

Co-tratamiento de los Lodos Fecales en Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales Municipales

Carlos M. López-Vázquez, Bipin Dangol,
Christine M. Hooijmans y Damir Brdjanovic

Objetivos de aprendizaje

- Entender la capacidad de la materia orgánica y los compuestos de nitrógeno presentes en lodos fecales (LF) a biodegradarse y fraccionarse.
- Conocer los principios, consideraciones claves y potenciales impactos del co-tratamiento de LF en sistemas de tratamiento de aguas servidas basados en alcantarillados.
- Aprender a determinar los volúmenes de LF que pueden ser co-tratados eficazmente en estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR).
- Comprender las posibles consecuencias negativas del co-tratamiento de LF en sistemas de tratamiento de aguas servidas.

9.1 INTRODUCCIÓN

El uso de tecnologías descentralizadas de saneamiento puede ser una solución sostenible para alcanzar las metas de saneamiento en una cadena de servicio de manejo de lodos fecales (MLF), siempre y cuando los lodos fecales (LF) de estos sistemas sean recolectados, transportados, tratados y luego utilizados para la recuperación de recursos o desechados de manera segura. Una posibilidad para lograr esto es su tratamiento junto con las aguas servidas en estaciones depuradoras (“co-tratamiento”). Sin embargo, es conocido ampliamente que la mayoría de las EDAR en países de bajos ingresos han fracasado y el indebido co-tratamiento de LF ha incluso causado algunos de estos colapsos. Por lo tanto, el objetivo de este capítulo es ilustrar a través del modelado matemático de una EDAR cómo suceden estos colapsos y las extremas dificultades del co-tratamiento que se deben enfrentar para prevenirlos. En primer lugar, este capítulo analiza los procesos de lodos activados y luego las tecnologías anaeróbicas, incluyendo los reactores anaeróbicos de flujo ascendente (UASB, por sus siglas en inglés), digestores y lagunas. (El co-tratamiento en lagunas también es considerado en el Capítulo 5.)

En este capítulo, se demostrará que el co-tratamiento de LF junto con aguas servidas no es recomendable en la gran mayoría de los casos en países de bajos ingresos. Si se desea desarrollar alguna alternativa de co-manejo, sería potencialmente mejor combinar los LF con los lodos generados en el tratamiento de aguas servidas. Esto permitiría la recuperación de recursos (Capítulo 10) y la parcial financiación autónoma del MLF. Las herramientas presentadas en este capítulo servirán para evaluar las EDAR existentes o en proceso de diseño.

Cabe mencionar que la descarga de LF en alcantarillados debe ser regulada cuidadosamente y evitada. Su mayor contenido de sólidos (Capítulo 2) puede ocasionar graves problemas operativos, como la sedimentación de sólidos y el taponamiento de alcantarillados. Esto se debe mayormente a los diámetros y pendientes de los alcantarillados, que son diseñados para el transporte de aguas servidas municipales que contienen típicamente solo de 250 a 600 mg TSS/L (Henze *et al.*, 2008) y no los 12.000 a 52.500 mg TSS/L presentes en LF (Tabla 2.3). Por lo tanto, uno de los primeros pasos en el diseño de un sistema de co-tratamiento es determinar cómo transportar los LF a la EDAR y cómo agregarlos al flujo afluente.

En general, las EDAR no son diseñadas para la descarga de LF y alteraciones en el proceso y fallos son frecuentemente observados. Los problemas más comunes con el co-tratamiento de los LF en EDAR incluyen el deterioro de la calidad del efluente tratado, la sobrecarga de los tanques y la aireación inadecuada (Andreadakis, 1992; Al-sa'ed y Hithnawi, 2006; Heinss y Strauss, 1999; Strauss *et al.*, 2000; Chaggu, 2004; Harrison y Moffe, 2003; López-Vázquez, 2008; Lake, 2010; Lake *et al.*, 2011; Wilson y Harrison, 2012; Still y Foxon, 2012).

A pesar de los posibles problemas operativos, ciertas pautas indican que volúmenes bajos o moderados de LF pueden ser Co-Tratados en EDAR municipales (ATV, 1985; USEPA, 1984, 1994). La EPA de EE.UU dice que hasta un 3,6 % de la capacidad máxima del diseño de una estación puede consistir en LF (p.ej., de pozos sépticos) (EPA, 1994). Sin embargo, estas recomendaciones se basan en la demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5), lo que no toma en cuenta el contenido orgánico e inorgánico total presente en los LF, ni tampoco provee la información relevante sobre las diferentes fracciones biodegradables (Henze y Comeau, 2008). Más bien, se recomienda usar medidas de la demanda química de oxígeno (DQO), ya que esta puede subdividirse en fracciones orgánicas útiles para evaluar el diseño y el rendimiento de los procesos de tratamiento biológico de aguas servidas. Este capítulo analiza el impacto del co-tratamiento de LF en EDAR municipales, según la dilución de los LF y el fraccionamiento de DQO y nitrógeno. Se recomienda este enfoque para evaluar la factibilidad de co-tratamiento, sin alterar o deteriorar cualquier proceso.

9.2 BIODEGRADABILIDAD Y FRACCIONAMIENTO DE LODOS FECALES

9.2.1 Proporciones de caracterización

Al evaluar las características de los LF para determinar su potencial de co-tratamiento, además de los parámetros clásicos como de DQO, DBO_5 y TSS, las proporciones entre estos parámetros también aportan una información útil. Las relaciones entre estos parámetros en LF de inodoros públicos y tanques sépticos son presentadas en la Tabla 9.1.

Los rangos de valores en la Tabla 9.1 son muy amplios y, por lo tanto, solo dan una estimación muy general del potencial para biodegradarse. También estas proporciones deben ser usadas con precaución. Comparado con los valores comunes observados en aguas servidas, estos valores sugerirían que los LF no son fácilmente biodegradables. Las bajas proporciones de VSS a TSS indican un contenido inorgánico de un 23 a 50 %. La proporción de DQO/ DBO_5 de 5,0 para inodoros públicos indica que los compuestos orgánicos degradables se biodegradarían lentamente. En cambio, las proporciones de DQO a DBO_5 entre 1,43 y 3,0 en los tanques sépticos indicarían que estos lodos son biodegradables, pero muchas veces no es así, ya que los lodos de los pozos sépticos tienen mucho más tiempo de almacenamiento (p.ej., años comparados con días). Esto demuestra la necesidad de desarrollar un método más confiable e informativo para determinar la capacidad para biodegradarse de los LF.

Tabla 9.1 Proporciones de caracterización para los lodos fecales de inodoros públicos y tanques sépticos, para evaluar la capacidad de biodegradación de los mismos con fines de tratamiento (calculadas a partir de la Tabla 2.3 y adaptadas de Henze *et al.*, 2008).

Proporciones (g/g)	Inodoros públicos	Tanques sépticos	Aguas servidas municipales de dilución media
VSS:TSS	0,65 a 0,68	0,50 a 0,73	0,60 a 0,80
DQO:DBO ₅	5,0	1,43 a 3,0	2,0 a 2,5
DQO:TKN	0,10	1,2 a 7,8	8 a 12
DBO ₅ :TKN	2,2	0,84 a 2,6	4 a 6
DQO:TP	109	8,0 a 52	35 a 45
DBO ₅ :TP	17	5,6 a 17,3	15 a 20

Las proporciones del contenido orgánico a nitrógeno también indican que las concentraciones orgánicas no son suficientes para eliminar el nitrógeno mediante la desnitrificación (Henze y Comeau, 2008). Los LF solo deben considerarse para un co-tratamiento en procesos que incluyen la eliminación de nitrógeno si las aguas servidas afluentes tienen altas relaciones de DQO:TKN o DBO₅:TKN (a saber, 12 a 16 y 6 a 8, respectivamente). Por su parte, los cocientes relativamente altos de DQO:TP y DBO₅:TP sugieren que, en general, hay suficiente materia orgánica para una eliminación biológica del fósforo.

9.2.2 Biodegradabilidad y fraccionamiento

El fraccionamiento es la separación de la materia orgánica en segmentos, según su biodegradabilidad y sus propiedades físico-químicas. Muchas veces, se mide la (bio) degradabilidad con DBO₅. Sin embargo, este método tiene sus limitaciones como la determinación incompleta de todas las sustancias orgánicas, debido a que la fracción no biodegradable no puede determinarse por esta técnica analítica, como resaltan Roeleveld y van Loosdrecht (2002) y Henze y Comeau (2008). Por lo tanto, es preferible usar el DQO para evaluar la materia orgánica para el diseño, control, monitoreo y en el modelado matemático de los procesos de tratamiento de aguas servidas. Las ventajas de DQO sobre DBO₅ incluyen: (a) la velocidad del análisis (p.ej., horas comparadas a 5 días), (b) una información más útil y detallada sobre todas las sustancias orgánicas degradables y no degradables y (c) el potencial para cerrar el balance de sustancias orgánicas (basado en la DQO). De los dos métodos para la determinación analítica de DQO, se prefiere el método de dicromato, ya que en el método de permanganato no se oxidan totalmente todos los compuestos orgánicos (Henze y Comeau, 2008).

La fracción biodegradable puede dividirse entre compuestos que se degradan rápida o lentamente. Las sustancias orgánicas que se degradan de forma rápida se supone que son moléculas pequeñas que pueden disolverse en el agua y pueden ser consumidas de forma veloz (p.ej., ácidos grasos volátiles y carbohidratos de bajo peso molecular). Las sustancias orgánicas que se degradan lentamente son consideradas como más complejas y requieren una descomposición extracelular antes de su asimilación y utilización por los microorganismos (Dold *et al.*, 1980). Se supone que estos compuestos son partículas coloidales que también pueden separarse de manera físico-química (p.ej., coagulación-floculación y sedimentación).

Las fracciones no biodegradables, también llamadas inertes, no se degradan o se degradan tan lentamente que no son transformados durante su transporte en un alcantarillado o en su tiempo de detención en una EDAR. También se divide aún más entre las sustancias orgánicas solubles y las sustancias orgánicas en forma de partículas. Se supone que estas partículas pueden ser retiradas mediante la separación física (p.ej., sedimentación), pero las sustancias orgánicas no biodegradables solubles, no pueden quitarse ni por métodos biológicos ni por métodos físico-químicos. Por lo tanto, cuando las sustancias orgánicas no biodegradables solubles están presentes en las aguas servidas, estas pasan a través de las EDAR con las mismas concentraciones afluentes y efluentes (Ekama, 2008). En los sistemas de tratamiento de aguas servidas, las sustancias orgánicas no biodegradables solubles tienen un gran impacto sobre la calidad del efluente y así mismo las partículas orgánicas no biodegradables sobre la acumulación de sólidos.

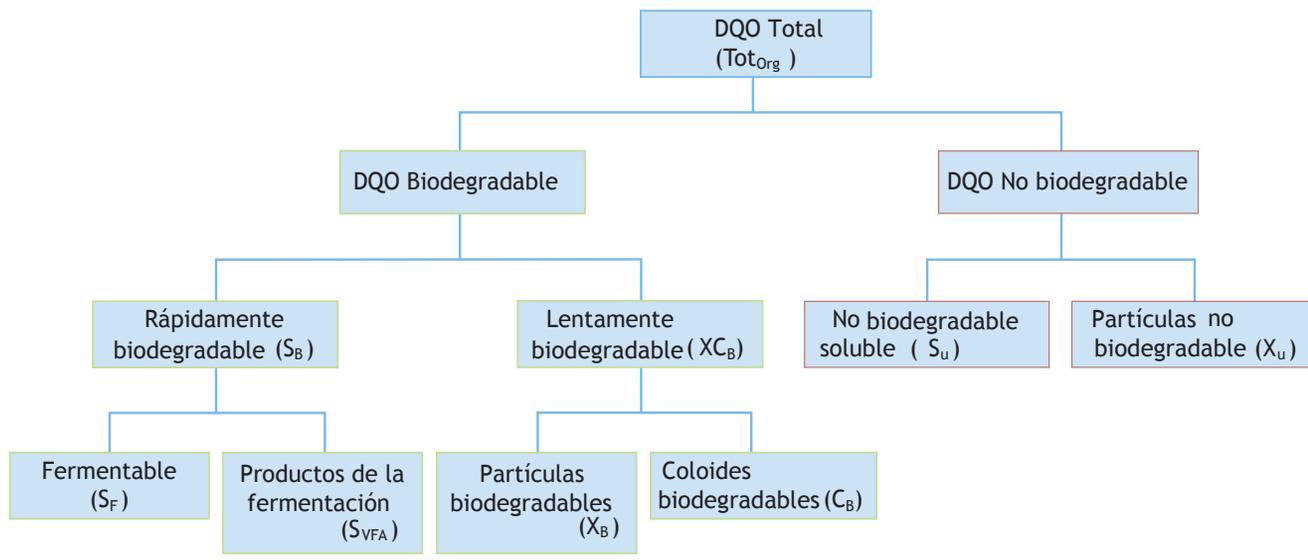


Figura 9.1 Diagrama del fraccionamiento de la materia orgánica (DQO) (adaptado de Melcer, 2003 y Corominas *et al.*, 2010).

Es importante subrayar que los compuestos orgánicos contienen diferentes componentes de carbono, nitrógeno y fósforo. Es preferible determinar y expresar los componentes carbonados en función de DQO, dadas las ventajas de esta técnica analítica sobre las otras. En la Figura 9.1., se indica las diferentes fracciones de DQO entre los compuestos orgánicos, junto con las abreviaciones comunes para cada fracción (Corominas *et al.*, 2010):

- X = Partículas
- S = Soluble
- C = Coloidal
- B = Biodegradable
- U = No Biodegradable
- F = Fermentable
- VFA = Productos de la fermentación

Por lo tanto, el total de materia orgánica presente en las aguas servidas podemos expresar como la suma de las diferentes fracciones biodegradables y no biodegradables del DQO (Ecuación 9.1):

Ecuación 9.1: $Tot_{Org} = S_F + S_{VFA} + X_B + C_B + X_U + S_U$ (mg DQO/L)

Reconociendo que el nitrógeno orgánico es el contenido nitrogenado de los diferentes grupos de compuestos orgánicos y, agregando los otros compuestos nitrogenados inorgánicos (como amoníaco, nitritos y nitratos), los compuestos nitrogenados pueden también fraccionarse de la siguiente manera (Figura 9.2):

- Tot_N = Nitrógeno Kjeldahl total (TKN)
- Tot_{Ig,N} = Nitrógeno inorgánico total
- Tot_{Org,N} = Nitrógeno orgánico total
- NH_X = Amoníaco libre y salino total
- NO_X = Suma de nitritos y nitratos total
- Tot_{Org,B,N} = Nitrógeno orgánico biodegradable total
- Tot_{Org,U,N} = Nitrógeno orgánico no biodegradable total

El nitrógeno orgánico puede dividirse en fracciones similares a los de DQO, ya que el nitrógeno es otro componente de las mismas sustancias orgánicas. De esta manera, los compuestos orgánicos nitrogenados biodegradables se dividen en partículas biodegradables (X_{CB,N}), las cuales (bio)degradan más despacio, y las sustancias biodegradables solubles (S_{B,N}) que se biodegradan más fácilmente.

El nitrógeno no biodegradable que es fijado orgánicamente comprende fracciones de partículas no biodegradables y sustancias no biodegradables solubles ($X_{U,N}$ y $S_{U,N}$, respectivamente). Ya que estos grupos de sustancias orgánicas que no se degradan y permanecen sin afectarse por los procesos biológicos, quedan intactos, manteniendo la composición y características del nitrógeno (además de la DQO y el fósforo). Por lo tanto, en una EDAR, las $X_{U,N}$ se acumulan en el sistema y se agregan a la masa de lodos, mientras las $S_{U,N}$ salen de la estación en el efluente sin sedimentarse y tampoco son eliminadas biológicamente. Entonces, la DQO no biodegradable y el nitrógeno orgánico son simplemente la DQO y el contenido nitrogenado de las sustancias orgánicas no biodegradables.

Por lo tanto, Tot_N puede expresarse como una suma (Ecuación 9.2):

Ecuación 9.2: $Tot_N = S_{NHx} + S_{NOx} + X_{CB,N} + S_{B,N} + X_{U,N} + S_{U,N}$ (mg N/L)

Además de los compuestos orgánicos y los compuestos nitrogenados, las aguas servidas también contienen sólidos suspendidos inorgánicos (ISS) como parte de los sólidos suspendidos totales (Tabla 2.3). Las bacterias son capaces de consumir pequeñas cantidades de ISS como micronutrientes para su crecimiento celular (p.ej., magnesio, potasio y compuestos de calcio), aunque no son considerados biodegradables. Como consecuencia, los ISS suelen acumularse en el tratamiento de aguas servidas en proporción al tiempo de retención de los sólidos (SRT) (Ekama, 2008).

9.2.3 Dilución de los lodos fecales

Los LF pueden clasificarse como digeridos o frescos y de dilución alta, media y baja, según la DQO y el Nitrógeno total (TN; Dangol, 2013; Hooijmans *et al.*, 2013). Los valores en la Tabla 9.2 fueron definidos por Dangol (2013) y Hooijmans *et al.* (2013) con fines de un modelado basado en valores reportados en la literatura (Koné y Strauss, 2004; Heinss *et al.*, 1998; Elmitwalli *et al.*, 2006; Luostarinen *et al.*, 2007; Henze y Comeau, 2008; Halalshah *et al.*, 2011; Ingallinella *et al.*, 2002).

El fraccionamiento de las aguas servidas en las EDAR ha sido estudiado desde el inicio del modelado matemático, en sistemas de lodos activados y existen muchos ejemplos de esto en la literatura (Ekama *et al.*, 1986; Henze *et al.*, 1987). A diferencia, el fraccionamiento de LF no es fácil de encontrar en la literatura y algunos ejemplos están reportados en la Tabla 9.3. Es interesante notar que dos grupos distintos pueden identificarse independientemente de su dilución: los LF frescos con una mayor proporción de sustancias orgánicas biodegradables (hasta el 81 % del total de DQO) y los LF añejos con una baja proporción de sustancias orgánicas biodegradables (de alrededor del 43 %). Como consecuencia, el segundo es más digerido y contiene cerca del 57 % de sustancias orgánicas no biodegradables.

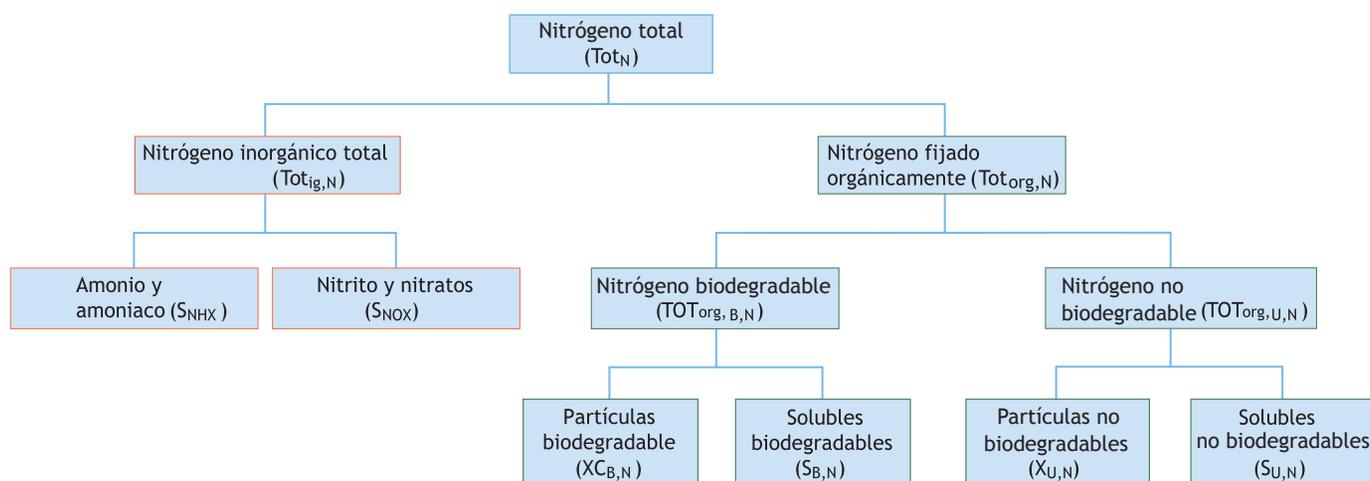


Figura 9.2 Diagrama de fraccionamiento del nitrógeno (adaptado de Melcer, 2003 y Corominas *et al.*, 2010).

Tabla 9.2 Concentraciones definidas para DQO, TN y TSS en lodos fecales frescos y digeridos de dilución baja, media y alta. (Dangol, 2013; Hooijmans *et al.*, 2013).

Tipo de lodo	Dilución	DQO (mg/L)	N Total (mg/L)	TSS (mg/L)
Fresco	Baja	250.000	5.000	100.000
	Media	65.000	3.400	53.000
	Alta	10.000	2.000	7.000
Digerido	Baja	90.000	1.500	45.000
	Media	45.000	400	25.000
	Alta	3.000	200	1.500

En general, los compuestos orgánicos biodegradables en LF frescos pueden alcanzar hasta el 82 % del DQO total (Tabla 9.3). Las diferencias en los compuestos orgánicos biodegradables pueden explicarse por el tiempo de retención de los LF en el sistema de saneamiento descentralizado. En cortos tiempos de retención (p.ej., varios días en inodoros públicos), no se produce una estabilización significativa, mientras esto se logra en tiempos más largos de retención (p.ej., varios años en pozos sépticos). Elmitwalli *et al.* (2011) estimaron mediante simulaciones matemáticas que, luego de 90 días de acumulación en sistemas descentralizados, las fracciones biodegradables en LF frescos se redujeron de 0,81 a 0,25, mientras que las fracciones no biodegradables aumentaron de 0,19 a 0,75. Esto sugiere la importancia de ajustar las tecnologías de tratamiento a los tipos de lodos, por ejemplo la generación de biogás sería más adecuada con lodos que son vaciados frecuentemente o que son tratados en el mismo lugar. Es interesante notar que los fraccionamientos de DQO de los LF frescos y digeridos no muestran grandes variaciones a pesar de sus diluciones y orígenes. Sin embargo, existen todavía pocos datos y se requiere mayor estudio para tener resultados contundentes.

Dangol (2013) reportó el fraccionamiento de nitrógeno en los LF (Tabla 9.4). El fraccionamiento de nitrógeno en LF frescos y digeridos fue estimado según un enfoque similar al de Ekama (2008) para aguas servidas y al de Lake (2010) para LF de pozos sépticos. Basado en la suposición que los sistemas descentralizados funcionan parcialmente como digestores anaeróbicos (Montangero y Belevi, 2007), la biodegradación de compuestos orgánicos lleva a la producción de compuestos orgánicos fermentables y productos de la fermentación (S_F y S_{VEA} , respectivamente) y a la liberación de compuestos nitrogenados inorgánicos (mayormente NH_4^+ , ya que se observa generalmente un rango de pH de 6 a 8) de la hidrólisis del nitrógeno orgánico (Söttemann *et al.*, 2005). Por lo tanto, la fracción de nitrógeno orgánico biodegradable puede ser considerada junto con el amoníaco libre y salino (FSA) porque se hidroliza rápidamente. Esta suposición se basó en los largos tiempos de retención y altas concentraciones de sólidos y biomasa halladas en algunos sistemas descentralizados (Dangol, 2013).

9.3 CO-TRATAMIENTO EN SISTEMAS DE LODOS ACTIVADOS

9.3.1 Efectos sobre la eficiencia de limpieza y la calidad del efluente

Cuando se tratan LF en EDAR de lodos activados, las concentraciones de DQO y TN en el reactor y en el efluente se aumentan proporcionalmente según los volúmenes y concentraciones de los LF. Además, las concentraciones de DQO y TN solubles y no biodegradables reducirán la calidad del efluente tratado, ya que no pueden ser limpiados por los procesos físico-químicos, ni por los procesos biológicos. De esta manera, los volúmenes afluentes de LF de diluciones medias o bajas deben ser limitados para poder cumplir con los estándares del efluente. Como se muestra en las Figuras 9.3 y 9.4, esto se confirmó mediante un modelado matemático para una EDAR con lodos activados y una eliminación biológica del nitrógeno, con una capacidad para 100.000 personas (20.000 m³/d), y trata aguas servidas municipales de dilución media (Henze *et al.*, 2008; Dangol, 2013). Las concentraciones afluentes de DQO y TN aumentan proporcionalmente a los volúmenes de LF en este afluente, alcanzando las mayores concentraciones con los LF frescos y poco diluidos (Figura 9.3).

Tabla 9.3 El fraccionamiento de DQO en lodos fecales

Origen	DQO Total (mg/L)	XC _b (lento biodegradable)		X _u (partículas no biodegradables)		X _a (bacterias acidogénicas)		S _f (materia orgánica fermentable)		S _{vfa} (ácidos grasos volátiles)		S _u (soluble no biodegradable)		Suma de proporciones biodegradables		
		(mgCOD/L)	Fracción	(mgCOD/L)	Fracción	(mgCOD/L)	Fracción	(mgCOD/L)	Fracción	(mgCOD/L)	Fracción	(mgCOD/L)	Fracción	(mgCOD/L)	Fracción	(mg DQO/L)
Lodos fecales frescos																
Inodoro con succión para aguas negras ¹	10.000	6.940	0,69	1.110	0,11	480	0,05	240	0,02	940	0,09	290	0,03	0,81	0,19	
Inodoro con succión para separación de heces ¹	65.000	42.380	0,65	7.215	0,11	3.120	0,05	2.145	0,03	8.580	0,13	1.560	0,02	0,82	0,18	
Inodoro seco	45.000	31.230	0,69	4.990	0,11	2.160	0,05	1.080	0,02	4.230	0,09	1.310	0,03	0,81	0,19	
Inodoro seco con separación de la orina (UDDT) ¹	200.000	130.400	0,65	22.200	0,11	9.600	0,05	6.600	0,03	26.400	0,13	4.800	0,02	0,82	0,18	
Saco Filtrante ¹	250.000	163.000	0,65	27.750	0,11	12.000	0,05	8.250	0,03	33.000	0,13	6.000	0,02	0,82	0,18	
Inodoro "Bio" con mezcla de aserrín ²			0,80		0,20		-		-		-		-	0,80	0,20	
Proporciones medias			0,69		0,13		0,05		0,03		0,12		0,03	0,81	0,19	
Lodos fecales digeridos³																
Lodos poco diluidos de pozos sépticos ⁴	90.000	34.118	0,38	53.882	0,60			1.176	0,01			824	0,01	0,39	0,61	
Lodos diluidos de pozos sépticos ⁴	6.000	2.235	0,37	3.565	0,59			118	0,02			82	0,01	0,39	0,61	
Lodos de pozos sépticos ⁵	2.186	568	0,26	1.218	0,56			262	0,12			138	0,06	0,38	0,62	
Lodos de pozos sépticos en Jordania en invierno (18,4 °C) ⁶	2.969	1.318	0,44	814	0,27			262	0,16			353	0,12	0,61	0,39	
Lodos de pozos sépticos en Jordania en verano (21,9 °C) ⁶	6.425	615	0,10	2.254	0,35			1.949	0,30			1.607	0,25	0,40	0,60	
Proporciones medias			0,31		0,47			0,13				0,09	0,43	0,57		

¹ Gaillard (2002); Elmitwalli et al. (2006); Luostarinen et al. (2007) ² Lopez-Zavala et al. (2004)

3 Estimación de DQO biodegradable según el protocolo STOWA (Roelveland and van Loosdrecht, 2002) ⁴ Henze et al. (2002) ⁵ Lake (2010) ⁶ Halalishah et al. (2011)

Tabla 9.4 Las proporciones de fraccionamiento del nitrógeno en lodos fecales digeridos (de pozos sépticos) y frescos (Dangol, 2013).

Fracción	Símbolo	LF Digeridos	LF Frescos
Amoniaco libre y salino (FSA)	S_{NH_x}	0,20	0,46
Soluble y biodegradable	$S_{B,N}$	-	-
Partículas biodegradables	$XC_{B,N}$	-	-
Partículas nitrogenadas orgánicas no biodegradables	$X_{U,N}$	0,05	0,01
Nitrógeno soluble orgánico no biodegradable	$S_{U,N}$	0,75	0,53
Nitrógeno total	Tot_N	1,00	1,00

Se confirmó también que las mayores concentraciones de las fracciones solubles y no biodegradables dan lugar a mayores concentraciones de DQO y TN en el efluente (Figura 9.4). Así, las concentraciones de DQO y TN solubles y no biodegradables determinarán el primer límite para los volúmenes permisibles de LF, para poder seguir cumpliendo con los estándares del efluente. Por ejemplo, para cumplir con el requisito que el efluente tenga <100 o 120 mg de DQO/L y <10 mg de TN/L, solamente el 1,75 a 2,0 % del total del afluente podría consistir en LF de dilución media o el 0,75 a 1,0 % en el caso de LF poco diluidos. Sin embargo, si los EDAR carecen de suficiente capacidad excedente (p.ej., en las instalaciones de aeración, almacenamiento, sedimentación y manejo de lodos), los volúmenes permisibles de LF serían probablemente mucho menores, debido a su menor dilución. Por ejemplo, una adición del 1 % (equivalente a 200 m³/d o 40 tanqueros de 5 m³ cada uno) de LF digeridos y muy diluidos (con 3.000 mg DQO/L; Tabla 9.2) resultaría en un aumento en la carga de DQO de 600 kg DQO/d. Esto corresponde a un aumento de 6667 personas (suponiendo que 1 persona genera 90 g DQO/día), lo cual podría causar poco impacto sobre una EDAR con capacidad de 100.000 personas. Sin embargo, una mezcla del 1 % de LF frescos de dilución media o baja podría alcanzar la contribución de unas 144.500 o 555.500 personas, respectivamente, lo que estaría al límite máximo de lo que aún permitiría aparentemente una operación adecuada de la EDAR.

Los LF poco concentrados (p.ej., de letrinas de pozo, con largos tiempos de retención o vaciados infrecuentemente) no tienen los mismos efectos pronunciados, por sus menores concentraciones de DQO y TN no biodegradables. Sin embargo, aún si existe suficiente capacidad excedente respecto a aeración, almacenamiento, sedimentación y manejo de lodos, no se podrá cumplir con los requisitos para el efluente cuando se acerca al 10 % del volumen afluente (lo que equivaldría a un aumento de 66.667 personas y hasta 222.220 personas para LF digeridos y LF frescos, respectivamente). De manera similar, Still y Foxon (2012) recomiendan mantener la proporción de LF a aguas servidas afluentes por debajo de un máximo de 1:10, para evitar que fallen los procesos dentro de las EDAR.

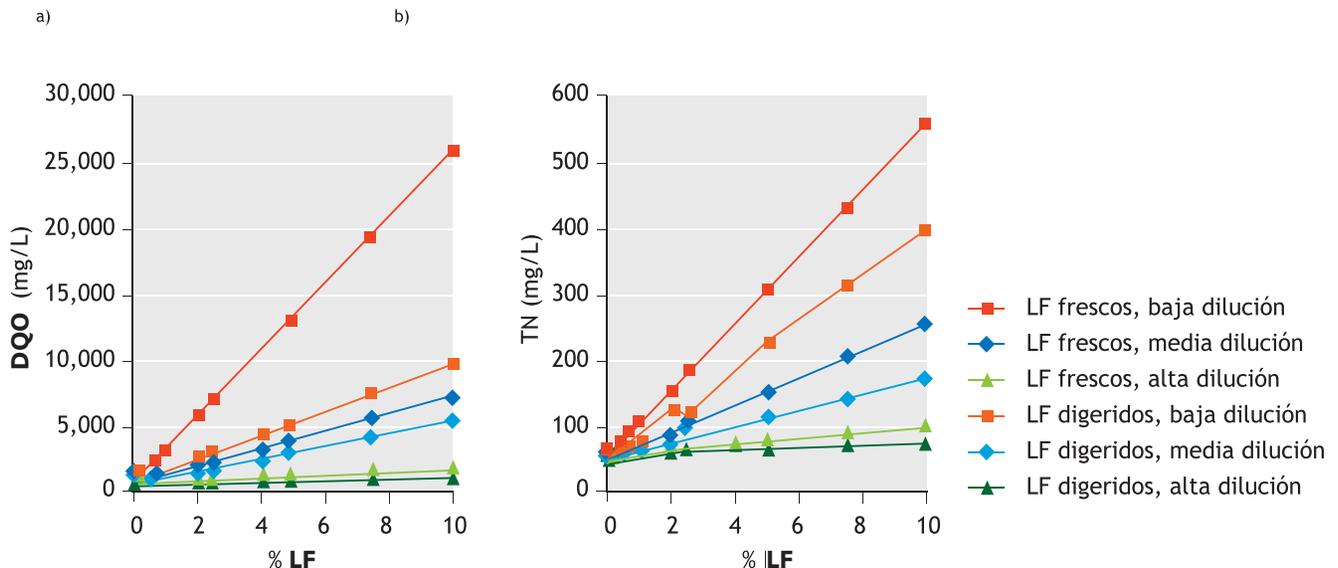


Figura 9.3 Efectos sobre (a) DQO afluente y (b) TN afluente al agregar lodos fecales (%LF) a las aguas servidas municipales afluentes a una EDAR de lodos activados (Dangol, 2013).

9.3.2 Efectos sobre la demanda de oxígeno

Los sistemas de tratamiento aeróbico cuentan con limitadas capacidades de aeración. El co-tratamiento con LF puede ocasionar fuertes aumentos en la demanda de oxígeno, debido a las altas concentraciones de DQO y TN biodegradables en los LF. Los efectos de los LF afluentes son tan altos que pueden aumentar la demanda relativa de oxígeno (ΔFO_{TOT}) 200 %, con solo el 1 % de LF poco diluidos por volumen en el afluente o el 2 % de LF frescos de dilución media (Figura 9.5). Antes del co-tratamiento con LF, es necesario determinar la demanda de oxígeno de los LF para evaluar si la EDAR tiene suficiente capacidad para evitar alteraciones de sus procesos.

9.3.3 Impacto sobre la generación de lodos

La acumulación de sólidos suspendidos totales (TSS) es el parámetro limitante para el co-tratamiento de los LF. Si el aumento excede su máxima capacidad, la EDAR experimentará serios problemas operativos, desde sobrecarga de los tanques de aeración y de sedimentación (con los correspondientes problemas en la separación de sólidos y líquidos) hasta una reducción considerable en la eficiencia de transferencia de oxígeno, que puede dar lugar a insuficiente aeración y condiciones de limitación de oxígeno. Con porcentajes de LF tan bajos como el 0,05 % de LF de dilución media o baja o el 2,5 % de LF muy diluidos, la EDAR se sobrecargaría y se excedería la concentración máxima de 5 kg TSS/m³ recomendada para la operación de tanques de aeración (Metcalf y Eddy, 2003; Figura 9.6).

Además, el aumento en las concentraciones de TSS y de los sólidos suspendidos en el tanque de aeración (MLSS) también genera mayores volúmenes de lodos de desecho. La EDAR tiene que contar con la capacidad suficiente para el manejo de lodos y su disposición o uso final para tratar con los mayores volúmenes de lodos generados, lo que no es frecuentemente el caso (Still y Foxon, 2012). Por ejemplo, con un aumento del 100 % en la generación de lodos (ΔQ_{WAS}), las instalaciones para la gestión de lodos tendrían que duplicar su capacidad para el co-tratamiento de LF, siendo un 10 % (por volumen) de LF muy diluidos, el 1 % LF de dilución media o un 0,5 % LF poco diluidos (Dangol, 2013; Figura 9.7).

9.3.4 Impacto sobre la necesidad de aeración

La incrementada acumulación de sólidos con el co-tratamiento de LF puede también dar lugar a una reducción en la eficiencia de transferencia de oxígeno. Esto aumentará aún más los requisitos de aeración y reducirá la capacidad de aeración de la EDAR. Si se excede la capacidad de aeración, esto conducirá a condiciones de limitación de oxígeno, la creación de zonas poco oxigenadas y serios problemas operativos. Si el afluente

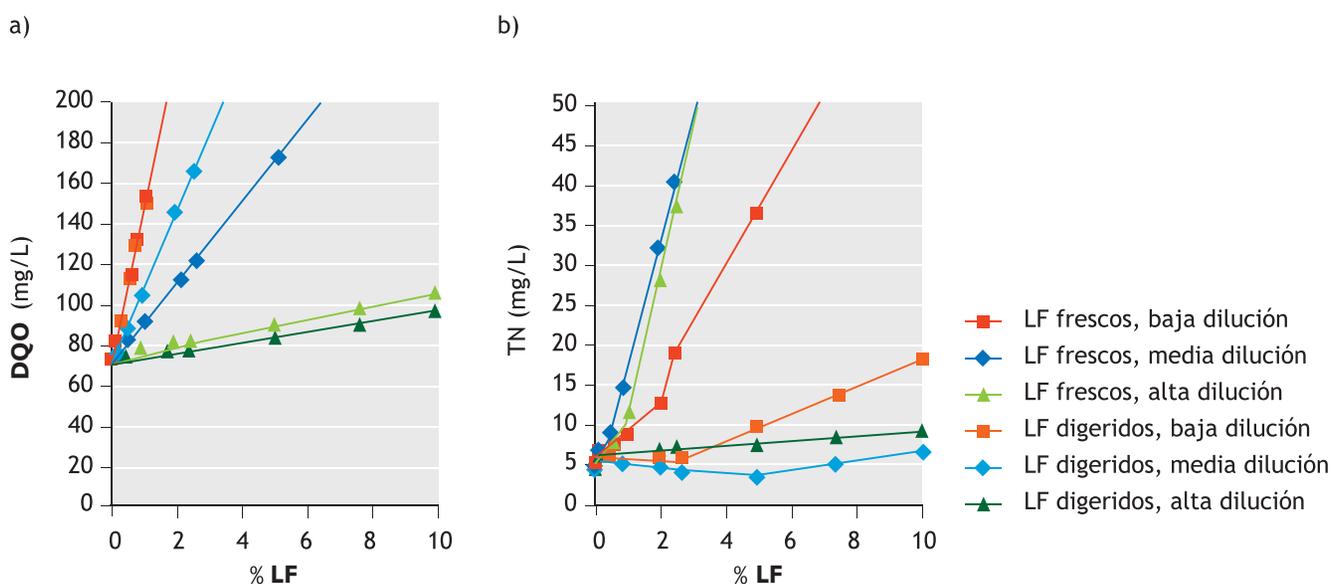


Figura 9.4 Los efectos sobre las concentraciones de (a) DQO y (b) TN al agregar diferentes porcentajes de lodos fecales (%LF) a las aguas servidas afluentes en una EDAR de lodos activados.

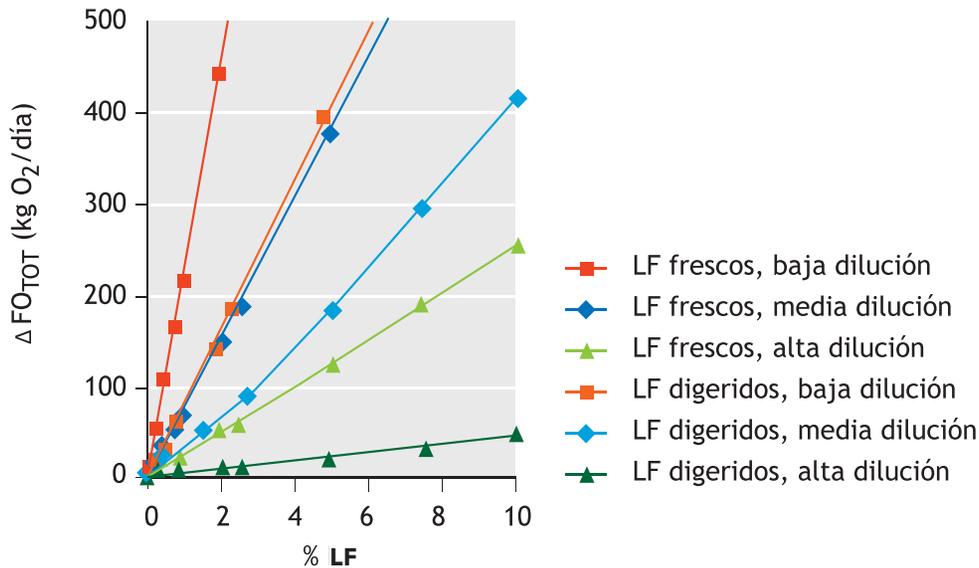


Figura 9.5 El aumento relativo en la demanda de oxígeno en una EDAR de lodos activados, como función del porcentaje de lodos fecales (%LF) agregados a las aguas servidas municipales afluentes (Dangol, 2013).

contiene un 2 % por volumen de LF de dilución media o baja, la demanda sobre la capacidad de aeración se aumenta 200 % y, si se trata de 10 % de LF digeridos y muy diluidos, esto se aumentará 100 % (Dangol, 2013; Figura 9.8).

Los posibles efectos perjudiciales de una aeración insuficiente incluyen:

- Bajas concentraciones de oxígeno disuelto (DO) en el tanque de aeración ($<1,5 \text{ mg O}_2/\text{L}$) o incluso la eliminación del oxígeno ($0 \text{ mg O}_2/\text{L}$), dando lugar a la oxidación incompleta de las sustancias orgánicas, un deterioro en la calidad del efluente, altas concentraciones de DQO en el efluente, una nitrificación incompleta (a $\text{DO} < 1 \text{ mg O}_2/\text{L}$) o cesada (a $0 \text{ mg O}_2/\text{L}$) y, con una deficiencia extrema de oxígeno durante varias horas, la inactivación de ciertas bacterias.

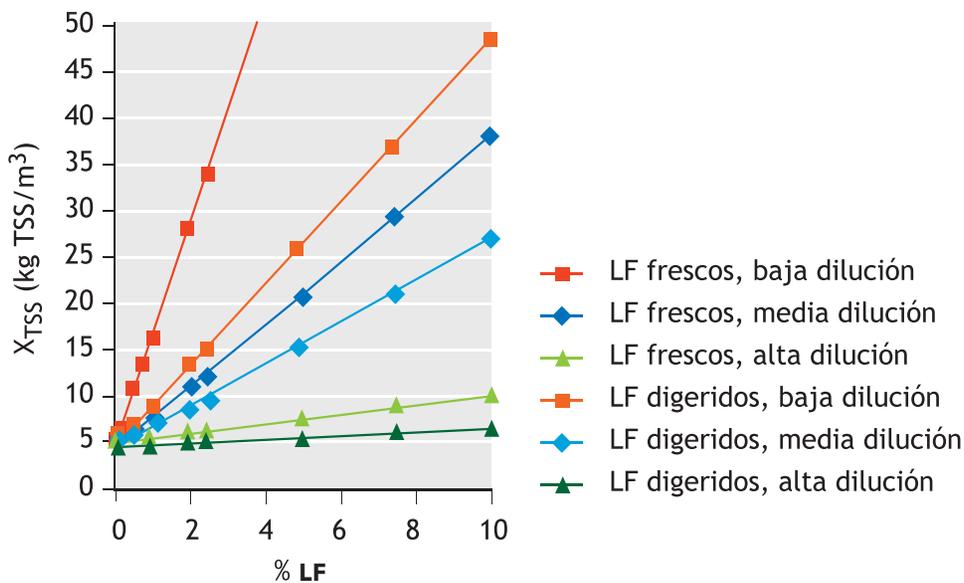


Figura 9.6 El aumento en las concentraciones de sólidos suspendidos totales (TSS) en el tanque de aeración de una EDAR de lodos activados, como función del porcentaje de lodos fecales (%LF) agregados a las aguas servidas municipales afluentes.

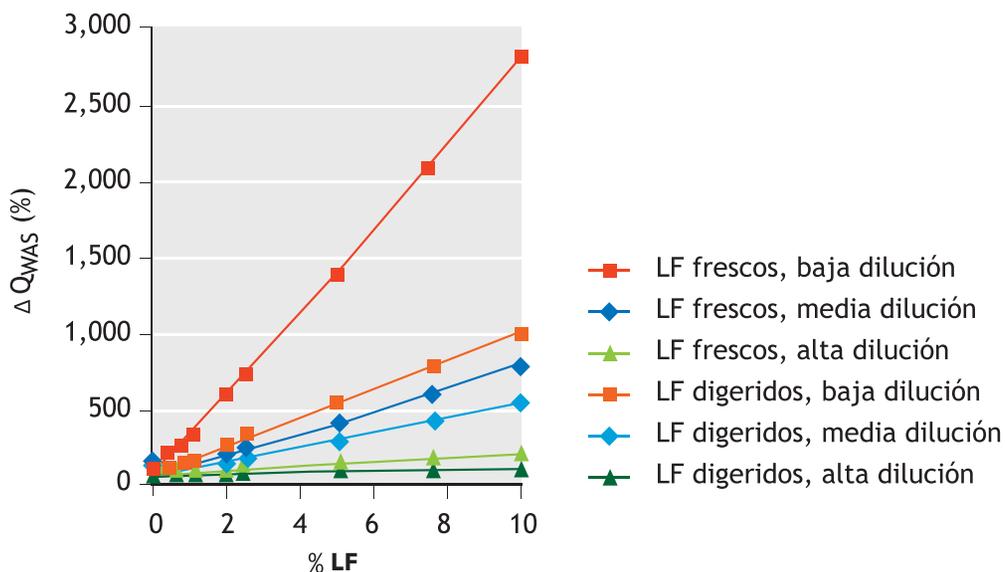


Figura 9.7 El aumento en la acumulación de lodos en una EDAR de lodos activados, como función del porcentaje de lodos fecales (%LF) agregados a las aguas servidas municipales afluentes.

- La creación de zonas anaeróbicas dentro de los tanques aeróbicos, dando lugar a una reducción en el tiempo neto de retención de los lodos en el sistema aeróbico (SRT_{aer}^{net}). Esta reducción sería inversamente proporcional al tamaño de estas zonas anaeróbicas. En particular, si el SRT_{aer}^{net} se reduce a menos del mínimo necesario para los organismos nitrificantes, estas bacterias podrían ser acarreadas por el efluente y la nitrificación cesaría.
- Si la concentración de DO es menor a 1,5 o 2,0 mg O_2/L , puede haber una proliferación de bacterias filamentosas, perjudicando a las benéficas bacterias heterotróficas y nitrificantes (Martins *et al.*, 2004). Las bacterias filamentosas también producen un abultamiento de los lodos, no permiten que se asienten bien y afectan a la capacidad de retención de biomasa en los tanques secundarios de sedimentación. Esto ocasiona un gran aumento en las concentraciones de TSS y VSS en el efluente, reduciendo la calidad del mismo, e incluso en la fuga de algún porcentaje de lodos. Toda la operación de la EDAR podría ser afectada eventualmente, si el SRT se disminuye por debajo de los valores mínimos requeridos para el crecimiento de biomasa (Ekama, 2010).

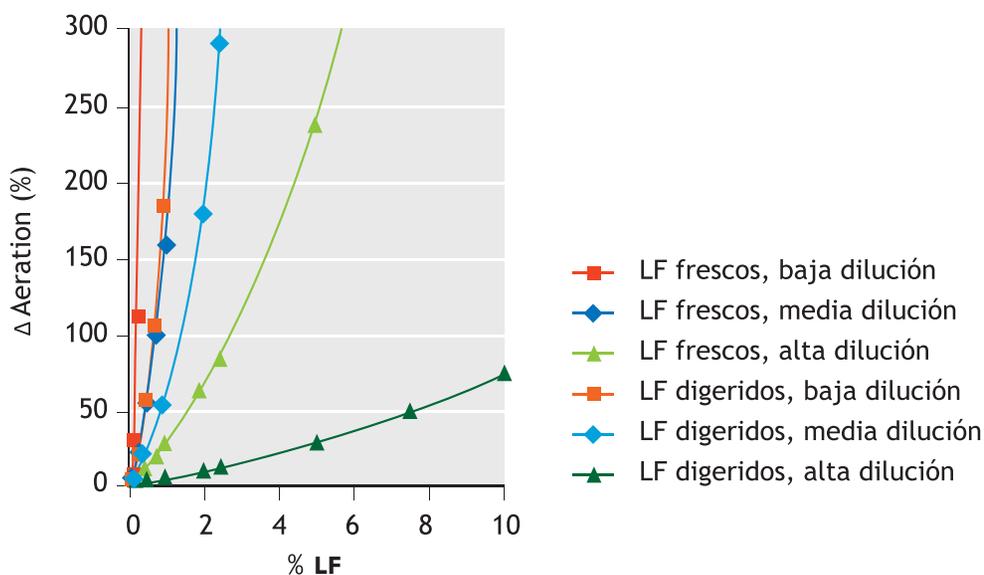


Figura 9.8 Predicción del incremento mínimo en los requisitos de aeración en una EDAR de lodos activados, como función del porcentaje de lodos fecales (%LF) agregados a las aguas servidas municipales afluentes (Dangol, 2013).

- Debido a las condiciones limitantes de oxígeno, la nitrificación de la alta carga de N en los LF podría quedar incompleta, dando lugar a una gran acumulación de nitritos ($>100 \text{ mg NO}_2\text{-N/L}$), los cuales pueden llegar a ser tóxicos para las benéficas bacterias heterotróficas y nitrificantes. Estas altas concentraciones de nitritos también pueden generar grandes impactos negativos en el cuerpo de agua que recibe la descarga del efluente final.

9.3.5 Efectos sobre los tanques secundarios de sedimentación

El aumento en los TSS que resulta del co-tratamiento de LF también puede sobrecargar los tanques secundarios de sedimentación (“los clarificadores”). Esto genera problemas en la separación de líquidos y sólidos, con los sólidos siendo llevados para afuera por el efluente y la reducida cantidad de biomasa presente en el sistema dificulta el mantenimiento de un estable SRT. El área mínima de superficie (A_{SST}^{\min}) para los tanques de sedimentación se aumenta considerablemente al agregar los LF (Figura 9.9). La adición de 1 o 2 % por volumen de LF de dilución media o baja, frescos o digeridos, puede causar un aumento en el área requerida en más del 300 % (Dangol, 2013). Al agregar un 5 a 10 % de LF muy diluidos, se aumenta el área requerida 200 %. Antes del co-tratamiento con LF, es muy importante evaluar el A_{SST}^{\min} para determinar si se dispone de una área suficiente, sin deteriorar la capacidad de los lodos a asentarse (Ekama y Marais, 1986, 2004; Ekama *et al.*, 1997).

9.3.6 Efectos de la inclusión irregular de lodos fecales

Otra complicación del co-tratamiento de LF es la naturaleza muy dinámica de los LF afluentes. Las tasas de flujo de los LF suelen ser mucho más inestables que las de aguas servidas, ya que no dependen simplemente de patrones diarios, sino de los horarios de trabajo de los vaciadores, la demanda por parte de los usuarios y la época del año. Basándose en un modelado, Dangol (2013) concluyó que, bajo estas condiciones irregulares, los porcentajes de LF que pueden ser co-tratados en una EDAR de lodos activados, sin alterar los procesos o la calidad del efluente, deben ser a veces menos que la décima parte de lo permisible bajo condiciones de estado estable (Tabla 9.5). Dangol (2013) llevó a cabo otro modelado para evaluar el ingreso de LF fuera de las horas pico (p.ej., bajo un patrón irregular durante la noche) y la posible contribución de tanques primarios de sedimentación. El modelado no mostró ninguna mejora en el rendimiento de la EDAR bajo estas condiciones, lo que resalta la importancia de contar con tanques de igualación y homogenización para asegurar una carga más estable y la necesidad de distribuir el afluente de LF equitativamente a través de las 24 horas, si es posible, para acercarse a condiciones de estado estable.

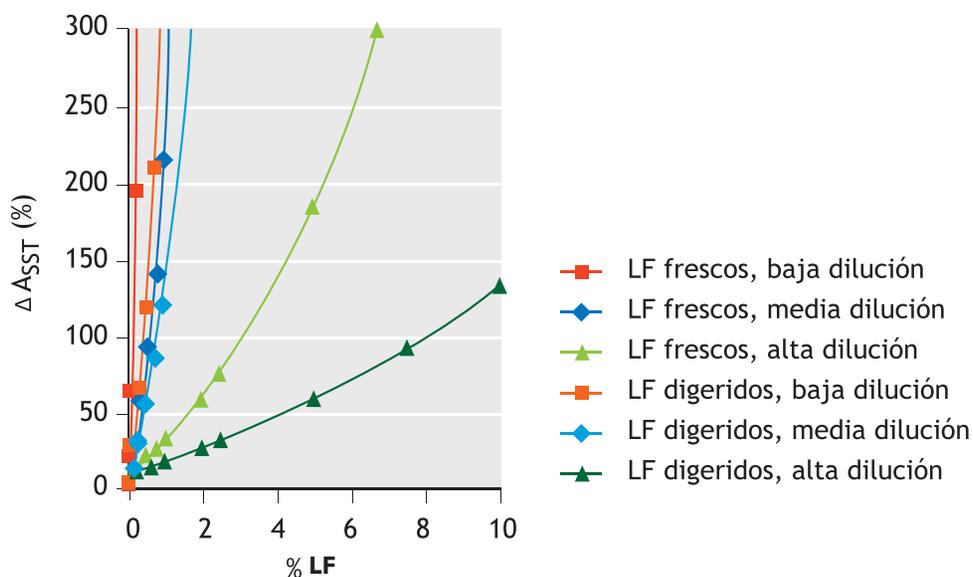


Figura 9.9 Predicciones del mínimo área necesario para los tanques secundarios de sedimentación en EDAR de lodos activados, como función del porcentaje de lodos fecales (%LF) agregados a las aguas servidas municipales afluentes (Dangol, 2013).

Tabla 9.5 Porcentajes máximos de lodos fecales que pueden co-tratarse bajo condiciones estables o irregulares en una EDAR de lodos activados con eliminación biológica de nitrógeno, sin alterar los procesos o deteriorar la calidad del efluente (Dangol, 2013).

Tipo y dilución de los lodos fecales	Bajo condiciones de estado estable (%)	Bajo condiciones irregulares (%)	Relación aproximada entre el volumen permisible bajo condiciones estables y lo de condiciones irregulares
LF Digeridos			
Alta dilución	3.750	0.640	6.0
Media dilución	0.375	0.375	1.0
Baja dilución	0.250	0.250	1.0
LF Frescos			
Alta dilución	0.375	0.125	3.0
Media dilución	0.250	0.025	10.0
Baja dilución	0.125	0.025	5.0

9.4 CONSIDERACIONES PRÁCTICAS PARA EL CO-TRATAMIENTO DE LODOS FCALES EN SISTEMAS DE LODOS ACTIVADOS

En general, el co-tratamiento de LF en EDAR de lodos activados puede ocasionar graves problemas operativos, con porcentajes de LF afluentes tan pequeños como 0,025 % del flujo afluente de aguas servidas—lo que puede ser cuestión de un solo tanquero de 5 m³ por día. Por lo tanto, si se va a realizar co-tratamiento de LF, es necesario evaluar muy cuidadosamente la capacidad de la EDAR para determinar cuál parte de la operación sería limitante (entre la aeración, los tanques secundarios de sedimentación o el tratamiento de los lodos) y en cuál proceso la EDAR tiene más probabilidades de fallar. Esto requerirá una evaluación minuciosa y la implementación de medidas para evitar cualquier interrupción del proceso o el deterioro de la EDAR. Las consideraciones que se deben tomar en cuenta incluyen:

- Estándares exigidos al efluente, como los de DQO y TN.
- Concentraciones máximas de TSS en los tanques de aeración, para evitar su sobrecarga.
- Producción máxima de lodos, para evaluar si se puede tratar un mayor volumen.
- Capacidad máxima de aeración, frente al aumento en la demanda de oxígeno y la reducción en la eficiencia de transferencia de oxígeno. Para estaciones existentes, es necesario monitorear cuidadosamente la concentración de DO a fin de mantenerla por encima de 2 mg O₂/L.
- Tanques secundarios de sedimentación, determinando el área mínima de superficie para su operación, tomando en cuenta el grado de la tendencia de asentarse los lodos (medido con el índice del volumen de lodos (SVI) u otro parámetro similar).
- Existencia y funcionalidad de tanques de igualación, para lograr un ingreso parejo de los LF a la EDAR durante el mayor tiempo posible (p.ej., más de 24 horas).

Para nuevas EDAR a las cuales se prevé entregar una cierta cantidad de LF, o que son diseñadas específicamente para el co-tratamiento de los LF, los aspectos mencionados podrán tomarse en cuenta para ajustar el diseño a los volúmenes, tipos y diluciones de los LF. De todas maneras, el diseño ha de incluir mayores volúmenes de todos los tanques, incluyendo los de sedimentación y una mayor capacidad para aeración y para el manejo, tratamiento y disposición final de los lodos. Por ejemplo, en comparación con el tratamiento de solamente aguas municipales, el co-tratamiento con solo el 1 % de los LF (independiente de su dilución) requiere tanques principales 300 % más grandes, la capacidad de aeración al menos 200 % mayor, los tanques secundarios de

sedimentación 5 veces mayor y las instalaciones para la gestión de los lodos 4 veces mayor. Sin duda, estos aspectos aumentarán considerablemente los costos de inversión y operación de la EDAR. Estas consideraciones deben ser evaluadas, juntas con las opciones más robustas y económicas que se presentan en otros capítulos de este libro.

9.5 CO-TRATAMIENTO ANAERÓBICO DE LODOS FECALES

El co-tratamiento de LF y aguas servidas en procesos anaeróbicos es una opción para la estabilización de lodos, la reducción del volumen y la separación más eficaz del agua. Las posibilidades incluyen los Reactores Anaeróbicos de Flujo Ascendente (UASB, por sus siglas en inglés), digestores anaeróbicos y lagunas anaeróbicas. El tratamiento anaeróbico puede contrarrestar los costos de tratamiento por medio de la producción de biogás, que puede destinarse a la calefacción o la generación de electricidad. También, se puede lograr una reducción de los patógenos con la digestión termofílica (Metcalf y Eddy, 2003).

Es necesario considerar cuidadosamente las características de los LF, ya que los LF frescos o menos estabilizados tendrán mayores concentraciones de sustancias orgánicas biodegradables, pero también la presencia de compuestos inhibidores (vea más sobre esto a continuación). Aunque la producción y uso del biogás es un beneficio atractivo, hay todavía limitadas aplicaciones y tecnologías. Por lo tanto, se requiere mayores investigaciones para el desarrollo de sistemas anaeróbicos para el co-tratamiento de LF poco diluidos (Strauss *et al.*, 2006). Puede que no sea conveniente realizar un co-tratamiento anaeróbico de los LF ya

Caso de Estudio 9.1: El co-tratamiento de LF en una EDAR de lodos activados en eThekwini, Sudáfrica (Adaptado de Still y Foxon, 2012; Wilson y Harrison, 2012)

A pesar de que recibieron aparentemente bajos volúmenes de LF de letrinas de pozo, dos EDAR de lodos activados en eThekwini, Sudáfrica, experimentaron serios problemas operativos causados por las altas cargas de orgánicos, nitrógeno y sólidos suspendidos (Wilson y Harrison, 2012). Se observó una inactivación total del proceso de nitrificación en una de las EDAR, de la cual se demoró varios meses en recuperarse (Still y Foxon, 2012). Existe la hipótesis que fue por excesiva carga de nitrógeno (Still y Foxon, 2012). Aunque las causas de los problemas no son completamente claras, no se puede descartar la posibilidad que se había excedido la capacidad de aeración, como consecuencia de las altas cargas, ocasionando el cese del proceso de nitrificación, como se presenta en este capítulo. En otra EDAR que fue analizada, la sobrecarga de sólidos imposibilitó prácticamente la extracción del exceso de lodos generados, debido al número de viajes con camiones tanqueros que era factible, el mayor costo operativo e incluso la tolerancia por parte del personal del relleno sanitario de recibir tanto material (Still y Foxon, 2012). Los LF digeridos de las letrinas se acumularon rápidamente en el sistema y, ya que no podrían ser quitados a la tasa requerida, fueron retenidos por durante un mayor tiempo, afectando la operación de la EDAR. Este fenómeno de acumulación excesiva de lodos es un ejemplo de lo que muestra la Figura 9.7. Como señalan Still y Foxon (2012), fue claramente un caso de convertir un problema de sólidos en otro, indicando que el co-tratamiento de LF en EDAR de lodos activados pocas veces resulta ser sostenible o exitoso.

Caso de Estudio 9.2: El co-tratamiento de lodos de tanques sépticos en una EDAR de lodos activados en San Martín de las Antillas Holandesas

(Adaptado de Lake, 2010; López-Vázquez, 2008)

Aunque las altas concentraciones de sólidos, sustancias orgánicas y nitrógeno en los LF llaman más la atención, las mayores concentraciones de compuestos no biodegradables y la baja capacidad de biodegradarse de ciertas sustancias orgánicas pueden impedir el cumplimiento de los estándares para los efluentes. En la isla de San Martín, un popular destino turístico en el Caribe, había solamente un 10 % de cobertura de alcantarillado en 2010 (Lake, 2010). Los LF de pozos sépticos fueron transportados en camiones hasta la EDAR de la Calle Illidge, donde se juntan con las aguas servidas (Figura 9.10). La EDAR consistió en un tanque Imhoff con un volumen de 153 m³, un tanque de igualación, un tanque secundario de sedimentación y lechos de secado para los lodos. Su capacidad fue excedida por una tasa de flujo de aguas servidas (>65 m³/h) y los altos volúmenes de LF, que en un día laboral normal eran de unos 175 m³/día (López-Vázquez, 2008). Como la EDAR era obsoleta, se propuso un diseño del proceso tipo Bardenpho Modificado (A2O) para lograr los estrictos estándares de efluente respecto a DQO, N, P y TSS (de 125, 10, 2 y 20 mg/L, respectivamente). Basado en los planes locales de desarrollo del espacio, varios escenarios fueron evaluados a través del modelado matemático, tomando en cuenta los efectos de la expansión de la red de alcantarillado (de 10 a 85 %) y el crecimiento poblacional (Lake, 2010). Este enfoque facilitó la evaluación de sus efectos sobre la composición de las aguas servidas y el rendimiento de la EDAR a lo largo de una vida útil estimada a 25 años (Lake *et al.*, 2011). Debido a las cargas de partículas orgánicas no biodegradables y de compuestos nitrogenados orgánicos no biodegradables provenientes de los LF digeridos, se recomendó que los LF no constituyeran más que un 2,8 % del afluente, para poder cumplir con los estándares para el efluente (Lake *et al.*, 2011). Sin embargo, como consecuencia de la alta carga de nitrógeno y la lenta biodegradación de las sustancias orgánicas biodegradables (resaltadas en la Tabla 9.1), se especuló que la nueva EDAR no podrá cumplir probablemente con los estándares para nitrógeno (Lake, 2010).

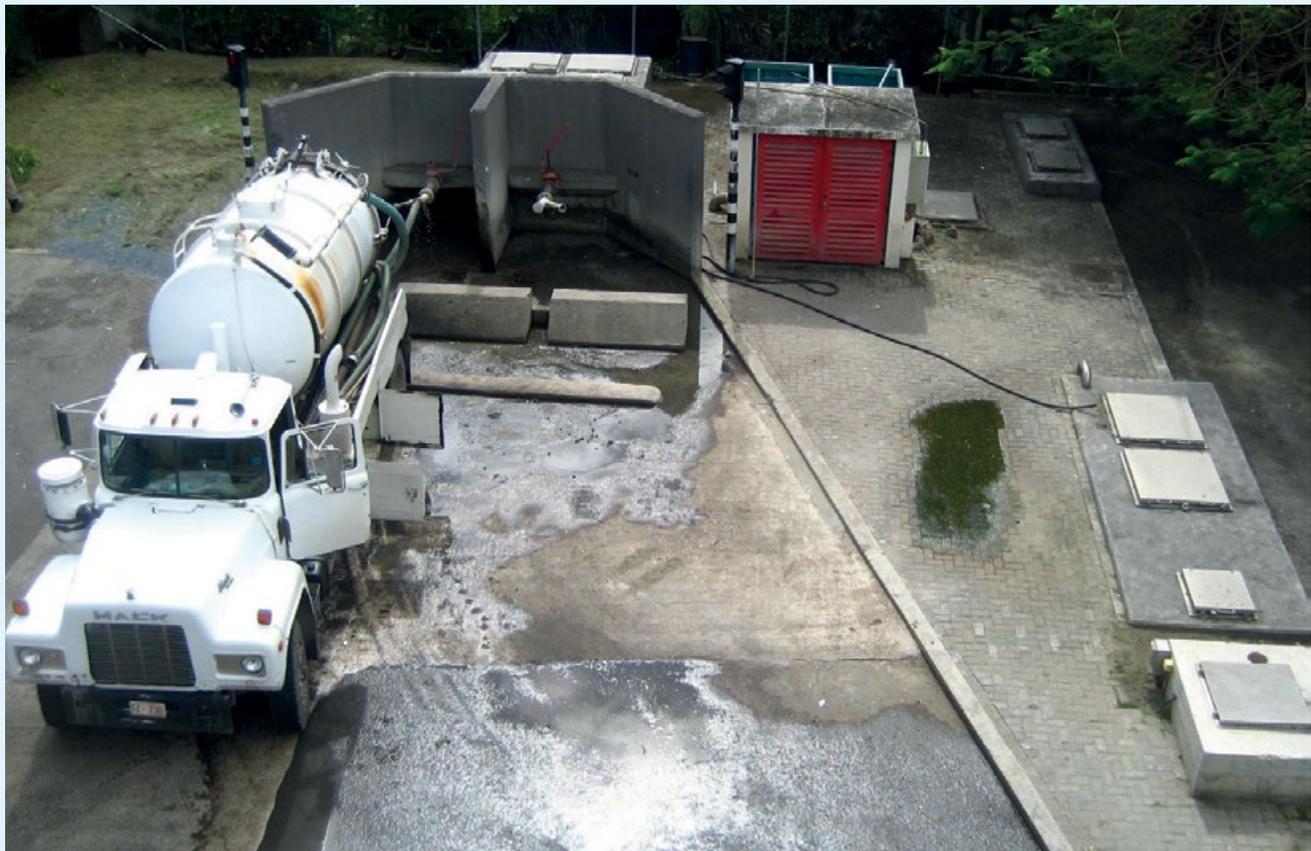


Figura 9.10 La entrada de lodos fecales al tanque de igualación de la EDAR de la Calle Illidge.

Caso de Estudio 9.3: El impacto de co-tratamiento de lodos fecales en la EDAR de Albireh, en la Palestina (Adaptado de Al-Sa'ed y Hithnawi, 2006)

Siguiendo un enfoque similar a lo de San Martín, se llevó a cabo una evaluación con modelado matemático de la EDAR de Albireh, en la Ribera Occidental de la Palestina. El propósito fue el de explicar la presencia de lodos filamentosos abultados y las altas concentraciones de DQO y TN que excedían los estándares de 90 mg DQO/L y 18 mg TN/L (Al-Sa'ed y Hithnawi, 2006). Como otras EDAR en la región, desde el año 2000, la EDAR de Albireh co-trataba los LF de los tanques sépticos de 35 % de los hogares, ya que no tenían conexión al alcantarillado. El estudio de modelado indicó que cuando los volúmenes de LF digeridos y muy diluidos alcanzaban el 6,6 % del total del afluente, se excedía la capacidad de la EDAR, requiriendo tanques un 50 % más grandes, con un 50 % más oxigenación, además del manejo de un porcentaje similar de lodos excedentes (Al-Sa'ed y Hithnawi, 2006). El mayor requerimiento de oxígeno y la sobrecarga de sólidos pueden haber favorecido la proliferación de bacterias filamentosas, debido a las dificultades de mantener condiciones aeróbicas adecuadas.

Caso de Estudio 9.4: El co-tratamiento de LF en Manila en las Filipinas

(Adaptado de Robbins *et al.*, 2012)

A pesar de las experiencias insatisfactorias con el co-tratamiento de LF en EDAR aeróbicas, se eligió en las Filipinas construir sistemas de lodos activados para el tratamiento biológico de los LF. El Departamento de Agua de Manila trata actualmente los LF de pozos sépticos en una estación depuradora con lodos activados en el sur de Manila (Robbins *et al.*, 2012). La estación tiene la capacidad para tratar 814 m³/día de LF, pero recibe solo un 40 o 50 % de eso, lo cual indica que se podría aumentar su carga. Además, el Distrito de Agua de Baliwag ha decidido construir una estación de tratamiento de LF de pozos sépticos con una variante del proceso de lodos activados con un reactor discontinuo secuencial, como proceso de tratamiento secundario (<http://watsanexp.ning.com>). El inicio de la operación completa está programado para la segunda mitad de 2013. Este proyecto pretende servir como modelo para el MLF por parte de los distritos de agua en las Filipinas. Estas experiencias indican que el co-tratamiento de LF en sistemas biológicos aeróbicos puede resultar factible y satisfactorio, si el diseño es adecuado, los operadores son capacitados correctamente y se implementa un esquema adecuado de manejo.

digeridos provenientes de tanques sépticos, dependiendo de su grado de estabilización. En este caso, las bajas concentraciones de sustancias orgánicas biodegradables en los LF digeridos darán para baja producción de biogás y alta acumulación de sólidos, lo que aumentaría significativamente los costos operativos y generaría pocos beneficios (Still y Foxon, 2012).

9.5.1 Sobrecarga de DQO

Como se explicó en Capítulo 3, la digestión anaeróbica depende de complejas interacciones y dependencias entre diversos grupos de bacterias. Esto es particularmente importante cuando se maneja los LF, que son por naturaleza muy variables. La degradación anaeróbica comprende cuatro fases: hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis (tanto acetoclástico, como hidrogenotrófico). La tasa de crecimiento de las bacterias de fermentación que llevan a cabo el acidogénesis es 10 a 20 veces mayor que la de las metanogénicas y sus tasas de proceso son cinco veces más rápidas (van Lier, 2008). Si se sobrecargan los reactores, la mayor tasa de acidogénesis resultará en una acumulación de ácidos, por lo que las bacterias metanogénicas no avanzan consumirlas tan rápidamente. Según la capacidad amortiguadora del sistema (que a su vez depende del contenido de nitrógeno en las sustancias orgánicas, ya que el hidrólisis del nitrógeno orgánico aumenta la alcalinidad), esto puede producir una significativa reducción en el pH, la cual inhibe el crecimiento de las bacterias metanogénicas y, por lo tanto, ocasiona una acumulación aún mayor de los ácidos (van Lier, 2008). Esto conduce al colapso del biodigestor y se conoce como 'volverse agrio'. Respecto a esto, Moosbrugger *et al.*

(1993) desarrolló un método simple de análisis volumétrico, con cinco puntos, para medir los ácidos grasos volátiles (VFA) y la alcalinidad para el control de la digestión anaeróbica y la rápida detección de cualquier inestabilidad y así evitar que el reactor ‘se vuelva agrio’.

Los procesos de tratamiento anaeróbico son vulnerables a alterarse en la presencia de sobrecargas de DQO, inhibición por amoníaco, variaciones en el pH o inhibición por sulfatos. Por lo tanto, es imprescindible monitorear cuidadosamente estos factores, para asegurar un adecuado co-tratamiento de LF en sistemas de tratamiento anaeróbico.

Reactores Anaeróbicos de Flujo Ascendente (UASB, por sus siglas en inglés)

Para prevenir la sobrecarga de este tipo de reactor, es primordial no exceder las tasas máximas de carga de DQO o sólidos suspendidos volátiles (VSS) de su diseño y los reactores deben recibir una alimentación consistente y uniforme (Metcalf y Eddy, 2003). La Figura 9.11 presenta los efectos de incluir diferentes volúmenes y tipos de LF, como porcentajes del afluente total, en un UASB diseñado para 100.000 personas y operado a una temperatura de 25 °C. Este reactor fue diseñado para aguas municipales de dilución media, de la manera descrita por Henze y Comeau (2008) e implementada por Dangol (2013), con una tasa de carga de orgánicos (OLR) de 3 kg DQO/m³/d y una velocidad ascendente de 0,83 m/h. La máxima OLR para UASBs que tratan aguas servidas con altas concentraciones de partículas orgánicas biodegradables es alrededor de 6 kg DQO/m³/d (van Lier, 2008), lo que sugiere, en principio, que este reactor, hecho para 100.000 personas, tenga suficiente capacidad excedente. El UASB puede recibir hasta 7,5 %, por volumen, de LF frescos y muy diluidos (1500 m³/d, lo que equivale a la carga orgánica de 180.000 personas), pero solamente 0,25 % de LF frescos y poco diluidos, debido a su alto contenido de DQO (10 tanqueros de 5 m³ por día, pero con una carga orgánica equivalente a la de 139.000 personas; Figura 9.11). Esto significa que este UASB, hecho para 100.000 personas, (y otros de diferentes capacidades), puede recibir LF muy diluidos, pero es vulnerable a sobrecargarse con LF poco diluidos.

Digestores Anaeróbicos

La Figura 9.12 muestra el efecto del co-tratamiento de diferentes tipos de LF a diferentes tasas de carga de sólidos (SLR), como porcentaje del volumen total afluente, sobre un digestor anaeróbico. Este fue diseñado para tratar los lodos de una EDAR con lodos activados, bajo condiciones mesofílicas (35 °C), un tiempo de retención de los sólidos (SRT) de 10 días y un volumen total de 13.750 m³. El SRT disminuye proporcionalmente a la cantidad de LF que ingresan. Aunque el SLR máximo recomendado es de 4,8 kg VSS/m³/d (Metcalf y Eddy, 2003), se debe monitorear esto cuidadosamente para que la adición de LF no cause una reducción en el SRT por debajo del mínimo recomendado, conduciendo al colapso del reactor. Por ejemplo, si la alimentación de LF al digestor anaeróbico es de 1 % (138 m³/d, equivalente a 28 tanqueros de 5 m³ cada uno), pero si ingresa 10 % de LF, podría haber una reducción de 10 % en el SRT operativo (Figura 9.12).

Para el co-tratamiento anaeróbico en digestores, se recomienda que la alimentación diaria, incluyendo los LF, sea siempre menor a un vigésimo del volumen del digestor (ATV, 1985). Esto significaría una carga máxima de 5 % de LF, independiente de su dilución, para prevenir la sobrecarga o una reducción significativa del SRT. Esta proporción se basa también en un SRT de 20 días, lo que es aplicado frecuentemente en el diseño de digestores anaeróbicos (Metcalf y Eddy, 2003) y aumenta la confiabilidad del enfoque recomendado.

Lagunas

Las lagunas anaeróbicas pueden considerarse sistemas anaeróbicos de baja carga con tasas operativas de carga de 0,025 a 0,5 kg DQO/m³/día y profundidades de unos 4 m (van Lier, 2008). Para las aplicaciones de LF, Fernandez *et al.* (2004) sugieren el pretratamiento de LF en lagunas de estabilización (WSP) operadas con una tasa máxima de carga de 0,6 kg DBO₅/m³/día, en especial para controlar la producción de amoníaco. Sin embargo, estos sistemas pueden presentar problemas de olores, rápida acumulación de lodos (0,01 a 0,02 m³ de lodos por cada m³ de LF) y, por lo tanto, requieren de frecuente extracción de los lodos (Heinss *et al.*, 1998; Fernandez *et al.*, 2004). Además, la emisión de metano a la atmósfera genera 21 veces más Efecto Invernadero que el CO₂, lo que representa un impacto ambiental a considerar, si no se lo captura como biogás (van Lier, 2008).

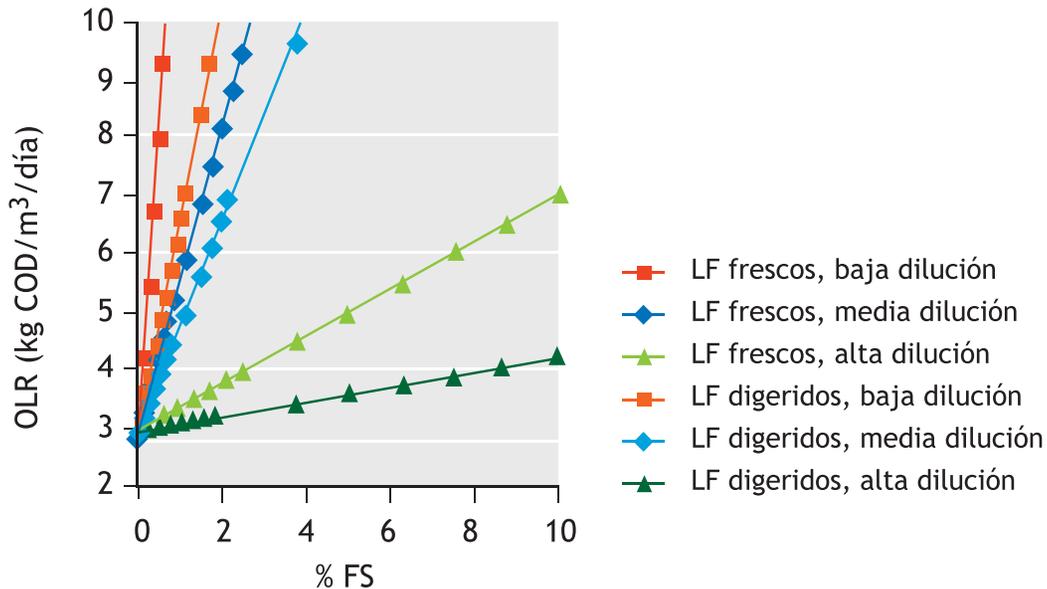


Figura 9.11 Los efectos del ingreso de lodos fecales de diferentes tipos, diluciones y porcentajes, sobre las tasas de carga de orgánicos (OLR) en un reactor UASB diseñado para una OLR promedio de 3 kg DQO/m³/d y una OLR máxima de 6 kg DQO/m³/d.

El efluente de estas lagunas requiere tratamiento adicional antes de su descarga en el ambiente. También, suele tener altas concentraciones de amoníaco que pueden afectar a los procesos posteriores o, incluso, a las mismas lagunas anaeróbicas (Strauss *et al.*, 2000). Así, el tratamiento de LF en lagunas anaeróbicas debe ser evaluado cuidadosamente, en especial cuando los LF son poco diluidos. (Esto también fue considerado en el Capítulo 5.)

9.5.2 Inhibición por amoníaco

El co-tratamiento anaeróbico de LF puede ser inhibido por altas concentraciones de amoníaco presentes en los mismos LF (Still y Foxon, 2012). Entre las bacterias presentes en reactores anaeróbicos, las bacterias metanogénicas son las más sensibles a la inhibición por parte del amoníaco (Chen *et al.*, 2008). Esta inhibición reduce la producción de biogás a pesar de la disponibilidad de sustancias orgánicas solubles biodegradables (Angelidaki *et al.*, 1993; Chaggu, 2004). Los valores necesarios para causar esta inhibición son muy variables,

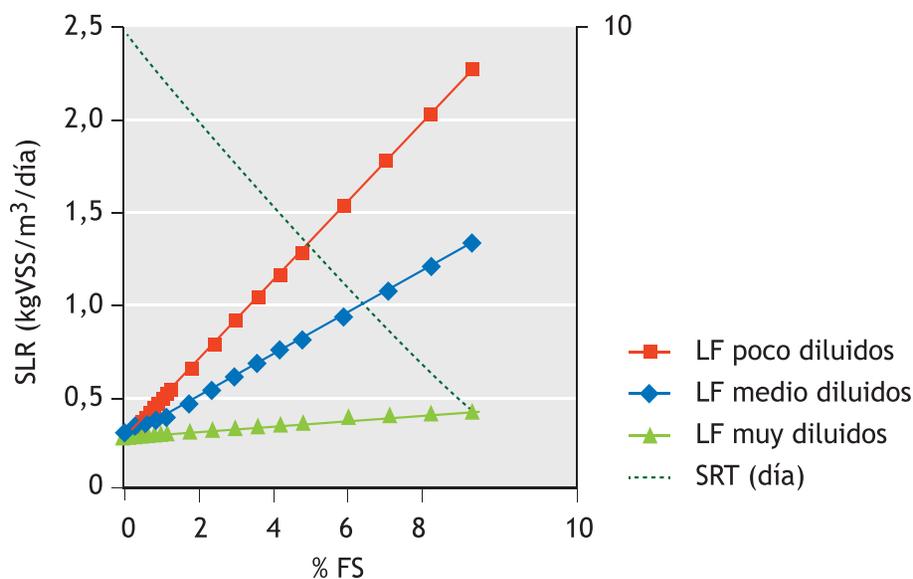


Figura 9.12 Los efectos del ingreso de lodos fecales de diferentes diluciones y porcentajes, sobre las tasas de carga de sólidos (SLR) en un digester anaeróbico, de 13.750 m³, diseñado con un tiempo de retención de lodos de 10 días.

con una reducción del 50 % observada con concentraciones totales de amoníaco desde 1,7 hasta 14 g/L (Chen *et al.*, 2008). Este amplio rango es debido a la influencia de factores como el pH, la fuente de carbono, la temperatura y la aclimatación de la biomasa (Chaggu, 2004; Chaggu *et al.*, 2007; Chen *et al.*, 2008). En este aspecto, se entiende que la toxina es el mismo amoníaco libre (NH_3), y no el amonio (NH_4^+), a concentraciones de 100 a 200 mg/L para poblaciones de bacterias metanogénicas no adaptadas (Henze y Harremoes, 1983).

Para evitar la alteración o deterioro de los procesos, Heinss y Strauss (1999) recomiendan limitar el volumen de LF a co-tratarse, para que la concentración afluente total de amoníaco sea siempre menor a 2 g/L. Sin embargo, Doku (2002) recomienda limitar el volumen de LF de tal manera que el afluente contenga menos que 200 mg $\text{NH}_3\text{-N/L}$, basado en posibles variaciones en el pH (Henze y Harremoes, 1983).

Basado en las concentraciones totales de nitrógeno a esperarse en el co-tratamiento de aguas servidas y LF frescos (Figura 9.3), es probable que sean mayores a 200 mg/L, lo que indica que los porcentajes de LF deben ser menores a 2, 5 y 8 % para los LF de dilución baja, media y alta, respectivamente.

9.5.3 Variaciones en el pH

En sistemas anaeróbicos, se debe monitorear cuidadosamente al pH y mantenerlo entre 7,0 y 7,5 (Chen *et al.*, 2008). Es necesario monitorear la alcalinidad y la capacidad amortiguadora de los sistemas anaeróbicos para asegurar que el pH permanezca estable (Metcalf y Eddy, 2003). Valores de pH mayores a 7,5 o 8,0 pueden ocasionar una acumulación de amoníaco libre y altísimos niveles de pH (p.ej., >10) pueden inhibir completamente el proceso anaeróbico de degradación biológica (Chaggu, 2004; Chen *et al.*, 2008). Los valores de pH menores a 7 pueden reducir la actividad metanogénica. Un pH entre 7,0 y 7,5 ayuda a maximizar la actividad de la biomasa y reduce el potencial para inhibición o toxicidad por parte de parámetros como amoníaco y ácidos grasos volátiles (Chen *et al.*, 2008).

Entonces, es importante monitorear y, en lo posible, ajustar los niveles de alcalinidad y capacidad amortiguadora del sistema para ayudar a controlar fluctuaciones en el pH y mantenerlo en un rango adecuado. Sin embargo, ciertas prácticas, como la alimentación paulatina y la adición controlada de compuestos externos (como cenizas de carbón para fomentar la eliminación de patógenos y la recuperación de nutrientes) tienen que realizarse cuidadosamente (Chaggu, 2004; Metcalf y Eddy, 2003). Caso contrario, pueden ocasionar reducciones de pH, debido a la acumulación de ácidos grasos volátiles (cuando existe una sobrecarga) o valores extremos de pH (cuando existe sobredosificación de compuestos alcalinos o básicos) (Chaggu, 2004; van Lier, 2008).

9.5.4 Inhibición por ácido sulfhídrico

El ácido sulfhídrico (H_2S , sulfuro de hidrógeno en solución) es generado durante la digestión anaeróbica de lodos ricos en proteínas y debido a la infiltración de aguas subterráneas (en especial salinas) hacia la estructura descentralizada de saneamiento (Metcalf y Eddy, 2003; López-Vázquez *et al.*, 2009). Es tóxico para todo organismo vivo y puede afectar fácilmente a los procesos de digestión anaeróbica. Las bacterias metanogénicas son muy sensibles a esto, lo que puede ocasionar menor producción de metano, problemas de olor y corrosión, biogás de mala calidad y altas concentraciones de DQO en el efluente (van Lier, 2008).

Se ha observado que la actividad de las bacterias metanogénicas se reduce al 50 % debido a concentraciones de sulfuro entre 50 y 250 mg S/L, pero el H_2S más se presenta como un gas (Metcalf y Eddy, 2003). Debido a que el valor de pK_{s_1} para la disociación de ácido sulfhídrico a bisulfuro ($\text{H}_2\text{S} \rightarrow \text{HS}^-$) es alrededor de 7,0, el pH debe mantenerse por encima de 7,0 para mantener baja la concentración de H_2S . Aunque pueden esperarse bajas concentraciones de sulfato, debido a los bajos volúmenes de LF, no se debe dejar de lado el potencial para generar H_2S , ya que el proceso anaeróbico puede alterarse con concentraciones de H_2S tan bajas como 50 mg S/L, según las condiciones operativas (p.ej., pH). Sin embargo, existen muy pocos datos sobre las concentraciones de sulfato en los LF y se requiere mayor estudio para evaluar su posible impacto sobre los procesos anaeróbicos al co-tratar los LF.

9.6 CONSIDERACIONES PRÁCTICAS PARA EL CO-TRATAMIENTO DE LODOS FECALES EN SISTEMAS ANAERÓBICOS

En cualquier proceso de tratamiento anaeróbico, el aspecto operativo más importante es probablemente la alimentación, la que tiene que ser administrada paulatinamente y, si es posible, continuamente, para evitar sobrecargas y cambios bruscos (Heinss y Strauss, 1999; Metcalf y Eddy, 2003; van Lier, 2008).

En el co-tratamiento de LF en reactores UASB, no se debe exceder nunca la máxima tasa de carga de orgánicos (OLR) del diseño (incluyendo tanto las aguas servidas, como los LF), para evitar la sobrecarga del sistema. En particular, los LF poco diluidos deben manejarse cuidadosamente, ya que su alto contenido de sustancias orgánicas puede sobrecargar fácilmente el sistema. En este estudio, el 0,25 % de LF frescos y poco diluidos (aproximadamente 10 tanqueros de 5 m³ por día) tuvo una carga orgánica equivalente a 139.000 personas y sobrecargó el UASB que era diseñado para solamente 100.000 personas.

Los digestores anaeróbicos parecen ser más robustos, frente al co-tratamiento anaeróbico de LF. Las tasas permisibles de carga para digestores mesofílicos (operados a 35 °C) dependen de las condiciones operativas, pero pueden alcanzar hasta 1,6 o 2,0 kg VSS/m³/día (Heinss y Strauss, 1999; Metcalf y Eddy, 2003). También, la alimentación, incluyendo los LF, tiene que limitarse a la tasa máxima diaria de alimentación del diseño, la que, a su vez, depende del tiempo de retención de los sólidos (SRT). Los digestores anaeróbicos termofílicos (49 a 52 °C) son una alternativa que puede dar lugar a tasas más rápidas de hidrólisis (el paso más limitante en la digestión anaeróbica de aguas servidas y LF), dando mayor producción de biogás (Angelidaki *et al.*, 1993). Sin embargo, son susceptibles a pequeñas variaciones en la temperatura y sus costos de operación y mantenimiento son mayores que los de digestores mesofílicos, lo que les puede hacer menos atractivos para los países de bajos ingresos (Heinss y Strauss, 1999).

Las lagunas parecen ser una tecnología para el co-tratamiento de los LF que es muy eficiente respecto al costo, cuando se las opera con cargas bajas (<0,6 kg DBO₅/m³/d). Sin embargo, su implementación tiene que ser evaluada cuidadosamente, ya que los costos operativos y de inversión inicial pueden ser altos, debido a su requerimiento de terreno y el costo elevado que tiene extracción frecuente de los lodos. Además, conllevan un importante impacto ambiental, si el metano escapa a la atmósfera.

9.7 CONCLUSIONES

El ingreso de LF para su co-tratamiento en EDAR puede dar lugar a graves problemas operativos, aún con solamente pequeñas cantidades de LF frescos y poco diluidos (p.ej., 0,25 % del afluente total). Esto se debe principalmente a la menor dilución de los LF comparados con las aguas servidas municipales y, por lo tanto, pueden exceder fácilmente la capacidad de una EDAR. El problema más común es la sobrecarga de sólidos, DQO o nitrógeno, lo que ocasiona inconvenientes desde la separación incompleta de orgánicos hasta el cese de la nitrificación, cuya recuperación puede tardar varias semanas. También, la excesiva acumulación de sólidos puede comprometer la operación de la EDAR y aumentar los costos operativos de extracción de los lodos. Además, los sistemas de tratamiento aeróbico pueden no tener suficiente capacidad de aeración y puede haber una grave sobrecarga de los tanques secundarios de sedimentación, dando lugar al escape excesivo de sólidos. Al mismo tiempo, los sistemas anaeróbicos son susceptibles a la inhibición del proceso, debido a variaciones en el pH y la presencia de compuestos como amoníaco. Por último, las altas concentraciones de compuestos nitrogenados y sustancias orgánicas solubles no biodegradables pueden afectar seriamente la calidad del efluente e impedir el debido cumplimiento de los estándares exigidos.

Si, a pesar de los limitados beneficios aparentes, se decide practicar co-tratamiento de LF en EDAR municipales, los volúmenes permisibles de LF tendrán que ser restringidos probablemente a bajos porcentajes, para que no se sobrecarguen de sólidos suspendidos, DQO, nitrógeno o compuestos tóxicos o inhibitorios. También, es necesario agregar paulatinamente los LF, lo más lento que sea posible, para evitar sobrecargas y cambios bruscos.

Todos los aspectos mencionados tienen que enfrentarse cuidadosamente pero, en resumen, los beneficios del co-tratamiento de los LF con las aguas servidas en EDAR municipales no parecen ser suficientemente fuertes como para justificarlo, en especial en el caso de los LF digeridos de pozos sépticos que contienen bajas concentraciones de compuestos biodegradables y altas concentraciones de sólidos que pueden sobrecargar los sistemas de tratamiento. Es posible que el co-tratamiento de LF frescos ofrezca ciertas oportunidades en el ámbito de recuperación de recursos, pero se requiere mayor estudio para el desarrollo de tecnologías confiables y económicas.

Caso de Estudio 9.5: El tratamiento de lodos fecales en Dar-es-Salaam, Tanzania

(Adaptado de Chaggu, 2004)

Los efectos perjudiciales de las altas concentraciones de amoníaco y altos niveles de pH deben evitarse para asegurar un rendimiento adecuado de los sistemas de digestión anaeróbica. Chaggu (2004) llevó a cabo una investigación bibliográfica sobre el manejo de excremento en Dar-es-Salaam, Tanzania, encontrando que el 50 % del relleno de los pozos fue el resultado del alto nivel freático y que casi 16.131 kg DQO/día llegaba a las fuentes de agua subterránea desde las letrinas. Se propuso utilizar tanques plásticos de 3.000 litros como una letrina-experimental, sin separación de la orina, para un hogar de 10 personas en el barrio de Mlalakuwa, dentro de la ciudad de Dar-es-Salaam. El afluente al reactor consistió en orina y heces en una proporción de 1,3:1. Los resultados obtenidos revelaron que, luego de 380 días de uso de la letrina, el contenido del reactor aún no se había estabilizado y estuvo presente todavía una DQO de 8.000 mg/L (pero 100 mg de ella correspondía a ácidos grasos volátiles). Parte de esta DQO disuelto fue biodegradable, indicando la necesidad de estabilización. Se supuso que la lenta conversión de la DQO tuvo que ver con la falta de adaptación de la comunidad microbiana a la alta concentración de amoníaco de 3.000 mg N/L. También, se muestrearon a algunos inodoros ecológicos secos con separación de la orina y se determinó que las heces almacenadas tuvieron altos valores de pH (con un máximo de 10,4), debido a la adición de cenizas de carbón para fomentar la reducción de *E. coli* y huevos de *Ascaris*, pero que este alto pH inhibía la degradación biológica anaeróbica de los LF.

Caso de Estudio 9.6: El co-tratamiento de lodos fecales de pozos sépticos en un reactor UASB, a escala de laboratorio, en Ghana

(Adaptado de Doku, 2002)

Aunque las experiencias a escala completa son pocas, Doku (2002) concluyó que es factible tratar los LF en un reactor UASB a escala de laboratorio en Ghana, siempre y cuando (1) se diluyen debidamente los LF para evitar altas concentraciones de compuestos inhibitorios (p.ej., amoníaco) y (2) los LF ingresan al reactor de manera paulatina y continua. Doku (2002) realizó experimentos con un reactor UASB de un volumen funcional de 50 L, operado con un tiempo de retención hidráulica (HRT) promedio de 12 horas y a temperaturas ambientales entre 23,0 y 31,2 °C. La tasa de carga orgánica (OLR) era entre 12,5 y 21,5 kg DQO/m³/d, con una velocidad ascendente relativamente lenta de 0,14 m/h. Los LF fueron diluidos en una proporción de 1:6, dando como resultado una concentración total promedio de nitrógeno de 300 ± 50 mg/L. Las eficiencias promedio de limpieza fueron: un 71 % para DQO, 61 % para sólidos totales, 74 % para sólidos volátiles totales (TVS) y 73 % para sólidos suspendidos totales (TSS). El volumen calculado de metano en el biogás varió entre 4 y 8 L/kg DQO, sin tomar en cuenta pérdidas por cuestiones prácticas. En general, las eficiencias de limpieza fueron comparables con las de un reactor UASB que trata aguas servidas domésticas. Sin embargo, la concentración de DQO en el efluente es demasiado alta para una descarga directa en el ambiente, así que requiere algún tipo de tratamiento posterior. En todo caso, hacen falta estudios a escala completa para validar las observaciones de esta investigación.

9.8 BIBLIOGRAFÍA

- Al-Sa'ed, R.M.Y., Hithnawi, T.M. (2006). Domestic Septage Characteristics and Co-Treatment Impacts on Albireh Wastewater Treatment Plant Efficiency. *Dirasat: Engineering Sciences*, 33(2), p.187-198.
- Andreadakis, A.D. (1992). Co-treatment of septage and domestic sewage for the greater Athens area. *Water Science and Technology*, 25(4-5), p.119-126.
- Angelidaki, I., Ellegard, L., Ahring, B.K. (1993). A mathematical model for dynamic simulation of anaerobic digestion of complex substrates: focusing on ammonia inhibition. *Biotechnology and Bioengineering* 42, p.159-166.
- ATV (1985). Treatment and Disposal of Sludge from Small Sewage Treatment Plants. Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V. (GFA), San Agustín del Caribe.
- Chaggu, E.J. (2004). Sustainable environmental protection using modified pit-latrines. PhD, Wageningen University, Holanda.
- Chaggu, E.J., Sanders, W., Lettinga, G. (2007). Demonstration of anaerobic stabilization of black water in accumulation systems under tropical conditions. *Bioresource technology*, 98(16), p.3090-3097.
- Chen, Y., Cheng, J.J., Creamer, K.S. (2008). Inhibition of anaerobic digestion process: a review. *Bioresource Technology* 99, p.4044-4064.
- Corominas, L., Rieger, L., Takács, I., Ekama, G., Hauduc, H., Vanrolleghem, P.A., Oehmen, A., Gernaey, K.V., van Loosdrecht, M.C.M., Comeau, Y. (2010). New framework for standardized notation in wastewater treatment modelling. *Water Science Technology* 61(4), p.841-857.
- Dangol, B. (2013). Faecal sludge characterization and co-treatment with municipal wastewater: process and modeling considerations. UNESCO-IHE Institute for Water Education. Delft, Holanda.
- Doku, I.A. (2002). Anaerobic treatment of nightsoil and toilet sludge from on-site sanitation systems in Ghana. Tesis de PhD, University of Leeds. Gran Bretaña.
- Dold, P.L., Ekama, G.A., Marais, G. (1980). A general model for the activated sludge process. *Progress in Water Technology* 12(6), p.47-77.
- Ekama, G. (2010). The role and control of sludge age in biological nutrient removal activated sludge systems. *Water Science and Technology* 61(7), p.1645-1652.
- Ekama G.A., Barnard, J.L., Günthert, F.W., Krebs, P., McCorquodale, J.A., Parker, D.S., Wahlberg E.J. (1997). Secondary Settling Tanks: Theory, Modeling, Design and Operation. IAWQ Scientific and Technical Reports #6, IAWQ, Londres, Gran Bretaña.
- Ekama G.A. (2008). Organic matter removal. In: *Biological Wastewater Treatment: Principles, Modelling and Design*. Henze, M, van Loosdrecht, M, C, M., Ekama, G, A., Brdjanovic, D. eds. ISBN: 9781843391883. IWA Publishing. Londres, Gran Bretaña.
- Ekama, G.A., Dold, P., Marais, G.v.R. (1986). Procedures for Determining Influent COD Fractions and the Maximum Specific Growth Rate of Heterotrophs in Activated Sludge Systems. *Water Science and Technology* 18(6), p.91-114.
- Ekama, G.A., Marais, G.v.R. (2004). Assessing the applicability of the 1-D flux theory to full-scale secondary settling tank design with a 2D hydrodynamic model. *Water research* 38(3), p.495-506.
- Ekama, G.A., Marais, G.v.R. (1986). Sludge settleability and secondary settling tank design procedures. *Water Pollution Control* 85(1), p.101-113.
- Elmitwalli, T., Leeuwen, M.V., Kujawa-Roeleveld, K., Sanders, W., Zeeman, G. (2006). Anaerobic biodegradability and digestion in accumulation systems for concentrated black water and kitchen organic-wastes. *Water Science & Technology* 53(8), p.167-175.
- Elmitwalli, T., Zeeman, G., Otterpohl, R. (2011). Modelling anaerobic digestion of concentrated black water and faecal matter in accumulation system. *Water Science and Technology* 63(9), p.2039-2045.
- Fernandez, R.G., Ingallinella, A.M., Sanguinetti, G.S., Ballan, G.E., Bortolotti, V., Montangero, A., Strauss, M. (2004). Septage treatment using WSP. In: *Proceedings of the 9th International IWA Specialist Group Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control and to the 6th International IWA Specialist Group Conference on Waste Stabilization Ponds*. September 27th - October 1st, 2004. Aviñón, Francia.

- Gaillard, A. (2002). Waste(water) characterisation and estimation of digestion kinetics. Tesis de MSc. Wageningen University, Holanda.
- Halalsheh, M.M., Noaimat, H., Yazajeen, H., Cuello, J., Freitas, B., Fayyad, M. (2011). Biodegradation and seasonal variations in septage characteristics. *Environmental Monitoring Assessment* 172(1-4), p.419-26.
- Harrison, E.Z., Mofte, M. (2003). Septage quality and its effects on field life for land applications. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* 39(1), p.87-97.
- Heinss, U., Larmie, S.A., Strauss, M. (1998). Solids separation and pond systems for the treatment of septage and public toilet sludges in tropical climate - lessons learnt and recommendations for preliminary design. EAWAG/SANDEC, Report No. 05/98.
- Heinss, U., Strauss, M. (1999). Co-treatment of faecal sludge and wastewater in tropical climates. SOS – Management of sludges from on-site sanitation. EAWAG/SANDEC.
- Henze, M., Comeau, Y. (2008). Wastewater characterization. In: *Biological wastewater treatment: principles, modelling and design*. Henze, M, van Loosdrecht, M.C.M., Ekama, G.A., Brdjanovic, D. eds. ISBN: 9781843391883. IWA Publishing. Londres, Gran Bretaña.
- Henze, M., Grady, C.P.L. Jr., Gujer, W., Marais, G.v.R., Matsuo, T. (1987). Activated Sludge Model No. 1. IAWQ Scientific and Technical Report No. 1, Londres, Gran Bretaña.
- Henze, M., Harremoës, P., la Cour Jansen, J., Arvin E. (2002). *Wastewater treatment: Biological and chemical processes*, 3rd ed., Springer-Verlag, Berlín, Alemania.
- Henze, M., Harremoës, P. (1983). Anaerobic treatment of wastewater in fixed film reactors—a literature review. *Water Science and Technology* 15(8-9), p.1-101.
- Hooijmans, C.M., Dangol, B., Lopez-Vazquez, C.M., Ronteltap, M., Brdjanovic, D. (2013). Assessing the feasibility of faecal sludge co-treatment in sewage treatment plants - A practical guide. 3rd IWA Development Congress. October 14th-17th, 2013. Nairobi, Kenia.
- Ingallinella, A.M., Sanguinetti, G., Koottatep, T., Montangero, A., Strauss, M. (2002). The challenge of faecal sludge management in urban areas- strategies, regulations and treatment options. *Water Science and Technology*, 46(10), p.285-294.
- Koné, D., Strauss, M. (2004). Low-cost options for treating faecal sludges (FS) in developing countries- challenges and performance. In: Liénard, A., Burnett, H., eds. *Proceedings of the 6th International Conference on Waste Stabilization Pond and 9th International Conference on Wetland Systems*, Aviñón, Francia. p. 213-219.
- Lake, O.A. (2010). *Integrated water quality modelling: A case study on St. Maarten*. MSc thesis. UNESCO-IHE, Institute for Water Education. Delft, Holanda.
- Lake, O., Lopez-Vazquez, C.M., Hooijmans, C.M., Brdjanovic, D. (2011). Steady-state models as cost-effective tools for design and assessment of wastewater systems in developing countries. 2nd IWA Development Congress, November 21-24th, 2011, Kuala Lumpur, Malasia.
- López-Vázquez, C.M. (2008). *St. Maarten Island - Illidge Road Wastewater treatment plant: Wastewater characterization Final Report The Netherlands*. UNESCO-IHE, Institute for Water Education. Delft, Holanda.
- López-Vázquez, C.M., Hooijmans, C.M., Chen, G.H., van Loosdrecht, M.C.M., Brdjanovic, D. (2009). Use of saline water as secondary quality water in urban environments. 1st IWA Development Congress, noviembre 15 a 19, Ciudad de México.
- López-Zavala, M.A., Funamizu, N., Takakuwa, T. (2004). Modeling of aerobic biodegradation of faeces using sawdust as a matrix. *Water Research* 38(5), p.1327-1339.
- Luostarinen, S., Sanders, W., Kujawa-Roeleveld, K., Zeeman, G. (2007). Effect of temperature on anaerobic treatment of black water in UASB-septic tank systems. *Bioresource technology*, 98(5), 980-986.
- Martins, A.M., Pagilla, K., Heijnen, J.J., van Loosdrecht, M. (2004) Filamentous bulking sludge-a critical review. *Water Research*, 38(4), 793-817.
- Melcer, H. (2003). *Methods for Wastewater Characterization in Activated Sludge Modeling*. Water Environment Research Foundation. ISBN-10: 1843396629 | ISBN-13: 9781843396628.
- Metcalf and Eddy (2003). *Wastewater Engineering: treatment, disposal, reuse*. Tchobanoglous, G., Burton,

F.L. eds. McGraw-Hill Book Company.

- Montangero, A., Belevi, H. (2007). Assessing nutrient flows in septic tanks by eliciting expert judgement: A promising method in the context of developing countries. *Water Research* 41(5), p.1052-1064.
- Moosbrugger, R.E., Wentzel, M.C., Ekama, G.A., Marais, G.v.R. (1993). A 5 pH Point Titration Method for Determining the Carbonate and SCFA Weak Acid/Bases in Anaerobic Systems. *Water Science and Technology* 28(2), p.237-245.
- Robbins, D., Strande, L., Doczi, J. (2012). Sludge management in developing countries: experiences from the Philippines. *Water* 21. December 2012.
- Roeleveld, P.J., van Loosdrecht, M.C.M. (2002). Experience with guidelines for wastewater characterisation in The Netherlands. *Water Science & Technology* 45(6), p.77-87.
- Still, D., Foxon, K. (2012). Tackling the challenges of full pit latrines. Vol. 1: Understanding sludge accumulation in VIPs and strategies for emptying full pits. *Water Research Commission Report No. 1745/1/12*. ISBN 978-1-4312-0291-1.
- Strauss, M., Kone, D., Saywell, D. (2006). Proceeding of the 1st Int. Symposium and Workshop on Faecal Sludge Management (FSM) Policy. EAWAG/SANDEC IWA.
- Strauss, M., Larmie, S.A., Heinss, U., Montangero, A. (2000). Treating faecal sludges in ponds. *Water Science and Technology*, 42(10), 283-290.
- Söttemann, S.W., Ristow, N.E., Wentzel, M.C., Ekama, G.A. (2005). A steady state model for anaerobic digestion of sewage sludges. *Water S.A.* 31(4), p.511-527.
- USEPA (1984). Handbook: Septage Treatment and Disposal. EPA 625/6-84-009, U.S. Environmental Protection Agency, Center for Environmental Research Information, Cincinnati, Ohio, EE.UU.
- USEPA (1994). Guide to septage treatment and disposal. EPA/625/R-94/002, U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development. Washington, D.C., EE.UU.
- van Lier, J.B. (2008). Anaerobic wastewater treatment. In: *Biological Wastewater Treatment: Principles, Modelling and Design*. Henze, M., van Loosdrecht, M.C.M., Ekama, G.A., Brdjanovic, D. eds. ISBN: 9781843391883. IWA Publishing. Londres, Gran Bretaña.
- Wilson, D., Harrison, J. (2012). eThekwini pit latrine program emptying program - The contract, the pitfalls and solutions. *International Faecal Management Conference*. October 29-31st, 2012. Durban, Sudáfrica.

Preguntas para el Estudio de este Capítulo

1. ¿Cuáles problemas técnicos son más probables en el co-tratamiento de LF en una EDAR?
2. ¿Por qué es importante determinar la demanda de oxígeno de los LF antes de su co-tratamiento?
3. ¿Por qué la acumulación de sólidos suspendidos totales (TSS) resulta ser un factor limitante del co-tratamiento de LF?

