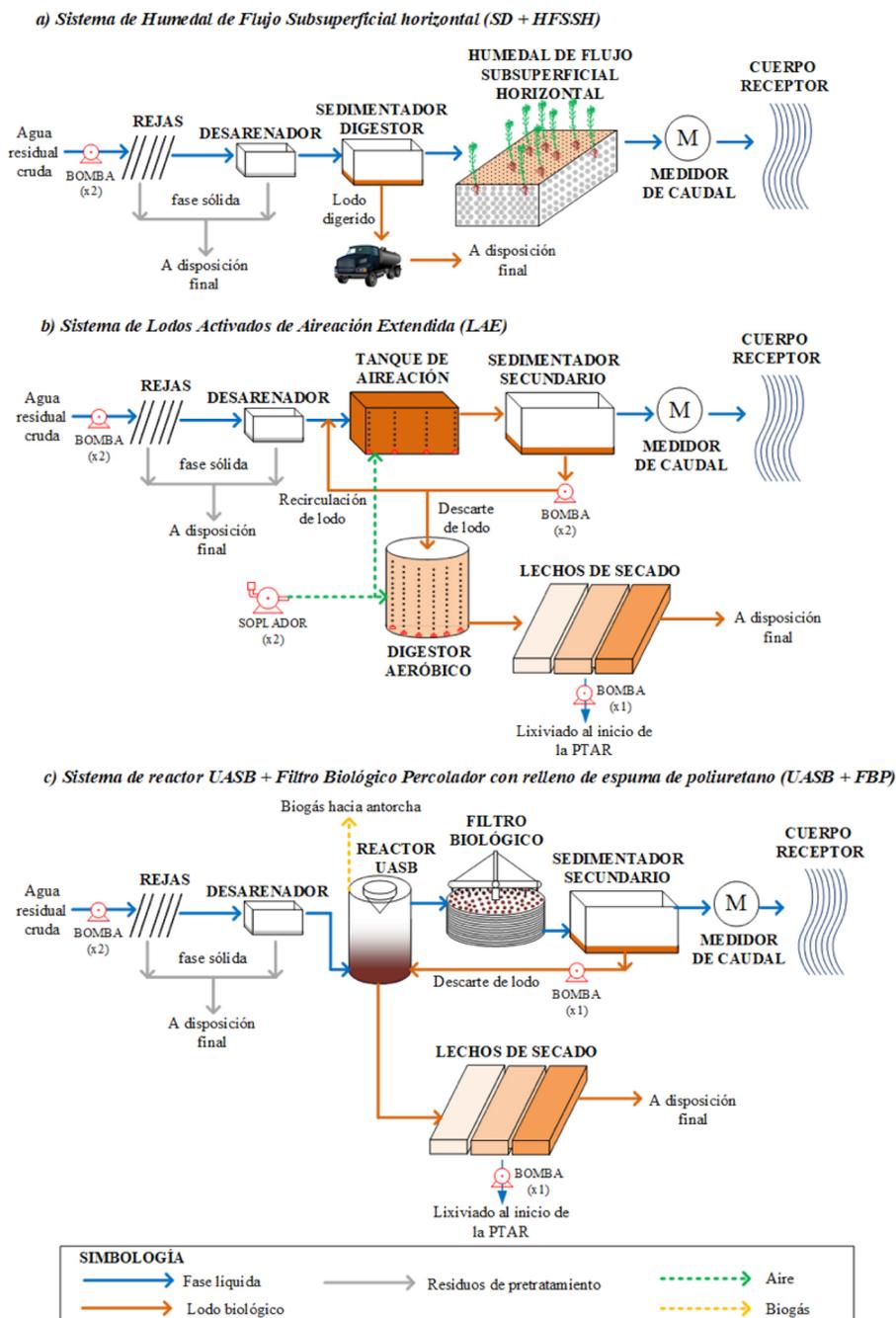


Figura 1. Fluxograma de las tipologías de tratamiento consideradas.

Tabla 2. Criterios de dimensionamiento de las unidades de cada PTAR.

Unidad	Criterio de dimensionamiento	Valor adoptado	Referencia
Cárcamos de bombeo	Ciclo de arranque de las bombas	10 min	WEF (2010)
Rejillas de desbaste	Velocidad de paso	$0.3 \text{ m/s} < v < 0.6 \text{ m/s}$	WEF (2010)
Desarenador de flujo horizontal	Velocidad crítica de partícula	0.28 m/s para diámetro de 0.2mm	Hernández (2015)
Sedimentador Digestor	TRH	12.0 h	Chernicharo (2016)
Humedal FSSH	Cinética de reacción de primer orden para reducción de DBO ^{5,20}	$k_{20} = 1.104 \text{ d}^{-1}$ Profundidad útil de 0.70m Porosidad de 0.4 (material granular de 32mm de diámetro efectivo)	Crites y Tchobanoglous (1998)
Tanque de aireación LAE	Edad de lodo	25 días con SSVLM de 3 g/L	von Sperling (2014b)
Sedimentador Secundario LAE	TAH y TAS	$0.33 < \text{TAH} < 0.67 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{-h}$ $1.0 < \text{TAS} < 5.0 \text{ kgSS}/\text{m}^2\text{-h}$	von Sperling (2014b)
Reactor UASB	TRH	10.0 h	Chernicharo (2016)
Filtro biológico percolador	COV y TAH	$\text{COV} = 0.3 \text{ kDBO}/\text{m}^3_{\text{reactor}}\text{-d}$ $\text{TAH} = 10 \text{ a } 30 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{-d}$ $\text{TRH}_{\text{espuma}} = 2.3\text{h}$ Porcentaje de vacíos = 30%	Bressani-Ribeiro et al. (2018)
Sedimentador secundario FBP	TAH	$\text{TAH} = 0.84 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{-d}$	Chernicharo (2016)
Digestor de lodos aerobio	TRH	12 d	Andreoli et al (2014)
Lechos de secado	TAS	$15 \text{ kgSS}/\text{m}^2$; ciclo de secado de 17d.	Andreoli et al (2014)

TRH: tiempo de retención hidráulica; SSVLM: sólidos suspendidos volátiles del licor de mezcla; TAH: tasa de aplicación hidráulica; TAS: tasa de aplicación de sólidos.

Las características cuantitativas y cualitativas del biogás producido en los reactores UASB se estimaron por medio del programa informático PROBIO (Possetti et al., 2018), específico para reactores UASB tratando aguas residuales ordinarias. Se consideraron condiciones de operación del reactor UASB “típicas” según lo establecido en Lobato, Chernicharo y Souza (2012).

El tiempo de secado en los lechos de secado y la aplicación de cal se consideraron para cumplir con los requerimientos de pH (5-12) y humedad (inferior a 75%) establecidos en la reglamentación vigente para disposición de los biosólidos en rellenos sanitarios (DE-39316-S, 2015).

2.4. Estimación de DA, CC y CO&M

A partir del dimensionamiento de las unidades de tratamiento se consideró una distribución en planta para cada PTAR y se estimaron los costos constructivos a partir de costos unitarios de construcción. Para el diseño de sitio y estimación de la demanda de área se consideraron los retiros de propiedad establecidos en la reglamentación vigente (DE-39887-S-Minae, 2016).

A partir del diseño de sitio se estimaron costos de obra civil (movimientos de tierra, concreto de tanques, pasarelas, escaleras, canales, elementos metálicos, cajas de registro, cuarto de operación, carretera de acceso de vehículos, caseta de vigilancia, valla perimetral), obra mecánica (tubería, difusores de aire, vertedores, válvulas de control), equipos (bombas hidráulicas, sopladores de aire, distribuidor de caudal), obra eléctrica y costos indirectos, utilidad y costos administrativos de los proyectos. La suma de estos rubros representó los costos de construcción (CC) de las PTARs.

Para estimar los Costos de Operación y Mantenimiento (CO&M) se consideraron los rubros de energía eléctrica, salarios del personal, disposición de residuos, consumibles y mantenimiento. El consumo de energía se calculó con base en las potencias de los equipos electromecánicos y considerando su operación continua, para la tarifa eléctrica vigente en el año 2018. A nivel de personal de operación se consideró, en función de la capacidad de la PTAR, un operador a tiempo parcial, uno o dos peones, ingeniero de operación a tiempo parcial y un vigilante nocturno. Este costo consideró los salarios mínimos del segundo semestre del 2018, sumando las cargas sociales respectivas. Para la disposición de los residuos se consideró el costo de transporte y disposición en relleno sanitario.

3. RESULTADOS

En primer lugar, se evalúan las tecnologías de tratamiento consideradas en función de su demanda de área, producción de lodos y condiciones energéticas. Luego se muestran los resultados de costo constructivo y por último se presentan los costos de operación y mantenimiento (O&M).

3.1. Demanda de área (DA)

La Figura 2 muestra el requerimiento de área para la implantación de cada tecnología considerada. Se observa el área neta necesaria para cada PTAR (eje vertical principal) y el área en función de la capacidad del sistema de tratamiento (eje vertical secundario). En esta estimación se consideraron los requisitos de calles de acceso con patio de maniobra para un camión de lodos. Adicionalmente, se tomaron en cuenta los retiros al lindero de propiedad solicitados por la reglamentación vigente en Costa Rica (DE-39887-S-Minae, 2016).

A partir de la Figura 2, es posible identificar dos comportamientos distintos para las tecnologías evaluadas en función de los requisitos de área. Por un lado, el sistema de SD + HFSSH posee

una elevada DA (3.6 a 10 m²/hab), mientras que los sistemas LAE y UASB + FBP resultan significativamente menos demandantes en relación a este requerimiento (0.76 a 2.2 m²/hab y 0.87 a 4.4 m²/hab, respectivamente). De este modo, los sistemas de humedales construidos pueden considerarse como extensivos, mientras que las tecnologías LAE y UASB + FBP se consideran sistemas compactos (Noyola y Morgan, 2013). Los sistemas LAE serían más compactos que los de UASB + FBP, aunque la diferencia de DA entre estas tecnologías parece disminuir con el aumento de la escala del sistema.

Los resultados obtenidos muestran una demanda de área mayor en comparación los propuestos por von Sperling (2014a), que estimó requerimientos de área (sin considerar retiros, sistema de tratamiento de lodos ni facilidades de operación y/o maniobra) de 5.0 a 6.0 m²/hab para los sistemas de humedales construidos, 0.12 a 0.25 m²/hab para los sistemas de LAE y 0.1 a 0.2 m²/hab para los sistemas de UASB + FBP. En otro estudio, Tsagarakis, Mara y Angelakis (2003) establecieron un requerimiento de área para PTARs con humedales construidos de 4.2 a 7.5 m²/hab, y para sistemas LAE con lechos de secado esos autores definieron un requisito de área entre 0.33 a 0.52 m²/hab. El requisito de área mayor encontrada en este estudio para los procesos de LAE y UASB + FBP podría deberse a las demandas de áreas para el tratamiento del lodo (lechos de secado en este caso), calle perimetral, parqueo, retiros reglamentarios (DE-39887-S-Minae, 2016) y facilidades para la operación consideradas en este estudio.

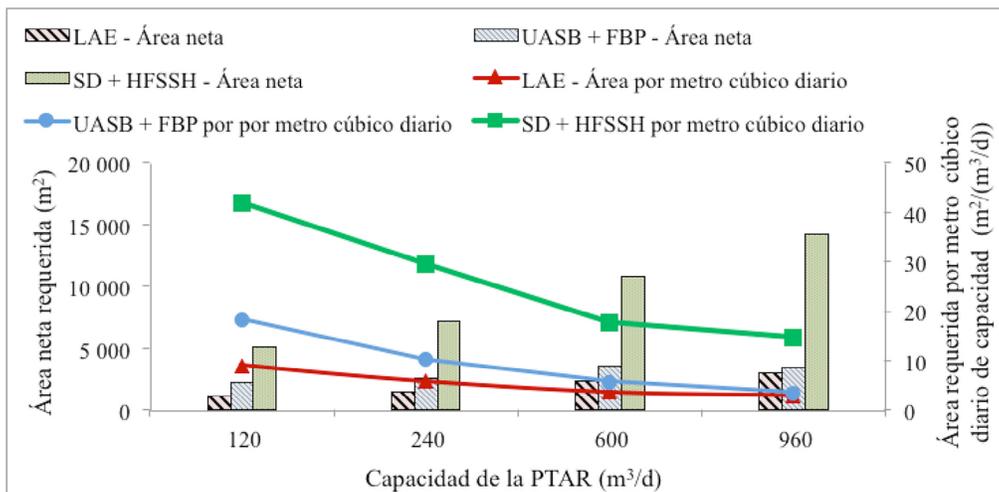


Figura 2. Requisitos de área para las distintas tecnologías tratamiento en función de la capacidad de la PTAR

Otro aspecto importante que se observa en la Figura 2 es el del efecto de la economía de escala. Para el rango de capacidad evaluado en este estudio, es posible observar que cuanto mayor es la capacidad de la PTAR, menor es el área por unidad productiva (m²/(m³/d)) que se requiere. Esto se debe a un uso más eficiente del espacio debido a una mejor modulación de las unidades y a que algunas demandas como el cuarto de operación o el patio de maniobras varió poco con el aumento de la capacidad de sistemas evaluados en este estudio. También, los retiros al lindero de propiedad son independientes de la capacidad del sistema (DE-39887-S-Minae, 2016), por lo que su demanda relativa al área total de la PTAR tiende a ser mayor para sistemas de menor capacidad.

La Tabla 3 muestra los parámetros de ajuste de tipo potencial ($A = C \cdot Q^n$) para los requisitos de área por metro cúbico tratado ($m^2/(m^3/d)$) de cada tecnología evaluada.

Table 3. *Modelo de regresión lineal con ajuste potencial de cada tecnología para demanda de área (DA) neta, en función de la capacidad de la PTAR.*

Parámetros de ecuación de ajuste $DA = C \cdot Q^n$			
Tecnología	Constante C	Exponente n	Valor de R^2
LAE	100.66	0.492	0.996
UASB + FBP	672.8	0.247	0.935
SD + HFSSH	489.3	0.488	0.998

DA en m^2 y Q en m^3/d

A partir de los parámetros de la Tabla 3 es posible estimar los requisitos de área neta para una PTAR según la tecnología de interés según el proceso presentado en la Figura 1 que cumpla con los retiros al lindero de propiedad establecidos en el Reglamento de aprobación de sistemas de tratamiento de aguas residuales vigente en Costa Rica (DE-39887-S-Minae, 2016).

3.2. Producción de lodos

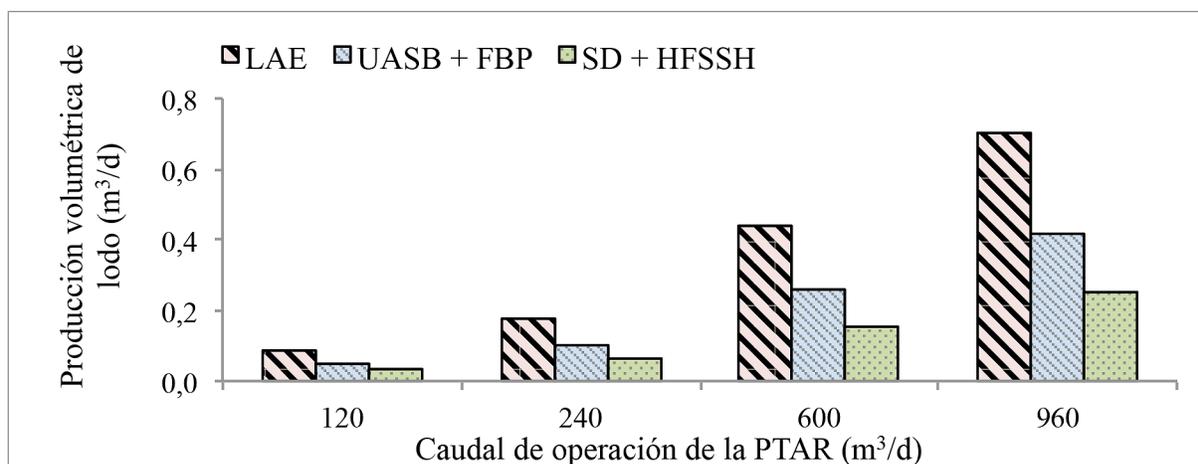


Figura 3. Producción volumétrica de lodos en función de la capacidad de la PTAR

En la Figura 3 se observa la producción volumétrica de lodos para cada tecnología en función de la capacidad de la PTAR. Esta cuantificación considera los sólidos retenidos en las rejillas de desbaste (detritos), arena de pretratamiento y lodo primario y/o biológico, según la tecnología considerada.

La producción volumétrica estimada fue de 0.17 L/hab-d para el sistema LAE, 0.10 L/hab-d para el sistema UASB + FBP y 0.06 L/hab-d para el sistema SD + HFSSH. La producción másica correspondiente se estimó en 55gSS/hab-d (gramos de sólidos suspendidos por habitante por día), 33gSS/hab-d y 28 gSS/hab-d, respectivamente. Es importante resaltar que para estimar el volumen de lodo diario se consideró un contenido de sólidos en el lodo deshidratado (en lechos de secado, como se observa en la Figura 1) de 30%, según los requerimientos de la reglamentación vigente en Costa Rica (DE-39316-S, 2015). En el caso del sistema SD + HFSSH se consideró el transporte de los lodos digeridos anaerobiamente espesados y digeridos en el sedimentador-digestor (sin deshidratar) hacia una PTAR de mayor porte para su tratamiento cada 1 a 4 años (Chernicharo, 2016) por medio de un camión cisterna. Para todas las tecnologías evaluadas, los lodos primarios o biológicos digeridos representaron entre 85 y 93% de la masa total de sólidos producidos para su disposición.

Los valores estimados a nivel de producción másica ligeramente superiores a los presentados por Andreoli et al. (2014), quien establece un rango de producción de 18-30 gSS/hab-d para sistemas UASB+FBP, 40-45 gSS/hab-d para sistemas LAE y 20-30 gSS/hab-d para sistemas SD + HFSSH. La diferencia posiblemente se deba a la adición de los sólidos del tratamiento preliminar en el cálculo.

3.3. Requerimientos energéticos

En la Tabla 4 se observa el balance energético de las tres tecnologías evaluadas, expresado en función de kWh por cada metro cúbico de agua tratado.

Tabla 4. *Balance energético por metro cúbico para cada tecnología.*

		Tecnología		
		LAE	UASB + FBP	SD + HFSSH
Consumo de energía eléctrica (+) (kWh/m ³ agua)	Sopladores para reactor biológico	0.30	0.0	0.0
	Otros equipos electromecánicos	0.20	0.16	0.08
Producción de energía (-)* (kWh/m ³ agua)	Producción de biogás (Nm ³ /m ³ agua)	0.0	0.08	0.0
	Potencial energético equivalente (kWh/m ³ agua)	0.0	0.55	0.0
	Potencial eléctrico equivalente (kWh/m ³ agua)	0.0	0.16	0.0
Consumo eléctrico neto (kWh/m ³ agua)		+ 0.52	0.00 a + 0.16	+ 0.08

* Se considera que el 31% del metano generado en el reactor UASB queda disuelto en el efluente líquido, según lo establecido por Souza, Chernicharo y Aquino (2011) para condiciones típicas (Lobato et al., 2012). El generador eléctrico (tipo microturbina) se consideró con una eficiencia de producción eléctrica de 30% (Metcalf y Eddy, 2014).

A partir de Tabla 4 se infiere que el sistema de lodos activados sería el de mayor consumo eléctrico, 6.5 veces mayor al sistema SD + HFSSH. Por el contrario, la tecnología anaerobia con postratamiento aerobio podría resultar un productor neto de energía (McCarty, P. L., Bae, J. y Kim, J., 2011) o al menos autosuficiente, si el biogás producido se convierte en energía eléctrica. Possetti et al. (2018) determinaron que esta opción resulta financieramente atractiva para poblaciones superiores a 100 000 habitantes en el contexto de Brasil, por lo que también podría considerarse el biogás generado para otros fines energéticos relacionados con la producción de calor, como secado térmico e higienización de los lodos biológicos (Chernicharo et al., 2017).

3.4. Costos de construcción (CC)

En la Figura 4 se observa el costo de construcción (CC) de las tres tecnologías evaluadas en función de la población servida. En el eje vertical izquierdo se observa el CC neto de cada sistema (US\$), mientras que en el eje vertical derecho se presenta el CC por metro cúbico diario de capacidad del sistema (US\$/m³/d).

A partir de la Figura 4 se puede concluir que el CC más bajo para el rango de capacidad evaluado lo tiene el sistema SD + HFSSH (486 a 937 US\$/m³/d) o 117 a 225 US\$/hab). Es importante resaltar que el CC considerado en este estudio no consideró el costo de adquisición del terreno, el cual podría influir en el resultado obtenido debido a la mayor área requerida para los sistemas de humedales construidos. El costo de adquisición del terreno puede ser un criterio crítico para decidir cuál es la tecnología más apropiada en proyectos de PTARs. Sin embargo, la alta variabilidad del costo de adquisición del terreno, según la zona en la que se desarrolla el proyecto, complica incluir esta variable en los costos totales de inversión inicial de los sistemas conceptualizados en este trabajo. Por este motivo, con el fin de incluir esta variable en el proceso de comparación de las tecnologías de este estudio, se determinaron los costos unitarios del terreno que darían ventajas a los sistemas compactos sobre los extensivos en terreno. Simulando los costos de adquisición del terreno, se pudo verificar que el costo de inversión inicial (CC + costo de terreno) del sistema SD+HFSS superaría los costos de inversión inicial de los sistemas UASB + FBP y LAE para precios de la tierra superiores a aproximadamente 10-20 US\$/m² respectivamente. La segunda tecnología en términos de CC fueron los sistemas UASB + FBP (517 a 1 250 US\$/m³/d) o 124 a 300 US\$/hab), siendo los LAE los más costosos para su construcción (571 a 1 544 US\$/m³/d) o 137 a 371 US\$/hab). Sin embargo, es importante destacar que la tendencia observada en la Figura 4 parece señalar que la diferencia para el costo unitario de construcción (US\$/m³/d) entre las tecnologías se ve reducida con el aumento de la escala del sistema, siendo que el costo unitario de los sistemas LAE decae más rápidamente que las otras tecnologías. De este modo, es posible que para escalas de PTARs mayores la relación de CC entre estas tecnologías varíe.

Debido a las características específicas de cada país y a las diferencias entre los trenes de tratamiento considerados en este estudio en comparación con los de algunas de las referencias, no es posible hacer una comparación directa de los resultados de CC obtenidos, aunque sí es factible comparar algunas tendencias generales. Para el contexto de Brasil, von Sperling (2014a) reportó

un CC de 50-70 US\$/hab para sistemas LAE, 40-63 US\$/hab para sistemas UASB + FBP y 25-50 US\$/hab para sistemas de humedales construidos, lo que corresponde a una tendencia análoga a la encontrada en este estudio, con CC que se traslapan para las tecnologías compactas y costos menores para el sistema extensivo. En otro estudio para el contexto de Colombia, Salas Quintero et al. (2007) determinaron un CC de para sistemas LAE de 36-80 US\$/hab y de 88-161 \$US/hab para sistemas SD + HFSS. En este caso, el mayor costo del sistema extensivo podría deberse al costo de adquisición del terreno, como se comentó anteriormente. Por último, Friedler y Pisanty (2006) encontraron costos de construcción para sistemas de lodos activados entre 1 212 a 2 366 \$/ (m³/d) para el rango de 100 a 1000 m³/d en el contexto de Israel, los cuales resultan superiores a los encontrados en este estudio. Las significativas diferencias de costos constructivos unitarios entre los distintos países analizados en la literatura y los de este estudio muestran la gran dependencia de esa variable de las condiciones locales.

Adicionalmente, como para el caso del tamaño del terreno presentado en la sección 3.1, existe un fenómeno marcado de economía de escala que produce que el costo unitario del sistema de tratamiento disminuya con el incremento de la capacidad de la PTAR.

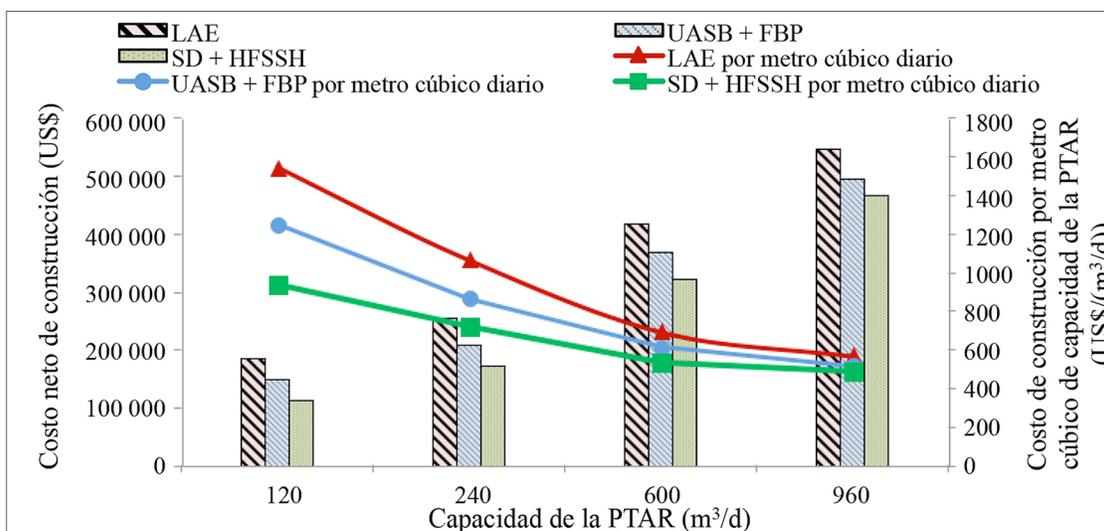


Figura 4. Inversión inicial para las distintas tecnologías tratamiento en función de la capacidad de la PTAR

La Tabla 5 presenta los parámetros de ajuste de tipo potencial ($CC = C \cdot Q^n$) para el costo de construcción (US\$) de cada tecnología. Esta función ha sido adoptada ampliamente en la literatura para la estimación de CC en PTARs (Tribe y Alpine, 1986; Tsagarakis et al., 2003; Friedler y Pisanty, 2006; Guo, T., Englehardt, J. y Wu, T., 2014; Gautam, S., Ahmed, S., Dhingra, A. y Fatima, Z., 2017) y permite estimar el costo de construcción de una PTAR en función de su capacidad.

En la Figura 5 se observa la distribución porcentual del costo de los distintos rubros del proyecto de construcción (obra civil, obra electromecánica, material de relleno de reactores biológicos e infraestructura de apoyo) para el CC, según la capacidad del sistema. Los costos de infraestructura de apoyo corresponden a obras de carretera, drenaje pluvial, cuarto de operación y de equipos, bodega

y otros elementos afines que no forman parte del sistema de tratamiento pero que son requeridos para el buen funcionamiento de la PTAR y, varias de ellas, exigidas por la reglamentación vigente (DE-39887-S-Minae, 2016).

A partir de la Figura 5 es posible observar una distribución de costos distinta para cada una de las tecnologías evaluadas. Sin embargo, dentro de cada tecnología es posible identificar una tendencia aproximadamente uniforme en la distribución de los costos, independiente de la capacidad de la PTAR. Para todas las tecnologías evaluadas, la proporción asociada a los costos de la infraestructura de apoyo (caseta de operación, valla perimetral, calles de acceso, entre otros) se ve reducida con el aumento de la capacidad de las PTARs, debido a que parte de esos costos son fijos e independientes de la capacidad de la PTAR. En el caso de los costos de la obra civil y mecánica, su proporción en relación al costo total varía poco con el incremento de la capacidad para las tres tecnologías evaluadas, lo que indicaría que estos rubros son aproximadamente proporcionales al tamaño del sistema. En el caso de los sistemas UASB + FBP y SD + HFSSH, es posible identificar que el material de relleno representa una parte significativa del costo constructivo, y que esa proporción aumenta gradualmente con la capacidad del sistema.

Para los sistemas UASB + FBP, tal y como se comentó anteriormente, el medio de relleno considerado fue espuma de poliuretano (DHS), un producto importado de Japón que fue cotizado en aproximadamente US\$ 820/m³. En caso de conseguir un producto similar a un costo menor el CC del sistema UASB + FBP sería reducido.

Table 5. *Modelo de regresión lineal con ajuste potencial de cada tecnología para la estimación del costo de construcción neto de la PTAR.*

Parámetros de ecuación de ajuste $CC = C \cdot Q^n$			
Tecnología	Constante C	Exponente n	Valor de R ²
LAE	15 017	0.522	0.998
UASB + FBP	8 957	0.582	0.996
SD + HFSSH	4 212	0.682	0.998

CC en US\$; Q en m³/d.

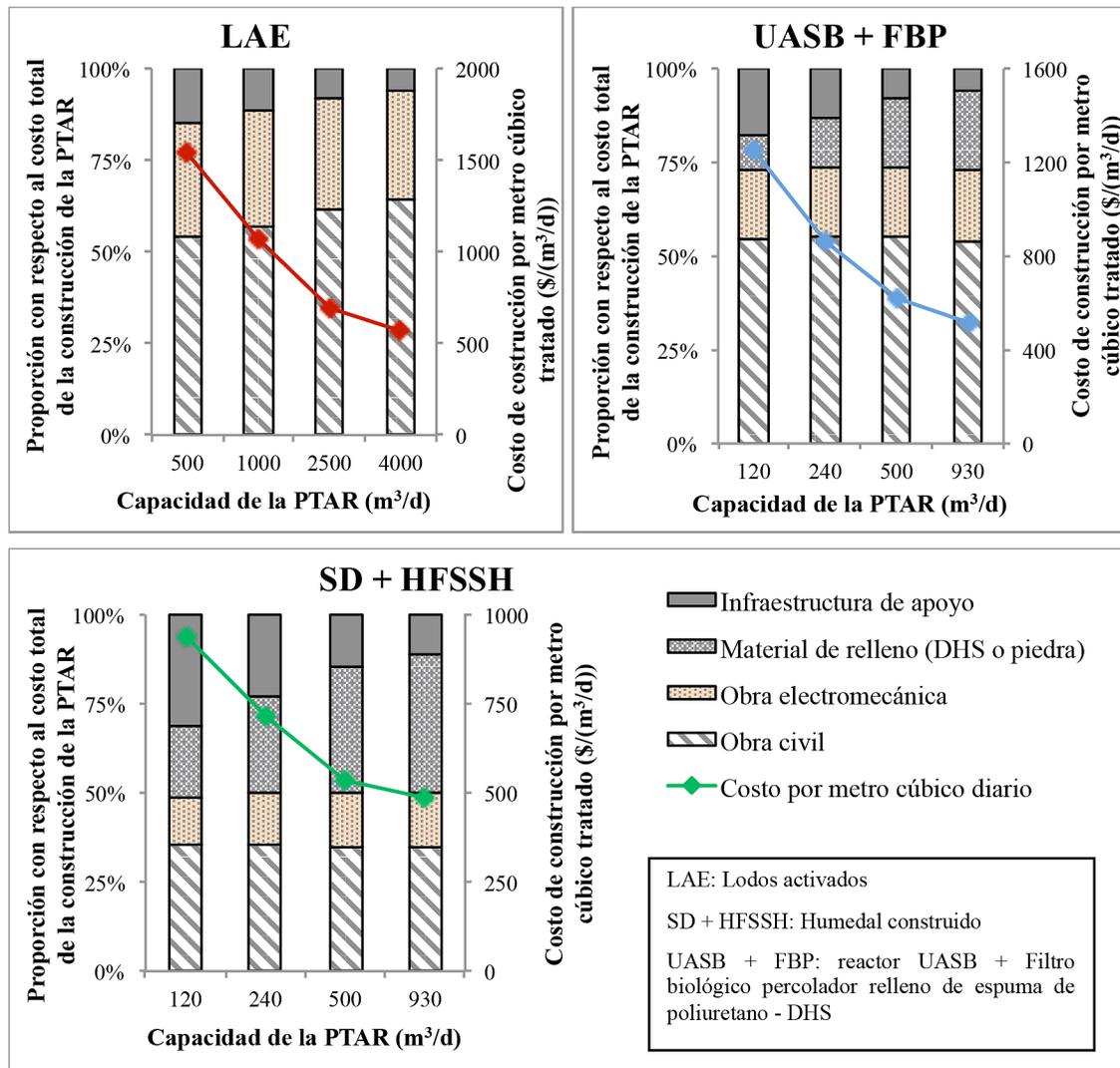


Figura 5. Distribución de los costos constructivos por rubros según la capacidad de la PTAR.

3.5. Costos de Operación y Mantenimiento

En la Figura 6 se observa el costo de la operación y mantenimiento (CO&M) de las tecnologías evaluadas en función de la capacidad de los sistemas estimados en este estudio. En el eje vertical principal se observa el CO&M neto mensual (US\$/mes), mientras que en el eje vertical secundario se presenta el CO&M por metro cúbico tratado (US\$/m³).

A partir de la Figura 6 se puede observar que el CO&M es superior para todas las capacidades de PTAR evaluadas en el caso del sistema LAE (0.47 a 0.96 US\$/m³ tratado o 3.38 a 6.89 US\$ mensuales por habitante), seguido del sistema UASB + FBP (0.22 a 0.68 US\$/m³ tratado o 1.56 a 4.88 US\$ mensuales por habitante), lo que representa un CO&M aproximadamente 50 a 100% menor para la tecnología anaerobia según la escala de la PTAR. El sistema SD + HFSSH fue el

de menor CO&M para todas las escalas evaluadas (0.17 a 0.61 US\$/m³ tratado o 1.21 a 4.40 US\$ mensuales por habitante).

Como para la DA y para los CC, el CO&M también presenta un efecto de economía de escala que produce que el costo unitario sea menor a una escala de tratamiento mayor. Esto se debe a que algunos costos fijos (personal, administración, pruebas de laboratorio de control operacional) se diluyen con el crecimiento de la capacidad del sistema.

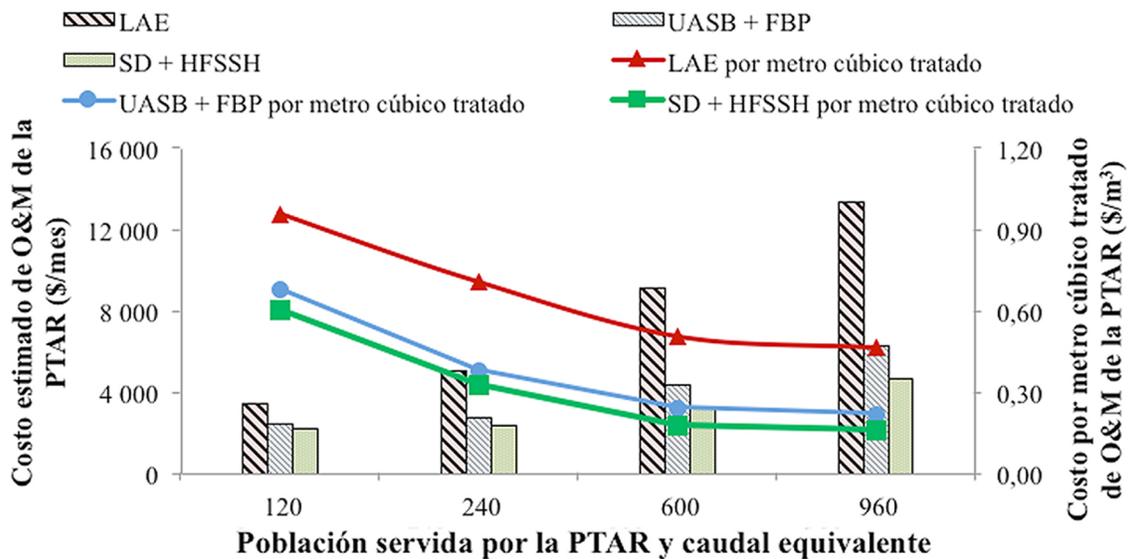


Figura 6. Costo de Operación y Mantenimiento mensual para las distintas tecnologías tratamiento en función de la población servida

Nuevamente, los CO&M dependen de las condiciones locales de cada país y de los distintos rubros considerados durante su estimación, por lo que realizar comparaciones directas es complicado, aunque sí es posible observar tendencias. Para Brasil, von Sperling (2014a) reportó un CO&M de 5-10 US\$/hab-año para sistemas LAE, 3-5 US\$/hab-año para sistemas UASB + FBP y 1-3 US\$/hab-año para sistemas de humedales construidos, mostrando una tendencia análoga a la encontrada en este estudio. Por su parte, Salas et al. (2007), para el contexto de Colombia, encontró un CO&M para los sistemas LAE de 0.17 a 0.18 US\$/m³ tratado, y de 0.10 a 0.15 US\$/m³ tratado para los sistemas SD + HFSSH. Por último, Tsagarakis et al. (2003) encontró un CO&M aproximadamente 2 a 3 veces menor para los sistemas de humedales construidos en relación a los sistemas LAE. Por lo tanto, esos estudios encontraron tendencias similares a las encontradas en esta investigación.

En la Tabla 6 se observan los parámetros de ajuste de tipo potencial ($CO\&M = C \cdot Q^n$) para el CO&M (US\$/mes) de cada tecnología evaluada.

En la Figura 7 se observa la distribución porcentual de los distintos rubros que componen los CO&M (consumo de energía, disposición de residuos, salarios, materiales de trabajo y mantenimiento) según la capacidad de la PTAR.

Table 6. *Modelo de regresión lineal con ajuste potencial de cada tecnología para la estimación del CO&M mensual en función de la capacidad de la PTAR.*

Parámetros de ecuación de ajuste CO&M (U\$/mes) = C • Q ⁿ			
Tecnología	Constante C	Exponente n	Valor de R ²
LAE	148.2	0.6512	0.996
UASB + FBP	257.2	0.4517	0.945
SD + HFSSH	350.9	0.3676	0.916

CO&M en US\$/mes; Q en m³/d.

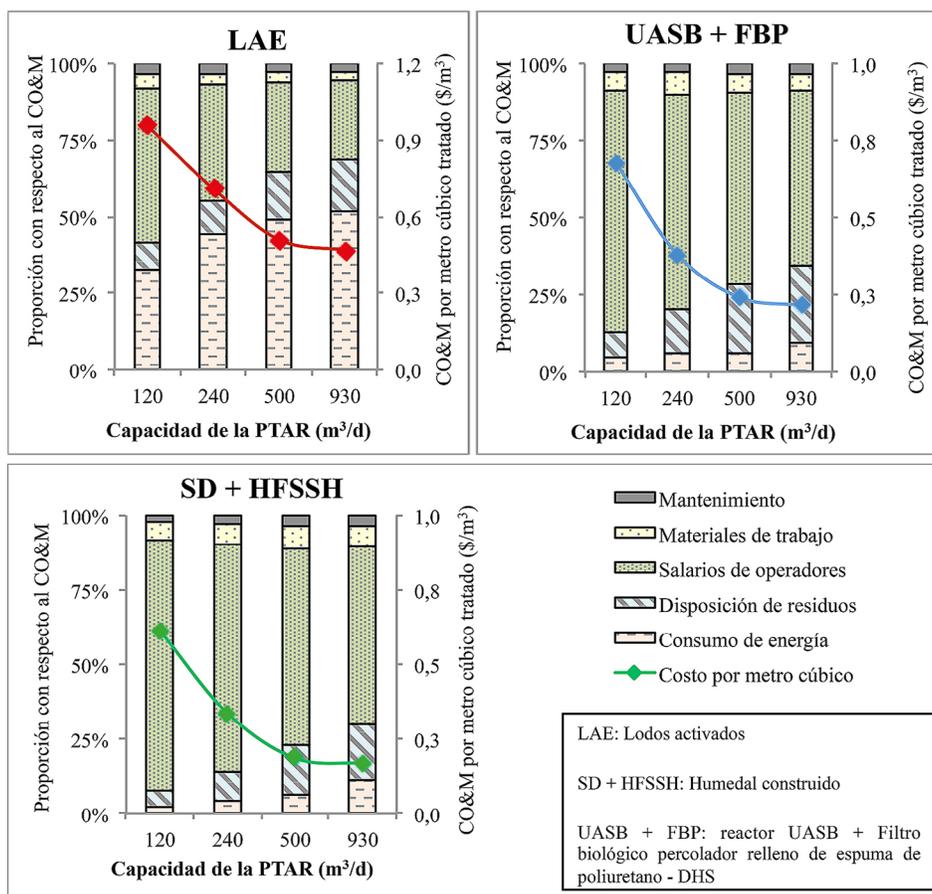


Figura 7. Distribución de costos de operación y mantenimiento según población servida para cada tecnología

A partir de la Figura 7 es posible observar que el rubro de consumo de energía es significativo para los sistemas LAE (entre 30 y 50% de los CO&M), mientras que para los sistemas de UASB +

FBP y SD + HFSSH ese rubro no supera el 10% de los CO&M. Para esos sistemas los salarios de los operadores (un guarda, tiempo parcial de ingeniero, tiempo parcial operador y tiempo parcial de peón) serían el rubro más importante, con un porcentaje que varía entre 50 y 80% de los CO&M de esos sistemas. Ese rubro también es significativo para los sistemas LAE, con un 25 a 50% de los CO&M. La carga salarial es particularmente importante para sistemas de pequeña escala pues, aunque se consideró tiempos parciales para el personal según la escala de la PTAR, el monto se comporta de manera aproximadamente independiente de la capacidad de la PTAR. Esto confirma el efecto de la economía de escala observado en la Figura 6 que se comentó anteriormente. El costo relativo del personal es congruente con lo hallado por Tsagarakis et al. (2003), quien reportó que este valor varió entre 25 y 68% de los CO&M para 14 diferentes países, estando precisamente los costos más importantes en países de América Latina (68% para México y Costa Rica).

Por último, los costos de mantenimiento y de disposición de residuos representarían un costo proporcional inferior al 20% para todas las tecnologías, aunque su peso relativo tiende a aumentar con la capacidad de los sistemas evaluados.

4. DISCUSIÓN

En esta sección se sintetizan los resultados obtenidos en el apartado anterior al comparar las tres tecnologías evaluadas en función de su DA, CC y CO&M. Posteriormente se ahondará en el efecto de economía de escala identificado en el estudio que justificaría la implantación de PTARs de mayor escala en el país. Por último, se discute sobre la aplicación actual de estas tecnologías en el país y las posibilidades de su expansión dentro de la matriz de tratamiento de aguas residuales de Costa Rica.

4.1. Comparación de las tecnologías evaluadas

La demanda de área, costo de construcción y costo de operación y mantenimiento son tres parámetros clave para la selección de las tecnologías de tratamiento de aguas residuales (von Sperling, 1996).

En este estudio pudo corroborarse que las tres tecnologías de tratamiento de aguas residuales ordinarias evaluadas presentan comportamientos distintos en relación a esos parámetros. Para la DA, es claro que los sistemas SD + HFSSH son extensivos, con demandas de área encontradas en este estudio de 3.6-10 m²/hab, mientras que los sistemas LAE y UASB + FBP son sistemas compactos, con DA estimadas en 0.76 a 2.2 m²/hab y 0.87 a 4.4 m²/hab respectivamente.

Por otro lado, el sistema SD + HFSSH presentó los CC y los CO&M más bajos (117-225 US\$/hab y 1.21-4.40 US\$/hab-mes respectivamente), lo que serviría de contrapeso para su mayor DA. Se pudo verificar que los CC entre esa tecnología y los sistemas UASB + FBP y LAE se equilibran cuando se incluye el costo de adquisición del terreno y éste posee un costo superior a 10-20 US\$/m² respectivamente. Los CC de los sistemas UASB + FBP son menores a los de los sistemas LAE (124-300 y 137-371 US\$/hab respectivamente) al igual que los CO&M (1.56-4.88 US\$/hab-mes

contra 3.38-6.89 US\$/hab-mes para el sistema LAE). En el caso de los CO&M, esto se debe principalmente a los costos de energía de la tecnología de lodos activados (30 a 50% de los costos de operación de esa tecnología) y a la mayor producción de lodos que deben ser dispuestos. En ese sentido, el sistema UASB + FBP implicaría un costo menor (de construcción y de operación en mantenimiento) en comparación al LAE, aunque el costo sería siempre menor para el sistema SD + HFSSH, para el rango de capacidades evaluado en este estudio.

Se verificó que las tendencias encontradas en este estudio fueron confirmadas por otros autores en la literatura (Guo et al., 2014; Salas et al., 2007; Tsagarakis et al., 2003; von Sperling, 2014a), aunque los rangos de costos varían significativamente según el contexto local y según los rubros considerados.

Otro punto destacable a favor de la tecnología UASB + FBP es la posibilidad de producir energía valorizable en forma de biogás. Para su aprovechamiento es necesario quemarlo para producir calor y/o energía eléctrica (Moncayo Romero, 2013). La producción de energía eléctrica podría hacerse por medio de microturbinas de pequeña potencia, de 1 a 5 kW (González, Riba, Puig y Navarro, 2015), con posibilidades de que la PTAR sea autosuficiente o hasta un productor neto de energía según el balance energético de la Tabla 2 y como lo confirman diversas referencias de la literatura (Helal, Ghoneim y Halaby, 2013; McCarty et al., 2011). Para esto sería necesario incorporar un sistema de pretratamiento del biogás con el objetivo de proteger el generador. Chernicharo et al. (2017) determinó que para el contexto de Brasil la opción más favorable a nivel de huella de carbono en PTAR para poblaciones menores a 10 000 hab (como las evaluadas en este estudio) es su uso para higienización y deshidratación de lodo y uso doméstico (por ejemplo, para la cocción de alimentos) en la comunidad de la vecindad de la PTAR. De este modo, por medio de la tecnología anaerobia es posible recuperar energía de las aguas residuales y promover prácticas de economía circular y sostenibilidad en este sector (Batstone y Viridis, 2014; Lettinga, 2005).

4.2. Efecto de la economía de escala

Tanto para la DA, el CC y el CO&M de las tres tecnologías evaluadas pudo identificarse un efecto de economía de escala, confirmado por el valor del exponente de las ecuaciones potenciales propuestos en este estudio (Tabla 1 Tabla 3 y Tabla 4 respectivamente) inferior a 1.0, característico de un crecimiento menor a la condición lineal para el rango de caudal evaluado (Friedler y Pisanty, 2006; Guo et al., 2014). Este efecto genera una ventaja en la implementación de PTARs de mayor capacidad que permitan una dilución de costos fijos y una modulación más eficiente de las unidades de tratamiento.

Según Noyola, Padilla-Rivera, Morgan-Sagastume, Güereca y Hernández-Padilla (2012), el efecto de economía de escala se reduciría a partir de capacidades de PTAR de más de 10 L/s (864 m³/d), que quedaría en el límite superior del rango estudiado en esta investigación. En un estudio previo, Centeno y Murillo (2019) identificaron que en Costa Rica más del 70% de las PTARs de instituciones públicas tienen una capacidad inferior a 5.0 L/s, mientras que más del 90% de los proyectos de PTAR tramitados para su construcción a agosto del 2016 entraban en esa misma

categoría. En ese sentido, el fenómeno de sobre-descentralización de los sistemas de tratamiento estaría demandando mayores áreas para su construcción, junto con CC y CO&M más elevados para la población servida.

4.3. Perspectiva de aplicación de las tecnologías evaluadas en Costa Rica

En un estudio previo, Centeno y Murillo (2019) mostraron que en Costa Rica el 57% de las PTARs existentes que son operadas por entes públicos utiliza la tecnología de LAE (capacidad instalada total de 106 L/s), y que este valor asciende a 98% de los sistemas de tratamiento tramitados para su construcción entre el 2011 a agosto de 2016 (tanto para proyectos públicos como privados). En relación a los sistemas anaerobios seguidos de un postratamiento aerobio, su uso es de apenas 8 sistemas en entidades públicas (capacidad instalada total de 22 L/s), siendo los reactores UASB utilizados en solo 2 de esas unidades; y corresponden a apenas 1% de los proyectos tramitados para su construcción entre el 2011 y el 2016 (Centeno y Murillo, 2019). En el caso de los humedales construidos, también conocidos en el país como *biojardineras*, los sistemas operados por entes públicos para esta tecnología son muy escasos y correspondieron a menos del 1% de los proyectos tramitados para su construcción entre el 2011 y el 2016 (Centeno y Murillo, 2019), aunque sí existe registro de su uso en el territorio nacional para el tratamiento de aguas residuales grises a nivel domiciliario (Cubillo y Gómez, 2017). De este modo, con respecto a las tecnologías evaluadas en este trabajo, está claro que la tecnología LAE puede considerarse como totalmente establecida en el país, mientras que los sistemas UASB + FBP y los SD + HFSSH han sido significativamente menos implantados en el país, lo que hace suponer que la experiencia y confianza en ellos sería limitada en la comunidad técnica del país, y esfuerzos adicionales serían necesarios para su consolidación en el país.

En relación al cumplimiento de los estándares de calidad requeridos para el vertido de aguas residuales ordinarias en cuerpos de agua superficial en Costa Rica (DE-33601-S-Minae, 2007), existe suficiente evidencia científica para garantizar que las tecnologías evaluadas en este trabajo cumplirían con esos límites en caso de que los sistemas sean adecuadamente diseñados, construidos y operados. En el caso de los sistemas LAE, su uso tan extendido en el país demuestra que la comunidad técnica nacional confía en esta tecnología y no duda de que ella cumple con los límites de vertido vigentes. Para el caso de los sistemas SD + HFSSH, considerados una tecnología consolidada a nivel internacional, existen numerosas referencias que demuestran su aplicabilidad para cumplir con requisitos de tratamiento secundario más estrictos que los existentes en Costa Rica (por ejemplo de Estados Unidos o de países Europeos) (Crites y Tchobanoglous, 1998; Metcalf y Eddy, 2003; Kadlec y Wallace, 2009; Vymazal y Kropfelová, 2008; Qasim, SR. y Zhu, 2018). En relación con los sistemas UASB + FBP rellenos con espuma de poliuretano, se trata de una tecnología más reciente, con reportes en la literatura de aplicaciones en escala piloto o plena en países de Asia (Mahmoud, M., Tawfik, A. y El-Gohary, F., 2011; Nurmiyanto y Ohashi, 2019; Tandukar et al., 2005; Tawfik, A., Ohashi, A. y Harada, H., 2006) y en Brasil (Almeida et al., 2009; Cherricharo, C. A. L. y Almeida, P. G. S., 2011; Almeida, P. G. S., Marcus, A. K., Rittmann, B. E. y

Chernicharo, C. A. L., 2013; Bressani-Ribeiro et al., 2017; Bressani-Ribeiro et al., 2018). Según esos estudios, esta tecnología cumpliría con los requisitos de calidad de tratamiento secundario y podría incluso permitir un efluente parcialmente nitrificado (no requerido según la reglamentación vigente en Costa Rica).

En el caso de Costa Rica, aunque algunos estudios experimentales destacan el potencial para la aplicación de esas tecnologías en el tratamiento de las aguas residuales ordinarias en el país (Pérez S. R., Alfaro C. C., Sasa M. J. y Agüero P. J., 2013; Solís Morales, 2018), los esfuerzos han sido escasos y desarticulados. En ese sentido, más investigación aplicada complementada con una transferencia del conocimiento efectiva hacia los prestadores de servicios es fundamental para promover el desarrollo de estas alternativas tecnológicas; con el fin de promover un saneamiento universal y sostenible a un menor costo para el usuario y para la sociedad. Adicionalmente, una ampliación de este estudio, por medio de la inclusión de más tecnologías y para PTARs de mayor capacidad, es deseable para futuras investigaciones.

4. CONCLUSIONES

Este estudio permitió comparar tres tecnologías con características muy distintas y con potencial de ser utilizadas en Costa Rica para cumplir con los requisitos de calidad de vertido a cuerpo de agua (DE-33601-S-Minae, 2007). Se compararon aspectos de demanda de área (DA), costos de construcción (CC), costos de operación y mantenimiento (CO&M), consumo/producción de energía y producción de lodo. El sistema de humedal construido (SD + HFSSH), aunque tiene la mayor demanda de área, presentó los menores CC y C&OM. El sistema más compacto resultó ser el de LAE, seguido por el UASB + FBP. En relación a los CC, el sistema UASB + FBP fue más económico que la tecnología LAE. De manera similar, el CO&M del sistema LAE fue de 50 a 100% superior al del UASB + FBP, además de que esta última tecnología permitiría la valorización energética del biogás generado (electricidad o calor).

Por otro lado, el estudio también permitió verificar que el efecto de economía de escala a nivel de DA, CC y CO&M fue significativo para las tres tecnologías evaluadas. Por lo tanto, independientemente de la tecnología empleada, sistemas muy pequeños deben ser evitados para no aumentar el costo percibido por el usuario innecesariamente.

Por último, para promover el desarrollo de tecnologías de saneamiento más sostenibles que impliquen un costo menor para el usuario y cumplan con la reglamentación vigente es necesario reforzar la investigación en el país en opciones tecnológicas alternativas a las existentes, de modo a generar conocimiento autóctono que pueda ser transferido hacia la comunidad técnica nacional. Al mismo tiempo, una mejor coordinación es necesaria dentro de las esferas técnicas del país, desde la academia hasta los prestadores de servicios de saneamiento (públicos y privados), que oriente hacia una toma de decisiones sobre la escala y la tecnología de tratamiento más sostenible, alimentada por las experiencias recientes que han resultado exitosas en países con condiciones similares.

REFERENCIAS

- Almeida, P. G. S., Chernicharo, C. A. L. y Souza, C. L. (2009). Development of Compact UASB/Trickling Filter Systems for Treating Domestic Wastewater in Small Communities in Brazil. *Water Science and Technology*, 59(7), 1431–1439. <https://doi.org/10.2166/wst.2009.094>
- Almeida, P. G. S., Marcus, A. K., Rittmann, B. E. y Chernicharo, C. A. L. (2013). Performance of Plastic- and Sponge-based Trickling Filters Treating Effluents from an UASB Reactor. *Water Science and Technology*, 67(5), 1034–1042. <https://doi.org/10.2166/wst.2013.658>
- Andreoli, C., Von Sperling, M. y Fernandes, F. (2014). *Lodo de Esgotos: Tratamento e Disposição Final*. (E. UFMG, Ed.) (2da ed.). Belo Horizonte, Brasil.
- AYA (Instituto Costarricense de Acueductos y Alcantarillados), MINAE (Ministerio de Ambiente y Energía) y MINSa (Ministerio de Salud). *Política Nacional de Saneamiento en Aguas Residuales* (2016). San José.
- Batstone, D. J., Hülsen, T., Mehta, C. M., Keller, J., Hülsen, T., Mehta, C. M. y Keller, J. (2015). Platforms for Energy and Nutrient Recovery from Domestic Wastewater: A review. *Chemosphere*, 140, 2–11. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.10.021>
- Batstone, Damien John y Virdis, B. (2014). The Role of Anaerobic Digestion in the Emerging Energy Economy. *Current Opinion in Biotechnology*, 27, 142–149. <https://doi.org/10.1016/j.copbio.2014.01.013>
- Bressani-Ribeiro, T., Almeida, P. G. S., Volcke, E. I. P. y Chernicharo, C. A. L. (2018). Trickling Filters Following Anaerobic Sewage Treatment: State of the Art and Perspectives. *Environmental Science: Water Research and Technology*, 4(11), 1721–1738. <https://doi.org/10.1039/c8ew00330k>
- Bressani-Ribeiro, T., Brandt, E. M. F., Gutierrez, K. G., Díaz, C. A., Garcia, G. B. y Chernicharo, C. A. L. (2017). Potential of Resource Recovery in UASB/Trickling Filter Systems Treating Domestic Sewage in Developing Countries. *Water Science and Technology*, 75(7), 1659–1666. <https://doi.org/10.2166/wst.2017.038>
- Centeno M., E. y Murillo M., A. (2019). Tipología de las tecnologías de tratamiento de aguas residuales ordinarias instaladas en Costa Rica. *Revista de Ciencias Ambientales*, 53(2), 97–110. <https://doi.org/10.15359/rca.53-2.5>
- Centeno M., E., Rodríguez C., D. y Ugalde H., J. L. (2018). Evaluación de una planta piloto para el tratamiento de aguas residuales ordinarias por medio de un filtro percolador con relleno de esponjas colgantes de flujo descendente (DHS) como postratamiento de un efluente de sedimentador primario. *Ingeniería*, 28(1), 60–79. <https://doi.org/10.15517/RI.V28I1.30931>
- Chernicharo, C. A. L. (2016). *Reactores anaeróbios*. (E. UFMG, Ed.) (Segunda Ed). Belo Horizonte, Brasil.
- Chernicharo, C. A. L. y Almeida, P. G. S. (2011). Feasibility of UASB/Trickling Filter Systems Without Final Clarifiers for the Treatment of Domestic Wastewater in Small Communities in Brazil. *Water Science and Technology*, 64(6), 1347–1354. <https://doi.org/10.2166/wst.2011.389>
- Chernicharo, C. A. L., Brandt, E. M. F., Bressani-Ribeiro, T., Melo, V. R., Bianchetti, F. J., Motafilho, C. R. y McAdam, E. (2017). Development of a Tool for Improving the Management of Gaseous Emissions in UASB-Based Sewage Treatment Plants. *Water Practice and Technology*, 12(4), 917–926. <https://doi.org/10.2166/wpt.2017.097>
- Crites, R. W. y Tchobanoglous, G. (1998). *Small and Decentralized Wastewater Management Systems*. McGrawHill Series in Water Resources and Environmental Engineering.
- Cubillo Paniagua, M. F. y Gómez Solís, W. (2017). Biojardineras como alternativas para el tratamiento de aguas residuales: experiencia en cinco biojardineras en las comunidades de Barra Honda y La Vigía de Nicoya, Guanacaste 1. *Universidad En Diálogo: Revista de Extensión*, 7(1), 69. <https://doi.org/10.15359/udre.7-1.4>
- DE-33601-S-Minae. (2007). Reglamento de vertido y reuso de aguas residuales, 56.
- DE-39316-S. (2015). Reglamento para el manejo y disposición final de lodos y biosólidos, 21.
- DE-39887-S-Minae. (2016). Reglamento de Aprobación de sistemas de tratamiento de aguas residuales, 27.
- Friedler, E. y Pisanty, E. (2006). Effects of Design Flow and Treatment Level on Construction and Operation Costs of Municipal Wastewater Treatment Plants and their Implications on Policy Making. *Water Research*, 40(20), 3751–3758. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2006.08.015>

- Gautam, S., Ahmed, S., Dhingra, A. y Fatima, Z. (2017). Cost-Effective Treatment Technology for Small Size Sewage Treatment Plants in India. *Journal of Scientific and Industrial Research*, 76(April), 249–254.
- González, A., Riba, J. R., Puig, R. y Navarro, P. (2015). Review of Micro- and Small-Scale Technologies to Produce Electricity and Heat from Mediterranean Forests' Wood Chips. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 43, 143–155. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2014.11.013>
- Guo, T., Englehardt, J. y Wu, T. (2014). Review of cost versus scale: Water and Wastewater Treatment and Reuse Processes. *Water Science and Technology*, 69(2), 223–234. <https://doi.org/10.2166/wst.2013.734>
- Helal, A., Ghoneim, W. y Halaby, A. (2013). Feasibility Study for Self-Sustained Wastewater Treatment Plants—Using Biogas CHP Fuel Cell, Micro-Turbine, PV and Wind Turbine Systems. *Smart Grid and Renewable Energy*, 04(May), 227–235. <https://doi.org/10.4236/sgre.2013.42028>
- Hernández, M., A. (2015). *Depuración y desinfección de aguas residuales* (6th ed.). Madrid: Colegio de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos.
- Kadlec, R. y Wallace, S. (2009). *Treatment Wetlands* (2nd ed.). Florida, Estados Unidos: CRC Press.
- Lema, J. y Suarez, M., S. (2017). *Innovative Wastewater Treatment & Resource Recovery Technologies*. London: IWA Publishing.
- Lettinga, G. (2005). The Anaerobic Treatment Approach Towards a More Sustainable and Robust Environmental Protection. *Water Science and Technology*, 52(1–2), 1–11.
- Lobato, L. C. S., Chernicharo, C. A. L. y Souza, C. L. (2012). Estimates of Methane Loss and Energy Recovery Potential in Anaerobic Reactors Treating Domestic Wastewater. *Water Science and Technology*, 66(12), 2745–2753. <https://doi.org/10.2166/wst.2012.514>
- Mahmoud, M., Tawfik, A. y El-Gohary, F. (2011). Use of Down-Flow Hanging Sponge (DHS) Reactor as a Promising Post-Treatment System for Municipal Wastewater. *Chemical Engineering Journal*, 168(2), 535–543. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2011.01.019>
- McCarty, P. L., Bae, J. y Kim, J. (2011). Domestic Wastewater Treatment as a Net Energy Producer - Can this be Achieved? *Environmental Science & Technology*, 45(17), 7100–7106. <https://doi.org/10.1021/es2014264>
- Metcalf y Eddy. (2003). *Wastewater engineering : treatment and reuse* (4th ed.). New York: McGrawHill
- Metcalf y Eddy. (2014). *Wastewater engineering : treatment and resource recovery* (5th ed.). New York: McGrawHill.
- Moncayo Romero, G. (2013). *Biodigestores - Manual Práctico de Diseño*. Quito: Aqua limpia Beraten de Ingenieure.
- Mora Alvarado, D. y Portuguese B., C. F. (2019). *Agua para consumo humano por provincias y saneamiento por regiones manejados en forma segura en zonas urbanas y rurales de Costa Rica al 2018*. San José, Costa Rica: Instituto Costarricense de Acueductos y Alcantarillados AYA.
- Noyola A., Morgan J., G. L. (2013). *Selección de tecnologías para el tratamiento de aguas residuales municipales*. (UNAM, Ed.). México DF.
- Noyola, A., Padilla-Rivera, A., Morgan-Sagastume, J. M., Güereca, L. P. y Hernández-Padilla, F. (2012). Typology of Municipal Wastewater Treatment Technologies in Latin America. *Clean - Soil, Air, Water*, 40(9), 926–932. <https://doi.org/10.1002/clen.201100707>
- Nurmiyanto, A. y Ohashi, A. (2019). Downflow Hanging Sponge (DHS) Reactor for Wastewater Treatment - A Short Review. *MATEC Web of Conferences*, 280, 05004. <https://doi.org/10.1051/mateconf/201928005004>
- PEN. (2015). 16. Armonía con la naturaleza. *Informe del Estado de la Nación XX*, 175–230. San José, Costa Rica.
- Pérez, S., R., Alfaro, C., C., Sasa Marín, J. y Agüero, P., J. (2013). Evaluacion del funcionamiento de un sistema alternativo de humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales. *Uniciencia*, 27(1), 332–340.
- Possetti, G. R. C., Rietow, J., Gomes da Costa, F., Wagner, L., Lobato, L., Bressani, T., ... Chernicharo, C. A. L. de L. (2018). Contribuição para o aprimoramento de projeto, construção e operação de reatores UASB aplicados ao tratamento de esgoto sanitário - Parte 5: Biogas e emissões fugitivas de metano. *Revista DAE*, 66(214), 90–108. <https://doi.org/10.1177/1087057111414894>
- Qasim, SR. y Zhu, G. (2018). *Wastewater Treatment and Reuse Theory and Design Examples*. Florida: CRC Press.

- Salas, Q., D., Zapata, M. y Guerrero, E., J. (2007). Modelo de costos para el tratamiento de las aguas residuales en la región. *Scientia et Technica*, 5(37), 591–596.
- Solís, M., K. (2018). *Evaluación de un modelo a escala de biomasa suspendida por medio de esponjas colgantes de flujo descendente (DHS) como postratamiento de un reactor anaeróbico de flujo ascendente (UASB)*. (Tesis de Licenciatura en Ingeniería Civil) Universidad de Costa Rica, San José.
- Souza, C. L., Chernicharo, C. A. L. y Aquino, S. F. (2011). Quantification of dissolved methane in UASB reactors treating domestic wastewater under different operating conditions. *Water Science and Technology*, 64(11), 2259–2264. <https://doi.org/10.2166/wst.2011.695>
- Tandukar, M., Machdar, I., Uemura, S., Ohashi, A. y Harada, H. (2006). Potential of a Combination of UASB and DHS Reactor as a Novel Sewage Treatment System for Developing Countries: Long-term evaluation. *Journal of Environmental Engineering*, 132(2), 166–172. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(2006\)132:2\(166\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(2006)132:2(166))
- Tandukar, M., Uemura, S., Machdar, I., Ohashi, A. y Harada, H. (2005). A Low-Cost Municipal Sewage Treatment System with a Combination of UASB and the “Fourth-Generation” Downflow Hanging Sponge Reactors. *Water Science and Technology*, 52(1–2), 323–329.
- Tawfik, A., Ohashi, A. y Harada, H. (2006). Sewage Treatment in a Combined Up-Flow Anaerobic Sludge Blanket (UASB)-Down-Flow Hanging Sponge (DHS) System. *Biochemical Engineering Journal*. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2005.11.018>
- Tribe, M. A. y Alpine, R. L. W. (1986). Scale Economies and the “0.6 Rule.” *Engineering Costs and Production Economics*, 10, 271–278. [https://doi.org/10.1016/S0167-188X\(86\)80025-8](https://doi.org/10.1016/S0167-188X(86)80025-8)
- Tsagarakis, K. P., Mara, D. D. y Angelakis, A. N. (2003). Application of cost criteria for selection of municipal wastewater treatment systems. *Water, Air, and Soil Pollution*, 142(1–4), 187–210. <https://doi.org/10.1023/A:1022032232487>
- UN WATER. (2017). *Informe Mundial de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos 2017. Aguas residuales, el recurso desaprovechado*. (UNESCO, Ed.). París, Francia.
- Universidad de Yale. (2014). Environmental Performance Index. Tomado de: <https://epi.envirocenter.yale.edu/epi-topline>, consultado el 26 de octubre de 2019
- von Sperling, M. (1996). Comparison Among the Most Frequently Used Systems for Wastewater Treatment in Developing Countries. *Water Science and Technology*, 33(3), 59–72. [https://doi.org/10.1016/0273-1223\(96\)00301-0](https://doi.org/10.1016/0273-1223(96)00301-0)
- von Sperling, M. (2014a). *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos* (4th ed.). Belo Horizonte, Brasil: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. UFMG.
- von Sperling, M. (2014b). *Lodos Ativados. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias* (4ta ed.). Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. UFMG.
- Vymazal, J. y Kropfelová, L. (2008). *Wastewater Treatment in Constructed Wetlands with Horizontal Sub-Surface Flow* (1st ed.). Praga, República Checa: Springer.
- WEF. (2010). *Design of Municipal Wastewater Treatment Plants*. WEF Manual of Practice No. 8. New York: McGraw-Hill Education.
- WEF. (2017). *Design of Water Resource Recovery Facilities* (6ta ed.). New York: McGraw-Hill Education.