Capítulo 2

Cuantificación, Caracterización y Objetivos de Tratamiento de los Lodos Fecales

Charles B. Niwagaba, Mbaye Mbéguéré y Linda Strande

Objetivos de aprendizaje

- Entender las dificultades para obtener datos confiables sobre la calidad y cantidad de lodos fecales producidos en toda una ciudad.
- Conocer los parámetros más importantes para la caracterización de los lodos fecales, cómo se analizan y qué rangos determinan que los lodos fecales sean de dilución alta, media o baja.
- Saber cómo los factores operativos influyen en la variabilidad de los lodos fecales.
- Entender los objetivos del manejo y tratamiento de los lodos fecales.

2.1 INTRODUCCIÓN

El primer paso para diseñar tecnologías para tratar los lodos fecales (LF), de manera que cumplan con los objetivos definidos de tratamiento, es cuantificar y caracterizar a los LF que se desea tratar. Óptimamente, esto se llevaría a cabo como parte de un estudio de factibilidad (como se describe en el Capítulo 17), pero es difícil debido a la falta de metodologías estandarizadas para la cuantificación o caracterización de los LF, lo que dificulta el diseño de sistemas adecuados y apropiados.

Las cantidades de LF generados y sus características típicas son difíciles de determinar, por la gran variedad de tecnologías descentralizadas en uso, como letrinas de pozo, inodoros públicos, tanques sépticos, letrinas cuyo tubo para la caída del excremento baja hasta debajo del nivel de agua en el tanque séptico abajo (aqua privies en inglés) e inodoros secos. Aunque diferentes tecnologías pueden existir en una misma ciudad, algunas prevalecen en ciertas regiones geográficas. Por ejemplo, en Bangkok (Tailandia), Dakar (Senegal), Hanói (Vietnam) y Buenos Aires (Argentina), los tanques sépticos son la forma predominante de tecnología descentralizada de contención, mientras que en Kampala (Uganda), Nairobi (Kenia) y Dar-es-Salaam (Tanzania) varios tipos de letrinas de pozo son los más utilizados (p.ej., letrinas mejoradas y sin mejoras, letrinas compartidas y públicas).

Por otro lado, la cantidad y las características de los LF también dependen del diseño y construcción de la tecnología sanitaria, de cómo es utilizada, de cómo son recolectados los LF y de la frecuencia de recolección. Todas estas variables producen grandes diferencias en las características de los LF entre ciudades e incluso entre diferentes lugares donde se aplica una misma tecnología.

Por lo tanto, este capítulo pretende presentar un resumen del estado actual de conocimiento sobre la cuantificación y caracterización de LF y señalar brechas en el mismo con el fin de poner estos en perspectiva respecto a los objetivos de tratamiento de los LF.

2.2 CUANTIFICACIÓN DE LOS LODOS FECALES

Generar estimaciones certeras del volumen de LF producidos es esencial para el correcto dimensionamiento de las redes de recolección y transporte, los sitios de entrega, las estaciones de tratamiento y las opciones de disposición o uso final. Debido a la variabilidad de los volúmenes generados de LF, es importante realizar estimaciones basadas en la realidad específica de cada lugar y no lo que uno encuentre en la literatura. Sin embargo, no existen métodos comprobados para cuantificar la producción de LF en áreas urbanas y la toma de datos que se requiere para cuantificarla acertadamente demandaría demasiada mano de obra, especialmente donde no existe información alguna. Por lo tanto, se debe desarrollar metodologías para generar estimaciones razonables.

Para esto, se han desarrollado dos enfoques teóricos: el Método de la Producción de Lodos y el Método de la Recolección de Lodos. La aplicación de uno u otro depende de si se pretende determinar la producción total de lodos o la carga previsible en la estación de tratamiento de lodos. El Método de la Producción de Lodos es para estimar las cantidades de LF que se originan en los hogares, con predicciones acerca de:

- Producción de excremento (es decir, heces y orina);
- Volumen de agua usado para lavado anal, lavado de manos, arrastre del excremento o en la casa en general; y
- Tasas de acumulación según el tipo de estructura de contención.

Por otra parte, el Método de la Recolección de Lodos se inicia con las compañías de recolección y transporte (tanto formales como informales) y utiliza la demanda actual de estos servicios para estimar el volumen de LF. Desafortunadamente, cada uno involucra muchas suposiciones debido a la falta de información. Las siguientes secciones dan ejemplos de cómo se aplican estos métodos.

2.2.1 El método de la producción de los lodos

La cantidad de heces producidas a diario puede variar ampliamente según los hábitos alimenticios. Las personas con una dieta que consiste en comida no procesada, con un alto contenido de fibra, producen mayor cantidad de heces (en masa y volumen), en comparación con las que consumen más carne y comidas procesadas (Guyton, 1992). La frecuencia de defecación es, en promedio, un depósito por día, pero puede variar de uno por semana hasta cinco por día (Lentner et al., 1981; Feachem et al., 1983). La Tabla 2.1 presenta valores reportados sobre la producción humana de heces.

Tabla 2.1 Tasas reportadas de la producción de heces

Lugar	Peso húmedo (g/persona/día)
Países de ingresos altos[1]	100 a 200
Países de ingresos bajos, rural[2]	350
Países de ingresos bajos, urbano[2]	250
China[3]	315
Kenia[4]	520
Tailandia[5]	120 a 400

[1] Lentner *et al.* (1981); Feachem *et al.* (1983); Jonsson *et al.* (2005); Vinneras *et al.* (2006)
[2] Feachem *et al.* (1983)
[3] Gao *et al.* (2002)
[4] Pieper (1987)
[5] Schouw *et al.* (2002)

El volumen de orina excretada también varía mucho según factores como el consumo de líquidos, la dieta, la actividad física y el clima (Lentner et al., 1981; Feachem et al., 1983). La Tabla 2.2 presenta valores reportados sobre la producción humana de orina.

Además del volumen de excremento generado a diario, la acumulación de los LF depende de los hábitos de las personas en el tiempo y en el espacio que influyen en el uso del inodoro, como el horario de trabajo, los hábitos de alimentación y bebidas, los patrones de cohesión social y la frecuencia del uso del inodoro. Adicionalmente, se debe tomar en cuenta el volumen de desechos sólidos que se bota dentro del sistema.

Se requieren los siguientes datos para estimar la producción de LF de una forma adecuada:

- Número de usuarios;
- Ubicación;
- Tipos y números de estructuras descentralizadas presentes;
- Tasas de acumulación de LF; y
- Población de diferentes niveles socioeconómicos.

La recopilación de datos puede presentar varios desafíos dependiendo de la información disponible, ya que las estructuras descentralizadas son construidas frecuentemente de manera informal y no hay registro de cuántas sean, de qué tipo, etc., en toda la ciudad. Un estimado cartero demandaría un levantamiento intensivo de datos, con entrevistas en cada hogar. En algunos casos, se cuenta con información demográfica detallada, mientras que en otros no sucede lo mismo. Otra complicación es el rápido crecimiento poblacional en las áreas urbanas de países con bajos ingresos. Además, para estimar el volumen de LF a entregarse en las estaciones de tratamiento, también se tiene que tomar en cuenta que los camiones aspiradores no vacían siempre todo el contenido de los sistemas de contención (Koanda, 2006).

Este método para estimar la producción de LF llevaría a sobreestimar los potenciales volúmenes a entregarse en la estación de tratamientos de los LF (ETLF). Aunque la meta es que todos los LF sean entregados en una ETLF, no es muy realista suponer que eso ocurra.

Tabla 2.2 Tasas reportadas de la producción de orina

Lugar	Peso húmedo (g/persona/día)
Valor general para adultos[1]	1.000 a 1.300
Suecia[2]	1.500
Tailandia[3]	600 a 1.200
Suiza (hogar, entre semana)[4]	637
Suiza (hogar, fines de semana)[4]	922
Suecia[5]	610 a 1.090

[1] Feachem *et al.* (1983)
[2] Vinneras *et al.* (2006)
[3] Schouw *et al.* (2002)
[4] Rossi *et al.* (2009)
[4] Jonsson *et al.* (1999)

2.2.2 El método de la recolección de los lodos

La cantidad de LF que se recolecta actualmente de los sistemas descentralizados es muy variable, según la infraestructura para el MLF, la aceptación y promoción del MLF, la demanda de servicios de recolección y la disponibilidad de lugares de tratamiento o descarga legal. Este volumen que se recolecta actualmente puede estimarse basado en entrevistas, visitas de sitio y revisión de registros internos de las compañías de recolección y transporte de LF. Las estimaciones pueden basarse en el número de recolecciones diarias, el volumen de LF en cada recolección, la frecuencia promedio de vaciado de las estructuras y la proporción estimada de la población que contrata los servicios de las compañías de recolección y transporte (Koanda, 2006). Se debe tomar en cuenta también la recolección informal o ilegal, ya que sus volúmenes pueden ser muy amplios.

La estimación de LF con este método se complica por muchos factores, como la presencia de una ETLF u otro lugar de descarga legal (Figura 2.1), si las tarifas cobradas allí son alcanzables y si existe un control verdadero de la descarga ilegal. Si estos tres factores están en pie, es posible que la mayoría de los LF recolectados sea entregada en el lugar donde se los pueden contabilizar. Si un lugar de descarga legal existe, se podría instalar un medidor de flujo para registrar el volumen de LF que se descarga. Caso contrario, si no hay un lugar legal para la descarga, las compañías tendrán recelo de cooperar con un estudio oficial que documentaría sus actividades ilegales. Es difícil cuantificar el volumen de LF vertidos ilegalmente en el ambiente, sea por compañías de recolección y transporte, sea por trabajadores contratados por la familia. Además, si se calculan los volúmenes para una nueva ETLF, en un lugar donde no existe ninguna opción legal para la descarga, una vez que se construya la nueva estación, se espera que aumente la demanda por estos servicios y, por lo tanto, el volumen entregado. Esto podría llevar a subestimar la capacidad requerida por la ETLF.

La exactitud de cualquier método para estimar el volumen generado de LF dependerá de la calidad de los datos que estén disponibles y lo razonables que sean las suposiciones. Los métodos para estimar los volúmenes de LF han de mejorar rápidamente con la construcción de más ETLF y a medida que el manejo de LF (MLF) reciba mayor aceptación y legitimidad.

Figura 2.1 Descarga de lodos fecales en el relleno sanitario y estación de tratamiento de lodos fecales Duombasie, en Kumasi, Ghana (foto: Linda Strande).

2.3 Caracterización de los lodos fecales

Los parámetros a considerarse en la caracterización de LF incluyen la concentración de sólidos, la demanda química de oxígeno (DQO), la demanda bioquímica de oxígeno (DBO), los nutrientes, los patógenos y los metales. Estos parámetros son los mismos que se consideran en el análisis de aguas servidas domésticas, pero es necesario resaltar que sus concentraciones varían mucho entre estas y los LF. La Tabla 2.3 presenta ejemplos bibliográficos de la gran variabilidad en las características de LF, en comparación con las de los lodos que salen de estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR). (El Capítulo 9 expone una comparación más detallada del fraccionamiento de la DQO en LF y en lodos de EDAR.) Las concentraciones de materia orgánica, sólidos totales, amoniaco y huevos de lombrices helmintos son normalmente de 10 a 100 veces mayores en LF, en comparación con los lodos de EDAR (Montangero y Strauss, 2002).

Hay una falta de información detallada actualmente sobre las características de LF, pero se está investigando activamente este campo. Los resultados de investigación, junto con observaciones empíricas, seguirán aumentando el conocimiento de las características de los LF y permitirán predicciones más certeras de las características, por medio de métodos que requieren menos mano de obra. La Sección 2.4 analiza los factores operativos que influyen en la variabilidad de los LF. Además de estos factores, la falta de métodos estandarizados para caracterizar los LF también contribuye a la alta variabilidad observada en los resultados.

Caso de Estudio 2.1: Variabilidad en las características de los lodos fecales en Uagadugú, Burkina Faso

La variabilidad en las características de LF fue estudiada por Bassan et al. (2013a). Se estableció una campaña de muestreo en la época seca y la época lluviosa en Uagadugú (Figura 2.4). La concentración de sólidos total (TS) en la época seca fue de 10,7 g/L, con una desviación estándar de 8,3. Debido a la alta variabilidad entre muestras, no se pudo encontrar una diferencia significativa en la dilución de los LF entre las épocas seca y lluviosa. Sin embargo, la campaña reveló que en la época lluviosa se hicieron hasta tres veces más viajes con los camiones tanqueros, indicando que las letrinas y pozos sépticos estaban llenándose mucho más rápidamente debido al ingreso de aguas subterráneas y la escorrentía de la lluvia.

Dada esta gran variabilidad en las características de los LF, es importante tomar los datos del lugar específico durante el diseño de una estación de tratamiento de LF (ETLF). Por ejemplo, en 2010, debido a la falta de datos locales, se basó el diseño de una ETLF en Uagadugú sobre datos bibliográficos generales. Se la diseñó para tratar 125 m^3/día, con una carga de TS de 21.000 mg/L, con un total de 96 lechos para el secado, cada uno de 128 m^2. Estudios de seguimiento revelaron que la estación fue sobre-dimensionada por un factor de dos y tenía la capacidad de tratar 250 m^3/día (Bassan et al., 2013b). Por lo tanto, una caracterización adecuada de los LF locales previa al diseño hubiera reducido significativamente el costo de inversión. Esto resalta la importancia de conocer las características locales de LF antes de diseñar las instalaciones para tratarlas.

Tabla 2.3 Características reportadas para lodos fecales (LF) de instalaciones descentralizadas de saneamiento y para lodos de estaciones de depuración de aguas residuales (EDAR)

Parámetro	Tipo de LF		Lodos de EDAR	Fuente
	Baños públicos	Tanque séptico		
pH	1,5 a 12,6	-	-	USEPA (1994)
	6,55 a 9,34	-	-	Kengne *et al.* (2011)
Sólidos totales, TS (mg/L)	52.500	12.000 a 35.000	-	Kone y Strauss (2004)
	30.000	22.000	-	NWSC (2008)
	-	34.106	-	USEPA (1994)
	≥3,5%	<3%	<1%	Heinss *et al.* (1998)
Sólidos volátiles totales, TVS (como % de TS)	68	50 a 73	-	Kone y Strauss (2004)
	65	45	-	NWSC (2008)
DQO (mg/L)	49.000	1.200 a 7.800	-	Kone y Strauss (2004)
	30.000	10.000	7 a 608	NWSC (2008)
	20,000 a 50.000	<10.000	500 a 2.500	Heinss *et al.* (1998)
DBO (mg/L)	7.000	840 a 2.600	-	Kone y Strauss (2004)
	-	-	20 a 229	NWSC (2008)
Total de nitrógeno, TN (mg/L)	-	190 a 300	-	Kone y Strauss (2004)
	-	-	32 a 250	NWSC (2008)
Total nitrógeno Kjeldahl, TKN (mg/L)	3.400	1.000	-	Katukiza *et al.* (2012)
NH_4-N (mg/L)	3.300	150 a 1.200	-	Kone y Strauss (2004)
	2.000	400	2 a 168	NWSC (2008)
	2.000 a 5.000	<1.000	30 a 70	Heinss *et al.* (1998)
Nitratos, NO_3^- (mg N/L)	-	0.2 a 21	-	Koottatep *et al.* (2005)
Total de fósforo, TP (mg P/L)	450	150	9 a 63	NWSC (2008)
Coliformes fecales (cfu/100 mL)	$1x10^5$	$1x10^5$	$6,3x10^4$ a $6,6x10^5$	NWSC (2008)
Huevos de helmintos (#/L)	2.500	4.000 a 5.700	-	Heinss *et al.* (1994)
	20.000 a 60.000	4.000	300 a 2.000	Heinss *et al.* (1998)
	-	600 a 6.000	-	Ingallinella *et al.* (2002)
	-	16.000	-	Yen-Phi *et al.* (2010)

2.4 FACTORES OPERATIVOS QUE CAUSAN VARIABILIDAD EN LOS LODOS FECALES

La gran variabilidad observada en las características de los LF se debe no solo a las diferentes tecnologías aplicadas, sino también a las formas de usar el inodoro, el tiempo de almacenamiento (por las tasas de acumulación y las frecuencias de vaciado), la entrada o salida de aguas subterráneas y el clima local. La dilución de los LF depende de la cantidad de agua que viene mezclada con el excremento y esta tiene relaciones directas con las concentraciones de nitrógeno, demanda química de oxígeno (DQO) y sólidos (Tabla 9.2). Es recomendable tomar en cuenta todos estos factores al determinar las características de los LF.

2.4.1 Formas de usar el inodoro

Los hábitos en cada hogar de cómo es utilizado el inodoro influyen sobre la variabilidad de los LF. La concentración de sólidos depende de varios factores, como el uso de inodoros secos o inodoros de arrastre de agua, la cantidad de agua que se utiliza para el arrastre, el método de limpieza anal (con papel o con agua) y la integración o separación de las aguas grises de duchas, lavabos y cocinas. Además, la concentración de grasas y aceites se aumenta si se incluyen las aguas grises de la cocina (sin tener trampas de grasa que funcionen debidamente) y el mal olor se incrementa con la incorporación de flujos adicionales de desechos orgánicos. La tasa de acumulación crece a medida que ingresan otros flujos de desecho (p.ej., desechos orgánicos de la cocina, basura inorgánica) y se incrementa el número de usuarios del inodoro. Algunas personas también agregan ciertos aditivos con la intención de reducir la tasa de acumulación, como cultivos de microorganismos, sal, azúcar, ceniza, fertilizante o kerosene. Algunos de estos aditivos son muy nocivos y, en general, no se ha documentado la eficacia de ninguno (Foxon et al., 2012).

2.4.2 Tiempo de almacenamiento

La tasa de acumulación y el tiempo de almacenamiento dependen del tipo de tecnología, la calidad de la construcción, el uso del inodoro y el ingreso o salida de aguas subterráneas. El tiempo que los LF permanecen en los sistemas descentralizados de contención influencia ampliamente sus características, debido a la digestión de la materia orgánica que ocurre durante el almacenamiento. Por ejemplo, en los asentamientos informales, una gran proporción de la población suele utilizar letrinas públicas, que son muy visitadas y deben ser vaciados frecuentemente. En Kampala, un promedio de 30 personas (o 7 familias) comparten una sola letrina (Günther et al., 2011). En Kumasi, Ghana, el 40 % de la población utiliza inodoros públicos que no están conectados al alcantarillado y tienen que ser vaciados cada mes. De esta manera, los LF recolectados de letrinas públicas no suelen estar muy estabilizados y tienen altas concentraciones de DBO y NH_4^+-N (Tabla 2.3). La frecuencia del vaciado de los pozos sépticos varía ampliamente según su volumen y el número de usuarios y puede ser cuestión de semanas o años. Si los LF permanecen en un tanque séptico durante años, se estabilizan más que en inodoros públicos que tiene que ser vaciado cada tres semanas. Otro factor es que durante su acumulación en las estructuras descentralizadas de contención, los LF se vuelven más densos en el fondo debido a la compactación, lo cual dificulta su bombeo y causa la formación de capas duras en la base.

2.4.3 Infiltración del agua al suelo e ingreso de aguas subterráneas

La dilución y el volumen de los LF son influenciados ampliamente por el movimiento de agua hacia o desde la tierra alrededor del pozo. Si el agua se infiltra en el suelo, la tasa de relleno será menor y los LF menos diluidos. La permeabilidad de estos sistemas de contención depende de su porcentaje de revestimiento, su conexión a campos o pozos de infiltración y la calidad de construcción. Si los sistemas son permeables, el flujo de agua hacia adentro o hacia afuera depende directamente del tipo de suelo y el nivel de agua freática subterránea. Esto es de especial preocupación en los países de bajos ingresos, donde los constructores de letrinas y pozos sépticos son generalmente informales y no suelen ser conscientes de las consecuencias de la contaminación del agua subterránea por LF o pueden no tener los medios para determinar el nivel freático.

2.4.4 Influencia del método de recolección

El método de recolección también influye en las características de los LF. Cuando se forman capas duras en el fondo, pueden vaciarse con palas o agregando agua para reducir la viscosidad y así permitir el bombeo (Figura 2.2). Las letrinas de pozos que son parcialmente forrados o sin revestimiento suelen requerir un lavado con grandes cantidades de agua para poder bombear los LF, ya que la infiltración de agua al suelo aumenta su espesura. Así, los LF que han sido bombeados resultan ser más diluidos y menos viscosos que los que han sido recolectados manualmente.

Los LF de tanques sépticos serán más diluidos si se extrae en mayor medida el líquido que se encuentra por encima de los sólidos asentados en el fondo o si la bomba no tiene la fuerza necesaria para mover esos lodos espesos. Por ejemplo, en Dakar, Senegal, el 83 % de los vehículos de recolección y transporte están equipados con bombas pero no son aspiradores tan fuertes como para poder retirar los sólidos espesos asentados en el fondo de los pozos sépticos (Diongue, 2006; Sonko, 2008). Donde existen pozos de infiltración para recibir el efluente de los tanques sépticos, se los deben vaciar también para prevenir su taponamiento. (El Capítulo 4 analiza en más detalle los métodos y medios para recolección y transporte.)

Figura 2.2 Agregación de agua para facilitar la recolección de los lodos fecales espesos en el fondo de una letrina de pozo, utilizando un "Tragón" ("Gulper"), en el asentamiento informal de Kibera, Nairobi, Kenia (foto: Linda Strande).

2.4.5 Clima

El clima ejerce una influencia directa sobre las características de los LF, principalmente mediante la temperatura y la humedad. Los países tropicales pueden tener una o más épocas de lluvia y de sequía en el año. Las temperaturas pueden ser más bajas en la época lluviosa y más altas en la época seca. Frecuentemente, la mayor demanda para los servicios de recolección y transporte ocurre durante la época lluviosa, ya que las fuertes lluvias pueden ocasionar el desbordamiento e inundación de los sistemas descentralizados. También, la degradación biológica es más rápida en temperaturas más altas.

2.5 METAS DE TRATAMIENTO

El principal objetivo del tratamiento de los LF es asegurar la protección de la salud humana y ambiental. Por lo tanto, la legislación que regula el tratamiento, descarga, usos o disposición final es fundamental. (Se describen los marcos institucionales más detalladamente en el Capítulo 12.) En muchos casos, la legislación específica sobre el tratamiento de los LF es tomada prestada de la legislación referente a las aguas servidas, como los Estándares Nacionales para la Descarga de Aguas Servidas o las Pautas de la Agencia de Protección Ambiental (de los EE.UU.), que no toman en cuenta las diferencias que presentan los LF. Las metas para el tratamiento de los LF deben basarse en los usos o disposiciones que se pretende dar a los productos finales, además de la descarga del efluente procesado. Un enfoque de barreras múltiples es preferible que el establecimiento de exigencias prescriptivas basadas en metas específicas (como se analiza más detalladamente en el Capítulo 10, sobre el uso final de los productos de tratamiento).

2.6 OBJETIVOS DE TRATAMIENTO

La separación del agua (o "espesamiento") de los LF es un importante objetivo de tratamiento, ya que los LF contienen una alta proporción de líquidos y la reducción de este volumen disminuye mucho el costo de transporte del gran peso de agua y simplifica su tratamiento. Los objetivos de tratamiento frente al ambiente y la salud pública incluyen la reducción de patógenos, la estabilización de la materia orgánica, el retiro de los nutrientes y la seguridad del uso o disposición final de los productos del tratamiento.

2.6.1 Separación del agua

Los métodos más comunes para la separación del agua de los LF incluyen la sedimentación gravitacional, la evaporación, la evapotranspiración y la filtración en lechos de secado. Los LF tienen diferentes características respecto a la separación del agua, en comparación a los lodos de EDAR, incluyendo la tendencia de formar espuma al agitarse y a resistir la separación del agua (USEPA, 1999). El tiempo de almacenamiento descentralizado también influye en la facilidad de la separación del agua. Existe experiencia empírica que indica que la separación del agua de los LF frescos es más difícil que en el caso de LF más añejos, estabilizados y digeridos. El proceso de separación de agua o espesamiento puede incluir la agregación de materiales secos, como aserrín, para aumentar el contenido de sólidos, lo que es común en procesos como el compostaje, para aumentar la relación de carbono a nitrógeno (C:N). El efluente del proceso de separación de agua requiere tratamiento adicional, ya que puede tener altas concentraciones de amoniaco, sales y patógenos. (Los mecanismos para la separación del agua se detallan más en el Capítulo 3 y las tecnologías de tratamiento en los Capítulos 5 a 8.)

2.6.2 Reducción de patógenos

Los LF contienen abundantes microorganismos, los que se originan principalmente en las heces. Algunos de estos microorganismos son patógenos y la exposición a LF no tratados constituye un riesgo significativo para la salud humana, sea por contacto directo o indirecto. Es necesario tratar los LF hasta alcanzar un nivel higiénico adecuado, según su uso o disposición final. Por ejemplo, las rutas de exposición son muy diferentes si los lodos son descargados en el ambiente, utilizados en la agricultura o quemados como combustible. (Los patógenos son analizados en más detalle en la Sección 2.10; los mecanismos para reducir o inactivarlos, por medio de depredación, exclusión, deshidratación, falta de alimento, calor u otros factores en el Capítulo 3.)

2.6.3 Extracción de los nutrientes

Los LF contienen grandes concentraciones de nutrientes que pueden destinarse a la recuperación benéfica de recursos, pero si no se los maneja debidamente pueden producir contaminación ambiental. Los nutrientes en los LF pueden complementar a los fertilizantes nitrogenados sintéticos (que dependen de los combustibles fósiles) y el fósforo (que es minado como recurso no renovable y que está estimado que llegará a su pico de disponibilidad dentro de 100 años, después del cual la oferta no podrá abastecer toda la demanda; Bentley, 2002; Steen, 1998). Además, estos componentes producen impactos cuando ingresan en los cuerpos de agua, ya que pueden provocar fenómenos como la eutrofización y la sobreproducción de algas (Figura 2.3), además de la contaminación del agua potable (p.ej., los nitratos que ocasionan la metahemoglobinemia). (Hay más análisis de los nutrientes en la Sección 2.9.1, y de los beneficios y consideraciones por el uso de los productos de tratamiento en el Capítulo 10.)

2.6.4 Estabilización

Los LF no tratados presentan una alta demanda de oxígeno debido a la presencia de materia orgánica fácilmente degradable, que consume grandes cantidades de oxígeno durante la respiración aeróbica. Si se descargan los LF en las aguas superficiales, se puede agotar el oxígeno presente en ellas. El proceso de estabilización aumenta la concentración de moléculas orgánicas que no se degradan fácilmente por ser más complejas y estables (p.ej., celulosa, lignina). La estabilización se logra a través de la biodegradación de las moléculas más fácilmente degradables, lo que reduce la demanda de oxígeno. Los indicadores más comunes para la estabilización incluyen los sólidos suspendidos volátiles (VSS), DBO y DQO. Además, la estabilización asegura que las formas orgánicas de los nutrientes presentes en los productos finales del tratamiento sean estables, para aplicaciones más confiables y predecibles. La estabilización reduce la tendencia de formar espuma y conduce a mejor separación del agua. (Hay mayor explicación de la estabilización en el Capítulo 3, sobre los mecanismos de tratamiento.)

Figura 2.3 Río eutrófico, resultado de la descarga directa de lodos fecales y aguas servidas sin tratamiento, en Yaoundé, Camerún (foto: Linda Strande).

2.7 PREOCUPACIONES SOBRE EL TRATAMIENTO

Se deben monitorear las fuentes de las cuales provienen los LF que se dirigen a una ETLF para asegurar que no entren compuestos tóxicos desde alguna industria. Por ejemplo, los metales pesados no pueden ser eliminados durante el tratamiento, por lo tanto, es importante evitar su ingreso desde un inicio. Estos metales no constituyen una gran preocupación respecto a los LF domésticos, ya que se encuentran más en las aguas servidas de ciertas industrias, aunque pueden existir en los hogares también, por desechar pilas eléctricas en los inodoros.

Por otro lado, los lixiviados de los lechos de secado de LF y el efluente de las lagunas de estabilización pueden poseer alta salinidad, lo que es preocupante si el efluente es utilizado para riego en la agricultura, debido a sus impactos sobre el crecimiento de las plantas, reducciones en la permeabilidad de los suelos y la formación de una costra. (En el Capítulo 11, sobre operaciones y mantenimiento, se presenta un sistema para rastrear las fuentes de LF, y en el Capítulo 10, el impacto de metales y sales en los productos finales.)

2.8 PROCEDIMIENTOS Y PROGRAMAS DE MUESTREO

En la caracterización de los LF, la calidad de los resultados está influenciada fuertemente por la manera de recolectar las muestras, así como los métodos y prácticas de laboratorio. Esto se complica aún más por la dificultad de tomar muestras de sistemas descentralizados y cerrados. Los LF, dentro de sus estructuras de contención, no son mezclados, entonces se forma una nata encima y una capa densa en el fondo. Dónde y cómo tomar la muestra depende del objetivo y el método de muestreo, lo que debe estar ligado siempre a los resultados. Por ejemplo, es diferente si la meta es conocer las características de los LF en una estructura de contención o si se desea conocer las características de los LF al descargarse en la ETLF. En el primer caso, se deben tomar las muestras en la estructura de contención, mientras que en el segundo sería más adecuado tomarlas en el camión cisterna. Si la meta es caracterizar los LF en una estructura de contención, entonces se debe muestrear cada capa del contenido (superior, medio e inferior) y armar una muestra compuesta volumétricamente representativa.

Si el objetivo es caracterizar los LF que serán entregados en una ETLF, se podrían tomar muestras directamente del camión en varios momentos mientras se descarga, para así formar una muestra compuesta (Figura 2.4). El método más certero es tomar submuestras cada cierto tiempo (p.ej., cada 2 minutos), pero también se lo puede hacer al inicio, a la mitad y al final de la descarga (ya que no se sabe exactamente el volumen de LF presente en el tanquero), lo que dará una medida más cualitativa, aunque se ha visto que puede ser relativamente certera. El volumen de la muestra de LF debe ser proporcional al volumen del tanquero, así como se hace en el muestreo proporcional al caudal de aguas servidas (Vonmiller, 2007). Si es factible, se podría descargar el camión a un tanque de almacenamiento equipado con mezclador y así obtener una muestra homogénea y más representativa. Una vez recolectados los LF, la sedimentación sucede rápidamente y esto se debe tomar en cuenta al seleccionar los momentos para el muestreo.

Otros aspectos a considerar incluyen la necesidad de tomar la muestra rápidamente y cerrar el recipiente para prevenir la volatilización o la contaminación y de mantenerla fría para prevenir la actividad microbiana. Las muestras deben ser analizadas dentro de ocho horas después de ser tomadas y, si eso no es posible, la muestra debe ser preservada, por medio de la refrigeración, la congelación o la añadidura de un fijador químico, según el método para medir los parámetros.

Figura 2.4 **Campaña de muestreo para cuantificar y caracterizar los lodos fecales en Uagadugú, Burkina Faso, para el diseño de una nueva estación de tratamiento de lodos fecales. Ninguna existe actualmente en esa ciudad y la única opción para las compañías de recolección y tratamiento es la descarga directa en el ambiente (foto: Hanspeter Zoellig).**

Caso de Estudio 2.2: Dificultades asociadas con el muestreo para la caracterización de los LF

(Kartik Chandran y Melanie Valencia, Universidad Columbia, Nueva York, EE.UU.)

Desde el año 2011, la Fundación Bill y Melinda Gates ha financiado un proyecto para evaluar la posibilidad de producir biodiésel a partir de LF. Se formó una alianza entre KNUST en Kumasi (Ghana), la Universidad Columbia (EE.UU.) y Waste Enterprisers. El primer paso fue la caracterización de los LF en Kumasi. Un grupo de estudiantes de posgrado de KNUST llevó a cabo un "estudio de 100 muestras" para evaluar el contenido de sólidos, amoniaco, lípidos, pH y DQO. Se compararon letrinas de pozo, inodoros privados e inodoros públicos, con las muestras tomadas en el sitio de descarga de los tanqueros. El análisis determinó que los inodoros suministraron la mejor materia prima para mantener sano su reactor y generar más ácidos grasos de largas cadenas, los que pueden ser precursores para biodiésel.

A medida que el proyecto evolucionó, también consideraron los ácidos grasos volátiles (VFA) como precursores para la producción de lípidos. Esto generó preocupaciones sobre el transporte de las muestras del sitio hasta el laboratorio, debido a la volatilización del material y el tiempo que transcurre entre obtener la muestra y su análisis. Los frascos de muestra serían llenados completamente y llevados rápidamente al laboratorio para su medición el mismo día. Para obtener una muestra homogénea, especialmente para la producción de VFA en los digestores anaeróbicos, cuatro de los seis reactores fueron mezclados con bombas. Las muestras para medir la producción de gases fueron recolectadas antes de mezclarse y las muestras de LF fueron recolectadas después.

El grupo investigador se enfrentó a varios desafíos administrativos durante la recepción y muestreo de los LF. La instalación está ubicada en un sistema de lagunas que funciona como EDAR para el municipio. El primer desafío fue lograr que los tanqueros descargaran sus LF en el sistema experimental en lugar de las lagunas. Al inicio, el proyecto pagaba US$ 5 (GHC 10) a los choferes para compensar su tiempo, ya que se tardaba más para descargar en el sistema experimental que en las lagunas. Aun así, en la época lluviosa muchos de los choferes se negaron a depositar los LF en la instalación experimental, ya que el camino de acceso se dañó con las lluvias. El incentivo de $5 ya no era suficiente y solo algunos choferes que ya eran conocidos del proyecto seguían llevando los LF. Una vez terminada la época lluviosa y reparado el camino, los camiones seguían sin llevar los LF. Se analizaron diversas opciones para enfrentar esto, incluyendo la recepción más rápida de los LF. Al final, se duplicó el incentivo, más tanqueros comenzaron a llegar y se corrió la voz a otros choferes que se vieron más interesados en colaborar. Hay más información sobre este y otros proyectos de MLF en www.susana.org.

Caso de Estudio 2.3: Selección y caracterización de muestras de lodos fecales de tecnologías descentralizadas de saneamiento en el Municipio de eThekwini, Durban, Sudáfrica

Las características de lodos fecales pueden variar enormemente entre diferentes lugares y tipos de tecnologías. Para determinar cuán grande era la diferencia, el Grupo de Investigación sobre la Contaminación (PRG) de la Universidad de KwaZulu-Natal en Durban, Sudáfrica, llevó a cabo un estudio de las propiedades de los LF de diferentes tipos de instalaciones descentralizadas de saneamiento en el Distrito Metropolitano de Durban, incluyendo inodoros ecológicos secos con separación de la orina (UDDT), letrinas mejoradas y ventiladas familiares (VIP) y letrinas comunitarias (CAB). La primera fase fue un programa de muestreo (Tabla 2.4) que consistió en vaciar los pozos y obtener muestras de LF de las instalaciones descentralizadas seleccionadas, seguida por la realización de los análisis químicos, físicos, mecánicos y biológicos.

Se desarrolló un método de muestreo para diferentes profundidades, en las secciones 'delanteras' y 'traseras' de cada pozo o cámara. Las letrinas húmedas tenían un alto contenido de líquidos, con los lodos concentrados en forma de una capa sólida que flotaba encima de los líquidos. Se tomaron las muestras de la capa flotante y del líquido que se encontraba debajo, combinando las muestras 'delanteras' y 'traseras'. Los pozos comunitarios estuvieron llenos de líquidos, igual que las letrinas húmedas. En promedio, se obtuvieron ocho muestras de cada letrina ventilada seca, cuatro a seis muestras de cada letrina ventilada húmeda, dos a seis muestras de cada UDDT (de la cámara activa y de la cámara pasiva) y alrededor de 12 muestras de cada CAB comunitario. Cada muestra midió un litro y fue almacenada en una botella plástica a 4 °C para las pruebas analíticas, incluyendo: demanda química de oxígeno (DQO); amoniaco; total Kjeldahl de nitrógeno (TKN); (orto)fosfato; potasio; contenido de agua; sólidos suspendidos, fijados, volátiles y totales; índice del volumen de lodos (SVI); pH; conductividad térmica; calor específica, viscosidad; densidad; distribución de los tamaños de partículas; valor calorífico, metales pesados; y parásitos.

Algunos de los resultados obtenidos se resumen en la Tabla 2.5. Se obtuvo un promedio de 80 % de agua en las muestras de VIP. Como es de esperar, hubo menos humedad en los UDDT (60 %). El conjunto de datos sobre humedad, sólidos y viscosidad suministró un punto de partida útil para la evaluación y diseño de equipos mecánicos para vaciar los pozos. Por otra parte, la mayor viscosidad medida en los LF de un VIP seco fue de 6×10^6 Pa.s. y el promedio en general fue alrededor de 3×10^5 Pa.s. Sin embargo, estos valores son de LF no tratados y, respecto al vaciado de los pozos, el contenido de desechos no fecales (basura) también debe ser tomado en cuenta. Los valores más bajos de DQO fueron los de los UDDT.

Tabla 2.5 Valores promedio de las propiedades de lodos fecales, según análisis de laboratorio.

Tipo	Humedad	SS	VSS	Ceniza	SVI	pH	DQO	NH_4-N	TKN	PO_4-P	P_{tot}	Conductividad térmica	Valor calorífico	Densidad
	%	mg/L	g/g DW	g/g DW	ml/mg	-	mg/g DW	mg/g DW	mg/g DS	mg/L	mg/L	W/ mK	MJ/kg	kg/m^3
VIP Secos	83	381	0,57	0,43	0,11	7,6	680	13	40	0,73	3,86	0,54	14,06	1,356.5
VIP Húmedos	79	562	0,54	0,46	0,04	7,7	720	7	30	0,83	2,93	0,55	13,08	1,443.1
VIP CAB	77	139	0,49	0,51	0,51	7,4	650	3	30			0,60	14,31	1,350.1
UDDT	60	246	0,45	0,55	0,23	7,5	490	5	30	1,00	3,27	0,38	12,93	1,450.4

El análisis de los lodos fecales (LF) fue llevado a cabo en la EDAR cerca de Tongaat, al norte de Durban. Tres muestras de lodos fueron seleccionadas de pozos secos de VIP y de UDDT (de la cámara activa y de la pasiva). Se realizó una separación manual de diferentes categorías de materiales, se pesó cada una de estas y luego se calculó su porcentaje de la masa húmeda total. La Figura 2.5 presenta un ejemplo del tamizado de los LF durante el muestreo.

Aunque se identificaron diferentes materiales en la separación manual, más que el 85 % de la masa húmeda fue orgánico y correspondía a LF, seguido por un 7 a 8 % de papel y un 1 a 2 % de textiles. Los productos de higiene femenina representaron aproximadamente al 1 % de la masa total. Se prevé que investigaciones adicionales (sobre la distribución de los tamaños de las partículas entre las diferentes categorías de materiales) generen información sobre el rango de tamaño de estos componentes y estimen su impacto sobre los equipos para el vaciado de los pozos.

2.9 COMPONENTES FÍSICO-QUÍMICOS

Esta sección provee un resumen de los componentes que son medidos más frecuentemente para la caracterización de los LF y los principales métodos para su cuantificación. (El Capítulo 3, sobre los mecanismos de tratamiento, presenta más información sobre los fundamentos de la transformación de estos componentes.) Existen descripciones detalladas de los métodos analíticos para aguas servidas (p.ej., Métodos Convencionales de APHA, 2005), pero deben adaptarse rigurosamente para caracterizar los LF.

2.9.1 Nutrientes

El excremento contiene nutrientes que se originan en la comida. Del total de nitrógeno, fósforo y potasio consumido por una persona, un 10 a 20 % del nitrógeno, 20 a 50 % del fósforo y 10 a 20 % del potasio es excretados en las heces y un 80 a 90 % del nitrógeno, 50 a 65 % del fósforo y 50 a 80 % del potasio sale en la orina (Berger, 1960; Lentner et al., 1981; Guyton, 1992; Schouw et al., 2002; Jönsson et al., 2005; Vinnerås et al., 2006). El amoniaco (NH_3) es producido por la desaminación del nitrógeno orgánico y la hidrólisis de la urea ($CO(NH_2)_2$) en la orina por parte de la enzima ureasa. La mayor parte del amoniaco en LF frescos viene de la orina (Mitchell, 1989; Jönsson et al., 2005). Por su parte, el nitrógeno en las heces se encuentra en un 20 % en la forma de amoniaco, un 17 % en la forma de nitrógeno orgánico en las células de las bacterias vivas y el resto está en otras formas de nitrógeno orgánico, como proteínas y ácidos nucleicos (Lentner et al., 1981).

Nitrógeno

Es muy importante considerar el parámetro de nitrógeno en el tratamiento de los LF, ya que su concentración es generalmente muy alta (p.ej., 10 a 100 veces más que en aguas servidas domésticas). Según varios factores, como el pH, el tiempo de almacenamiento, la presencia de oxígeno y el tipo de LF, el nitrógeno puede estar presente como una combinación de las siguientes formas: amonio (NH_4-N)/amoniaco (NH_3-N), nitrato (NO_3-N)/nitrito (NO_2-N) y formas orgánicas de nitrógeno como aminoácidos y amines.

Al cuantificar la concentración de amoniaco en los LF, es necesario hacer un paso previo de destilación, seguido por algún método de análisis volumétrico, electrodos o fenatos (APHA, 2005). Para prevenir la evaporación, las muestras deben ser refrigeradas y analizadas dentro de las primeras 24 horas, congeladas o acidificadas hasta un pH de 2 para su análisis dentro de los primeros 28 días (APHA, 2005). El Nitrógeno Total de Kjeldahl (TKN) es la suma del nitrógeno orgánico, amonio (NH_4-N) y amoniaco (NH_3-N), lo que se puede determinar por el método macro Kjeldahl, el método semi micro Kjeldahl o por medio de análisis de digestión en bloque e inyección de flujo. Los nitratos y nitritos pueden determinarse por medio de cromatografía de iones, electroforesis de iones en conductos capilares, reducción de cadmio, reducción de hidracina, inyección de flujo de reducción de cadmio o el método espectrofotométrico de UV (APHA, 2005). Existen kits comerciales para estos análisis y son usados frecuentemente. El total de nitrógeno puede determinarse por medio de digestión oxidativa a nitratos, seguido por cuantificación del nitrato, o por la suma de TKN con los resultados de nitratos y nitritos.

Figura 2.5 Separación de desechos sólidos de los lodos fecales mediante un tamiz de barras, en el afluente a una estación de tratamiento, durante un evento de muestreo en Kampala, Uganda (foto: Daniel Ddiba).

Fósforo

La concentración de fósforo es otro parámetro muy importante a considerar, como su concentración puede ser 2 a 50 veces mayor en LF que en las aguas servidas domésticas. El fósforo en los LF está presente como fosfato libre, fosfato fijado orgánicamente (p.ej., en ácidos nucleicos, fosfolípidos o proteínas fosforiladas) o las formas ácidas y básicas del ácido ortofosfórico (H_3PO_4/PO_4-P). El destino del fósforo en varios procesos de tratamiento se basa en factores como sorción, precipitación, complejación, sedimentación, mineralización, pH, absorción por las plantas sembradas en lechos de secado y el potencial de redox.

La concentración de fosfato puede determinarse por medio de colorimetría del fósforo 'reactivo' o por medio de hidrólisis o digestión para determinar el total de fósforo, incluyendo las fracciones orgánica y de partículas (APHA, 2005).

2.9.2 pH

La medición del pH es primordial para comprender los procesos de química del agua, como la química ácido-base, la alcalinidad, la neutralización, la estabilización biológica, la precipitación, la coagulación, la desinfección y el control de corrosión (APHA, 2005). El pH de los LF de tanques sépticos está normalmente entre 6,5 y 8,0 (Ingallinella et al., 2002; Cofie et al., 2006; Al-Sa'ed and Hithnawi, 2006), pero puede variar ampliamente entre 1,5 y 12,6 (USEPA, 1994). Un pH fuera del rango de 6 a 9 indica una alteración en los procesos biológicos que podría inhibir la digestión anaeróbica y la producción de metano. Esto podría ser el resultado de un cambio en las cargas hidráulicas, la presencia de sustancias tóxicas, un gran aumento en la carga orgánica o que los sistemas están recibiendo aguas servidas comerciales o industriales. El pH puede medirse con sensores que tienen electrodos o con papel reactivo (APHA, 2005).

2.9.3 Sólidos totales

La concentración de sólidos totales (TS) incluye una variedad de materias orgánicas (volátiles) e inorgánicas (fijas), que se pueden dividir entre sólidos flotantes, sólidos sedimentable, sólidos coloidales y sólidos disueltos. (La sección 2.9.6 trata el tema de la arena y 2.9.7 los desechos sólidos gruesos.) En general, se miden los parámetros de sólidos totales y las fracciones de sólidos volátiles, fijos, sedimentables, suspendidos y disueltos.

Se cuantifican los sólidos totales (TS) como el material que queda después de 24 horas de secado en un horno a 103 o 105 °C. Los sólidos volátiles (VS) constituyen la fracción que se incinera a una temperatura de 500 °C y también puede considerarse como la parte orgánica. Los sólidos fijos son la parte remanente después de esta incineración y se consideran material inorgánico. La relación de VS a TS se emplea como un indicador de la proporción de materia orgánica y la estabilidad bioquímica de los LF. Los valores de TS son muy importantes, ya que son utilizados en el diseño y dimensionamiento de tecnologías de tratamiento de los LF, como los lechos de secado (con o sin plantas).

La fracción de sólidos suspendidos (SS) se define como los sólidos que no pueden pasar por un filtro, mientras los que pasan son llamados sólidos disueltos. Como esto depende del tamaño del poro del filtro, es importante siempre reportar el tamaño de filtro que ha sido utilizado. Es común utilizar un filtro de 0,45 µm en el análisis de aguas servidas, pero también se emplea hasta de 2,0 µm. Cuando los LF son demasiado espesos para pasar por los filtros, es común reportar solo la concentración total de sólidos.

Los sólidos que se sedimentan luego de un cierto periodo de tiempo, por ejemplo, los que se acumulan en el fondo de un cono Imhoff después de 30 a 60 minutos se denominan sólidos sedimentables. Este valor puede reportarse como el índice de volumen de lodos (SVI) y se utiliza en el diseño de tanques de sedimentación. (El Capítulo 9 detalla más la medición de sólidos.)

2.9.4 Demanda bioquímica de oxígeno (DBO) y demanda química de oxígeno (DQO)

La demanda de oxígeno de los LF es un parámetro muy importante a monitorear, ya que la descarga directa en los cuerpos de agua puede reducir o eliminar el oxígeno presente, resultando en la posible mortandad de la fauna acuática. Para reducir esta demanda de oxígeno, los LF deben ser estabilizados, lo que se puede lograr con un adecuado tratamiento aeróbico o anaeróbico. Cabe mencionar que las tecnologías para la separación del agua de los LF no reducen necesariamente su demanda de oxígeno.

La DBO es una medida del oxígeno consumido por los microorganismos al degradar la materia orgánica. El método convencional para medir la DBO incluye la incubación a 20°C durante 5 días y es reportada como DBO_5 en mg O_2/L. La DBO_5 de aguas servidas es considerada leve, mediana, fuerte y muy fuerte a 200, 350, 500 y >750 mg O_2/L respectivamente (Mara, 2004). La DBO_5 de los LF es generalmente mucho mayor a la de las aguas servidas más concentradas (Tabla 2.3). Los materiales sin carbono también pueden consumir el oxígeno, como el caso de la oxidación del amoniaco a nitrato, que podría incrementar el valor reportado de DBO si no se toma en cuenta esto. Para prevenir esto, se puede inhibir la nitrificación con el uso de ciertos químicos. Además, la distribución del tamaño de las partículas también influye, ya que las partículas más pequeñas y solubles tienen coeficientes de la tasa de reacción de DBO más veloces. Otros factores que pueden causar variabilidad en las muestras incluyen filtración, dilución y metodologías de muestreo.

La DBO representa únicamente las sustancias orgánicas biodegradables, mientras la DQO representa el equivalente de oxígeno de la materia orgánica que puede oxidarse químicamente con dicromato, un oxidante poderoso. El análisis de DQO es más conveniente que lo de DBO, ya que tarda solo unos minutos u horas según el método exacto.

Las concentraciones de DQO son mayores a las de DBO por algunas razones, incluyendo las siguientes:

- Ciertas moléculas orgánicas complejas, como la lignina, resisten la biodegradación pero son oxidadas por el dicromato;
- Algunas sustancias inorgánicas también son oxidadas por el dicromato;
- Posible inhibición de algunas bacterias en la prueba de DBO.

La DQO es determinada en el laboratorio por medio de un método de reflujo (abierto o cerrado) y existen en el mercado kits comerciales para su determinación (APHA/AWWA/WEF, 2005). La relación de DBO a DQO puede utilizarse como un indicador de la biodegradabilidad de la materia orgánica en diferentes flujos de desecho. (El Capítulo 9 explica en mayor detalle DBO, DQO y el fraccionamiento de DQO.) Otras medidas de carbono orgánico no presentadas aquí incluyen el carbono orgánico total (TOC) y ciertos compuestos orgánicos específicos.

2.9.5 Grasas y aceites

Los aceites y grasas presentes en LF provienen de una amplia variedad de fuentes, incluyendo manteca, carnes, semillas, nueces, kerosene y aceites de lubricación. Es importante considerar el contenido de aceites y grasas, porque puede reducir la degradación microbiana debido a menor solubilidad y mayor formación de una nata en los tanques de sedimentación, además de lo que causan problemas de mantenimiento y pueden generar películas visibles en el efluente final. Las concentraciones de aceites y grasas pueden determinarse por medio de extracción con diferentes solventes y se debe especificar siempre cuál solvente fue utilizado (APHA, 2005).

2.9.6 Arena

Es importante considerar las concentraciones de arena en los LF por tratar, puesto que influyen en los tamaños requeridos y las tasas de relleno de los tanques de almacenamiento y tratamiento, además de contribuir al taponamiento de tubos y bombas. Las fuentes de arena incluyen pozos no forrados, el lavado de herramientas y vegetales, lavado de pisos, e inundaciones. En lugares donde abunda la arena en los LF, esta constituye una gran

preocupación para el tratamiento (p.ej., Dakar, Senegal; Caso de Estudio 2.4). Se pueden instalar trampas de arena en lavabos y otros puntos de entrada a las tuberías. Se determinan las concentraciones de arena primero secando la muestra en un horno a 105 °C, luego a 550 °C para obtener el total de sólidos fijos. Después, las cenizas son tratadas con una mezcla caliente de ácido nítrico y ácido hidroclórico. Se obtiene la arena al filtrar, luego de calcinación a 1.000 °C.

2.9.7 Basura

Los desechos sólidos llegan a depositarse en los sistemas de contención sanitaria por varias razones, como la falta de un sistema funcional de recolección y manejo de estos desechos. Además, es común que se boten adentro de los inodoros pañales desechables y productos de higiene menstrual. La acumulación de estos desechos puede ser significativa y debe desincentivarse por medio de campañas educativas. Pueden dificultar la recolección y transporte de los LF (Capítulo 4), obstaculizar tubos y bombas, incrementar los volúmenes necesarios en instalaciones de almacenamiento y tratamiento y afectar la calidad de los productos finales.

Para prevenir su ingreso a la ETLF, la ubicación de tamices o rejillas es primordial. Se ha encontrado que los desechos orgánicos biodegradables conforman la mayor parte de los desechos tamizados (48 %), seguido por: piedras y escombros (29 %); hierro, madera y textiles (20 %); y plásticos (3 %) según la masa seca de cada componente (Rouyat et al., 2006). Resultados similares fueron obtenidos en Dakar (Caso de Estudio 2.4).

Figura 2.6 Desechos sólidos separados de lodos fecales con tamices de barras al ingreso de una estación de tratamiento de lodos fecales, Dakar, Senegal (foto: Linda Strande).

Caso de Estudio 2.4: Arena y desechos sólidos en los lodos fecales en Dakar, Senegal; mayores costos de recolección en Kampala, Uganda

Dakar

Un estudio llevado a cabo en Dakar, Senegal, determinó que el contenido promedio de arena en lodos fecales (LF) de tanques sépticos era 935 g/m^3 (=mg/L), con un rango de 90 a 4.000 g/m^3. En sectores pobres de Dakar, los patios de las casas y los caminos son simplemente de tierra natural. Por lo tanto, una gran cantidad de arena es llevada a las letrinas en los zapatos y en los pies descalzos. Esto se aumenta en la época de lluvias, ya que la arena mojada se adhiere más a los zapatos y pies. También, las duchas están ubicadas frecuentemente dentro de las mismas casitas de las letrinas, por lo que aportan arena. Además, la predominancia de los inodoros para uso en cuclillas facilita el ingreso de más arena al sistema (M'Voubou, 2004).

Al pasar los LF por una malla con huecos de 2 cm, se obtuvo desechos sólidos con la siguiente composición (en masa seca después de 2 días de secado en el sol): desechos orgánicos (43 %); arena (25 %); plásticos (12 %); piedras (11 %); semillas (3 %); textiles (2,5 %); esponjas (1 %); madera (1 %); y huesos (1 %).

Kampala

Además de crear problemas para el vaciado de los pozos y para el tratamiento de los LF, los desechos sólidos aumentan las tarifas para el vaciado, por medio de multas. En Kampala, se calcula la tarifa basada en el volumen a vaciar y la distancia a transportarlo. Se multa por la presencia de desechos sólidos, cobrando hasta un 50 % sobre la tarifa normal. La Tabla 2.6 detalla los costos típicos del vaciado dentro de un radio de transporte de 5 km, con estas multas.

Tabla 2.6 Costos normales del vaciado de pozos dentro de un radio de viaje de 5 km, más las multas por presencia de basura

Capacidad del camión (m^3)	Tarifa normal (en dólares, $ EE.UU.)	Multa por basura (10 a 50%)($ EE.UU.)	Rango de costos totales, incluyendo multa ($ EE.UU.)
≤ 1,8	28	2,80 a 14	30,80 a 42
2,0 a 2,7	32	3,20 a 16	35,20 a 48
3,6 a 4,0	40	4,00 a 20	44,00 a 60
4,5 a 7,2	48	4,80 a 24	52,80 a 72
8,0 a 11	64	6,40 a 32	70,40 a 96

2.10 PATÓGENOS PRESENTES EN LOS LODOS FECALES

El contacto con los LF no tratados siempre debe considerarse un riesgo patogénico para la salud. Es necesario reducir adecuadamente la abundancia de los patógenos de acuerdo con el uso o disposición final de los lodos tratados y los efluentes líquidos (lo que se describe más detalladamente en el Capítulo 10, sobre el uso final de los productos de tratamiento). En la Tabla 2.7, se señalan algunos de los patógenos más comunes y de mayor preocupación que pueden excretarse en las heces, además de los síntomas que causan.

Tabla 2.7 Patógenos que pueden estar presentes en las heces, con los síntomas asociados (adaptado de Schönning y Stenström, 2004)

Grupo	Patógeno	Síntomas
Bacterias		
	Aeromonass spp.	Enteritis
	Campylobacter jejuni/coli	Campylobacteriosis – diarrea, cólico, dolor abdominal, fiebre, nausea, artritis, Síndrome Guillain-Barré
	Escherichia coli (EIEC, EPEC, ETEC, EHEC)	Enteritis. Con la variedad EHEC, puede haber hasta hemorragia interna letal
	Salmonella typhi/paratyphi	Fiebre tifoidea/paratifoidea – dolor de cabeza, fiebre, malestar, anorexia, bradicardia, esplenomegalia, tos
	Salmonella spp.	Salmonelosis – diarrea, fiebre, cólico abdominal
	Shigella spp.	Shigelosis – disentería (diarrea con sangre), vómito, cólico, fiebre, Síndrome de Reiter
	Vibrio cholera	Cólera – diarrea aguada, letal si es severa y no tratada
Virus		
	Adenovirus	Varias, problemas respiratorios, algunas variedades atacan los intestinos (véase a continuación)
	Adenovirus entéricas, tipo 40 and 41	Enteritis
	Enterovirus tipos 68-71	Meningitis, encefalitis, parálisis
	Hepatitis A	Hepatitis – fiebre, malestar, anorexia, nausea, dolor abdominal, ictericia
	Hepatitis E	Hepatitis
	Poliovirus	Poliomielitis – fiebre, nausea, vómito, dolor de cabeza, parálisis, a veces sin síntomas
	Rotavirus	Enteritis
Parásitos Protozoarios		
	Cryptosporidium parvum	Criptosporidiosis – diarrea aguada, cólico abdominal, dolor
	Cyclospora histolytica	Diarrea, dolor abdominal, a veces sin síntomas
	Entamoeba histolytica	Amebiasis – disentería, dolor abdominal, fiebre, escalofríos, a veces sin síntomas
	Giardia intestinalis	Giardiasis – diarrea, cólico abdominal, malestar, pérdida de peso
Helmintos (lombrices)		
	Ascaris lumbricoides	Generalmente sin síntomas, a veces tos, sibilancias, fiebre, enteritis, eosinofilia pulmonaria
	Taenia solium/saginata	Teniasis
	Trichuris trichura	Trichuriasis – sin síntomas o malestar digestivo general, emaciación con piel seca, diarrea
	Ancylostoma, Necator, uncinarias	Picazón, ronchas, tos, anemia, deficiencia de proteínas
	Schistosoma spp., platelmintos sanguíneos	Esquistosomiasis, bilharzia

2.10.1 Uso de organismos indicadores

Al medir la eficacia de los procesos de tratamiento de los LF, sería demasiado caro y laborioso investigar todos los diferentes tipos de patógenos. Más bien, es común seleccionar algunos organismos indicadores de la actividad de patógenos que pueden ser medidos para proveer una indicación del grado de eliminación de los patógenos durante el tratamiento. Estos indicadores pueden ser patógenos o no, pero deben ser seleccionados cuidadosamente para proveer una información adecuada sobre la inactivación de los patógenos. Los siguientes requisitos deben cumplirse al seleccionar un organismo indicador (Mara, 2004):

- Ser exclusivamente de origen fecal;
- Ser más numerosos que los patógenos preocupantes;
- Presentar un patrón de eliminación similar a lo de los patógenos preocupantes; y
- Su medición debe ser económico, exacto y confiable.

Además, los organismos indicadores deben sobrevivir mayor tiempo que los patógenos preocupantes. Algunos de los organismos indicadores comunes para el análisis de aguas servidas y LF son las bacterias coliformes, los helmintos y los bacteriófagos (como indicador de los virus). Otros indicadores de contaminación fecal que han sido utilizados en estudios de mortandad de patógenos incluyen streptococci fecal, Klebsiella, Clostridium perfringens, Bacteroides, Enterococci, Bifidobacterium (Feachem et al., 1983; OMS, 1984).

2.10.2 Bacterias coliformes

Las bacterias coliformes habitan los intestinos y son muy comunes en las heces. Por lo tanto, su presencia en el ambiente es utilizada como indicador de la contaminación fecal. Escherichia coli (E. coli) es el organismo indicador que ha sido utilizado convencionalmente para identificar la contaminación fecal del ambiente (Feachem et al., 1983). Sin embargo, hay factores que complican este uso, ya que otras especies en el género Escherichia pueden vivir en el ambiente y, por lo tanto, no es 100 % indicativo de contaminación fecal. Se desarrollaron pruebas para cuantificar coliformes totales, coliformes fecales y E. coli. Como estas bacterias no son indicadores de contaminación por virus o protozoarios, aunque indican la contaminación fecal en el ambiente, no proveen necesariamente una buena indicación de la reducción de todos los patógenos en los procesos de tratamiento de los LF.

Los coliformes totales y fecales no son buenos indicadores en climas tropicales y subtropicales. El método convencional para el análisis de coliformes se basa en la producción de ácido y gas en un sustrato incubado a la misma temperatura que el cuerpo humano (37 °C). El método convencional para analizar a los coliformes fecales que toleran altas temperaturas depende de la producción de ácido y gas en un sustrato con lactosa incubado a 44 °C. Pero bajo condiciones tropicales y subtropicales, se ha encontrado bacterias coliformes que no vienen de las heces que también producen ácido y gas de lactosa a 44 °C (Mara, 2004). Se han desarrollado pruebas enzimáticas y bioquímicas para la detección de E. coli (APHA, 2005) y existen kits comerciales para la detección de coliformes totales, fecales y E. coli.

Helmintos (Lombrices)

Los helmintos son utilizados frecuentemente como indicadores de la eficacia de disminución de patógenos durante el tratamiento de los LF, debido a la abundancia de estas lombrices intestinales en los países de ingresos medianos y bajos. Los helmintos o lombrices parasitarias son parásitos eucariotas que infectan casi la tercera parte de la población humana del mundo. Incluyen nematodos, cestodos y trematodos. Son muy importantes a monitorear, puesto que los huevos de una sola lombriz, en una sola persona, pueden infectar a cientos de personas. Ascaris lumbricoides, un tipo de nematodo, es utilizado frecuentemente como indicador, ya que sus huevos son uno de los patógenos más resistentes a inactivarse en los procesos de tratamiento y su identificación es relativamente fácil con un microscopio (Feachem et al., 1983). La habilidad de estos huevos a permanecer viables y sobrevivir se debe al hecho que su cascarón es altamente impermeable e incluso es categorizado como una de las estructuras biológicas más resistentes del mundo. Este cascarón permite su respiración sin dejar de protegerle de una gran variedad de químicos y hasta condiciones extremas de pH (Nordin et al., 2009). Por lo

tanto, el monitoreo de la eliminación de huevos de Ascaris provee una importante indicación que los otros patógenos menos resistentes también hayan sido inactivados (Figura 2.7).

Para usar los huevos de Ascaris como un indicador de la eliminación de parásitos, se puede contar el número de huevos, pero una medida más sensible es evaluar la viabilidad de los huevos. Un huevo viable tiene todavía el potencial para desarrollarse, a diferencia de los huevos no viables que no implican ningún riesgo de transmisión del patógeno. Para su conteo, se emplea un método que incluye la sedimentación, desorción, centrifugación y flotación. Durante su desarrollo, se estimaba que este método tenía una eficiencia del 30 al 70 % en el conteo de huevos viables (Gaspard y Schartzbroad, 1995). Con mayor investigación, esto se incrementó hasta el 100 % con una sensibilidad de 0,4 partes por millón (ppm), al calcular el número de huevos en la muestra e incorporar la estimada eficiencia del procedimiento (Malicki et al., 2001). Además, los avances del método han reducido considerablemente el número necesario de réplicas (USEPA, 1995).

El método mejorado y convencional para el conteo de huevos de helmintos de la USEPA (2003) se basa en 4 pasos:

- Disociación del parásito de la materia orgánica;
- Flotación en una solución de nitrato de sodio;
- Sedimentación; y
- Concentración y examinación con un microscopio, utilizando una placa para conteo tipo Sedguick-Rafter.

La Comisión de Investigación del Agua de Sudáfrica también ha desarrollado y publicado sus "Métodos Estandarizados para la Recuperación y Enumeración de Huevos de Helmintos en Aguas Servidas, Lodos y Desechos de Inodoros Secos con Separación de la Orina en Sudáfrica", que está disponible gratuitamente en el Internet (Moodley et al., 2008).

Figura 2.7 Análisis de los huevos viables de helmintos en Dakar, Senegal (foto: Linda Strande).

Virus

La cuantificación del total de virus en los LF puede realizarse con un microscopio electrónico, pero el método más fácil es medir sus efectos sobre sus hospederos (Madigan y Martinko, 2006). Los virus bacteriófagos son utilizados frecuentemente como indicadores de los virus. Ejemplos incluyen el bacteriófago 28B de Salmonella typhimurium, el bacteriófago MS2 de enterobacteria y el colífago Øx174, usando cepas de hospederos respectivamente como el bacteriófago de Salmonella typhimurium tipo 5, Salmonella typhimurium WG49 (ATCC 700730) y E. coli ATCC 1370. Se aplica un método estandarizado de dos capas de agar, con la cuantificación de virus por medio de la evaluación con placa y la técnica del agar sobrepuesto (Adams, 1959; Madigan y Martinko, 2006).

2.11 CONCLUSIONES

Con el estado actual de conocimiento, es evidente que debemos tener cuidado con nuestras suposiciones respecto a la cuantificación y caracterización de los LF en el diseño de sistemas de tratamiento. Afortunadamente, el MLF es un campo que está avanzando rápidamente y se está investigando activamente la caracterización de los LF. En los próximos años, a medida que MLF sea más aceptado y se culmine más investigación, habrá mayor información para permitir el diseño más certero de los sistemas de tratamiento.

La investigación sobre la caracterización de los LF se enfocaba anteriormente en los parámetros de protección ambiental y agronomía (p.ej., DBO/DQO, TS, TVS, nutrientes e indicadores de patógenos). La investigación actual de usos innovadores del material ha expandido el campo para incluir parámetros como el fraccionamiento de DQO, el contenido de lípidos para producir biodiésel, propiedades estructurales y el valor calorífico. Existen ejemplos del uso final de los productos de tratamiento como fuentes de energía, en la forma de biogás generado en la digestión anaeróbica o la combustión directa de los LF secos en hornos y calderas industriales (Murray Muspratt et al., 2014). Otras posibilidades incluyen la producción de proteína por medio de las larvas de la Mosca Soldada Negra y la incorporación de los LF en materiales de construcción (Diener et al., 2014). Otras investigaciones ayudarán a mejorar los métodos de recolección y transporte, a entender mejor el proceso de separación del agua y a comprender sus propiedades respecto al flujo y resistencia al corte (AIT, 2012); Radford, 2012).

2.12 BIBLIOGRAFÍA

AIT (2012). Assessment of FS rheological properties. Final Research Report. Environmental Engineering Programme. School of Environment, Resources and Development, Asian Institute of Technology (AIT).

Al-Sa'ed, R. M. Y., Hithnawi, T.M. (2006). Domestic septage characteristics and co-treatment impacts of Albireh wastewater treatment plant efficiency. Dirasat Engineering Sciences 33(2), p.187-197.

APHA/AWWA/WEF (2005). Standard Methods for the examination of water and wastewater. Edición 21. American Public Health Association, American Water Works Association, and Water and Environment Federation Publication. Washington D.C., EE.UU. ISBN 0-87553-047-8.

Bassan, M., Tchonda, T., Yiougo, L., Zoellig, H., Mahamane, M., Mbéguéré, M., Strande, L. (2013a). Characterisation of faecal sludge during dry and rainy seasons in Ouagadougou, Burkina Faso. Refereed paper presented at the 36th WEDC International Conference, Nakuru, Kenia, 2013.

Bassan, M., Mbéguéré, M., Tchonda, T., Zabsonre, F., Strande, L. (2013b). Integrated faecal sludge management scheme for the cities of Burkina Faso. Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development 3(2), p.216–221.

Bentley, R.W. (2002). Global oil and gas depletion: An overview. Energy Policy 30(3), p.189-205.

Berger, E.Y. (1960). Intestinal absorption and excretion. En: Comar C. L. and Bronner F. (eds). Mineral Metabolism, p.249-286. Academic Press, Nueva York, EE.UU.

Diener, S., Semiyaga, S., Niwagaba, C., Muspratt, A., Gning, J.B., Mbéguéré, M., Ennin, J.E., Zurbrugg, C., Strande, L. (2014). A value proposition: resource recovery from faecal sludge – can it be the driver for improved sanitation? Resources Conservation & Recycling 88: 32–38. Disponible en: https://dx.doi.org/10.1016%2Fj.resconrec.2014.04.005

Diongue, S.T. (2006). Stratégies d'optimisation de la filière de vidange de boues de latrines à Dakar, Institut International du Génie de l'Eau et de l'Environnement (Burkina Faso)/École Polytechnique Fédérale de Lausanne (Suiza). Master: 81.

Feachem, R.G., Bradley, D.J., Garelick, H., Mara, D.D. (1983). Sanitation and Disease. Health aspects of excreta and wastewater management. World Bank Studies in Water Supply and Sanitation. John Wiley and Sons. Nueva York, EE.UU.

Foxon, K., Brouckaert, C., Wood, K. (2012). How fast do pits fill up? Empirical evidence and mathematical models. FSM2, Durban, Sudáfrica.

Gao, X.Zh., Shen, T., Zheng, Y., Sun, X., Huang, S., Ren, Q., Zhang, X., Tian, Y., Luan, G. (2002). Practical manure handbook. (en Chino). Chinese Agricultural Publishing House. Beijing, China. En: OMS. 2006. Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater. Volume 4. Excreta and greywater use in agriculture. ISBN 92 4 154685 9.

Gaspard, P., Schwartzbrod, J. (1995). Helminth eggs in wastewater quantification technique. Water Science and Technology 31(5/6), p.443–446.

Guyton, A.C. (1992). Human physiology and mechanisms of disease. W. B. Saunders Co, Philadelphia, EE.UU.

Heinss, U., Larmie, S. A., Strauss, M. (1998). Solids Separation and Pond Systems for the Treatment of Faecal Sludges in the Tropics. Lessons learnt and recommendations for preliminary design. SANDEC Report No. 5/98. Segunda edición. EAWAG y Water Research Institute (WRI), Accra/Ghana.

Heinss, U., Larmie, S.A., Strauss, M. (1994). Sedimentation Tank Sludge Accumulation Study. EAWAG/SANDEC, Suiza.

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.

Jönsson, H., Baky, A., Jeppsoon, U., Hellström, D., Kärrman, E. (2005). Composition of urine, faeces, greywater and biowaste for utilization in the URWARE model. Urban Water Report of the MISTRA Programme, Report 2005:6, Chalmers University of Technology, Gothenburg, Sweden. Disponible en: www.urbanwater.org.

Jönsson, H., Vinnerås, B., Höglund C., Stenström, T.-A. (1999). Source separation of urine. Wasser und Boden 51(11), p.21-25.

Katukiza A.Y., Ronteltap, M., Niwagaba, C., Foppen, J.W, A., Kansiime, F., Lens, P.N.L. (2012). Sustainable sanitation technology options for urban slums. Biotechnology Advances 30(5), p.964-978.

Kengne, I.M., Kengne, S. E., Akoa, A., Bemmo, N., Dodane, P.-H., Koné, D. (2011). Vertical-flow constructed wetlands as an emerging solution for faecal sludge dewatering in developing countries. Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development 01(1), p.13-19.

Koanda, H. (2006). Vers un assainissement urbain durable en Afrique subsaharienne : Approche innovante de planification de la gestion des boues de vidange, École Polytechnique Fédérale de Lausanne (Suiza). Thèse de doctorat: 351.

Koné, D., Strauss, M. (2004). Low-cost Options for Treating Faecal Sludges (FS) in Developing Countries – Challenges and Performance. Paper presented to the 9th International IWA Specialist group conference on wetlands systems for water pollution control; and to the 6th International IWA Specialist Group Conference on Waste Stabilisation Ponds, Aviñón, Francia, 27th Sept. - 1st Oct. 2004.

Koottatep, T., Surinkul, N., Polprasert, C., Kamal, A.S.M., Koné, D., Montangero, A., Heinss, U., Strauss, M. (2005). Treatment of septage in constructed wetlands in tropical climate: lessons learnt from seven years of operation. Water Science & Technology 51(9), p.119-126.

Lentner, C., Lentner, C., Wink, A. (1981). Units of Measurement, Body Fluids, Composition of the Body, Nutrition. Geigy Scientific Tables. CIBA-GEIGY Ltd, Basilea, Suiza. ISBN 0-914168-50-9.

M'Voubou, K. F. (2004). Evaluation de la gestion communautaire des boues de vidange dans la Commune d'Arrondissement de Sahm-Notaire. Ville de Guédiawaye- Région de Dakar-Sénégal, Ecole Inter-états d'Ingénieurs de l'Equipement Rural / Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne. Mémoire de DESS: 73

Madigan, T.M., Martinko, M.J. (2006). Brock Biology of Microorganisms. 11th Edition. Pearson Prentice Hall. Pearson Education, Inc., Upper Saddle River, EE.UU. ISBN 0-13-196893-9.

Malicki, J., Montusiewicz, A., Bieganowski, A. (2001). Improvement of counting helminthes eggs with internal standard. Research Note. Water Research 35(9), p.2333-2335.

Mara, D. D. (2004). Domestic wastewater treatment in developing countries. Earthscan, Gran Bretaña y EE.UU. ISBN 1-84407-019-0.

Moodley, P., Archer, C., Hawksworth, D. (2008). Standard Methods for the recovery and enumeration of helminth ova in wastewater, sludge, compost and urine diversion waste in South Africa. A report of Water Research Commission, SA.

Murray Muspratt, A., Nakato, T., Niwagaba, C., Dione, H., Kang, J., Stupin, L., Regulinski, J., Mbéguéré, M., Strande, L. (2014). Fuel potential of faecal sludge: calorific value results from Uganda, Ghana and Senegal. Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development 4(2): 223–230. Resumen disponible en: http://www.iwaponline.com/washdev/004/washdev0040223.htm

Niwagaba, C. (2009). Treatment technologies for human faeces and urine. PhD Thesis, Doctoral Thesis No. 2009: 70. Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala, Suecia. ISBN 978-91-576-7417-3.

NWSC (National Water and Sewerage Corporation) (2008). Kampala Sanitation Program (KSP) - Feasibility study for sanitation master in Kampala, Uganda.

OMS (1984). Guidelines for drinking water quality, volume 2: Health criteria and other supporting information. Publicación de la OMS. ISBN 92 41541695.

Radford J.T., Fenner, R.A. (2013). Characterisation and fluidisation of synthetic pit latrine sludge. Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development 3(3), p.375–382.

Rossi, L., Lienert, J., Larsen, T.A. (2009). Real-life efficiency of urine source separation. Journal of Environmental Management 90, p.1909-1917.

Rouyat, J., Broutin, C., Rachmuhl, V., Gueye, A., Torrasani, V., Ka, I. (2006). La gestion des ordures ménagères dans les villes secondaires du Sénégal. Vers des politiques municipales incluant les quartiers périphériques, Éditions du Gret.

Schönning, C., Stenström, T.-A. (2004). Guidelines for the safe Use of Urine and Faeces in Ecological Sanitation. Report 2004-1. Ecosanres, SEI. Suecia.

Schouw, N.L., Danteravanich, S., Mosbaek, H., Tjell, J.C. (2002). Composition of human excreta – a case study from Southern Thailand. Science of the Total Environment Journal 286(1-3), p.155-166.

Sonko, E.M. (2008). Traitement des boues de vidange de systèmes autonomes d'assainissement à Dakar (Sénégal): évaluation de l'efficacité de la séparation solide/liquide de lits de séchage non plantés soumis à différentes charges de boues de vidange et à divers apports. Mémoire de DEA : Institut des Sciences de l'Environnement, UCAD. 73 p.

Steen, I. (1998). Phosphorus recovery in the 21st Century: Management of a non-renewable resource. Phosphorus and Potassium Journal 217, p.25-31.

Troschinetz, A. M., Mihelcic, J. R. (2009). Sustainable recycling of municipal solid waste in developing countries. Waste Management 29, p.915-923.

United States Environmental Protection Agency (USEPA). (1994). Guide to Septage Treatment and Disposal. Document EP/625/R-94/002. Washington, D.C., EE.UU. 20460.

United States Environmental Protection Agency (USEPA) (1999). Decentralized Systems Technology Fact Sheet, Septage Treatment/Disposal. Document EPA 932-F-99-068. Office of Water, Washington, D.C., EE.UU.

Vinnerås, B., Palmquist, H., Balmér, P., Weglin, J., Jensen, A., Andersson, Å., Jönsson, H. (2006). The characteristics of household wastewater and biodegradable waste - a proposal for new Swedish norms. Urban Water 3, p.3-11.

Yen-Phi, V.T., Rechenburg, A., Vinnerås, B., Clemens, J., Kistemann, T. (2010). Pathogens in septage in Vietnam. Science of the Total Environment 408 (9), p.2050-2053.

Textos complementarios

Ayres, R.M., Stott, R., Lee, D.L., Mara, D.D., Silva, S.A. (1989). Comparison of techniques for the enumeration of human parasitic helminth eggs in treated wastewater. Environmental Technology 12, p.617–623.

Badji K. (2008). Traitement des boues de vidange: Eléments affectant la performance des lits de séchage non-plantés en taille réelle et les mécanismes de séchage, Ecole Supérieure Polytechnique de Dakar, Mémoire de fin d'étude, 167 p.

Bradley, R.M. (1981). Disposal of septic-tank contents in Cyprus, Water Pollution Control 80, p.131–137.

Butler, D., Payne, J. (1995). Septic Tanks: Problems and Practice. Building and the Environment 30(3), p.419-425.

Chan, L., Li, Y. (2008). Protocol evaluation of the total suspended solids and suspended sediment concentration methods: Solid recovery efficiency and application for stormwater analysis. Water Environment Research 80(9), p.796-805.

Chen, M. (1988). Pollution of groundwater by nutrients and fecal coliforms from lakeshore septic tank systems, Water, Air and Soil Pollution 37, p.407–417.

Collin J.J., Salem, G. (1989). Pollution des eaux souterraines par les nitrates dans les banlieues non assainies des pays en développement, le cas de Pikine (Sénégal). Symposium Internationale sur des solutions intégrées pour des problèmes de pollution de l'eau, Lisboa, Portugal.

Franceys R., Pickford J., Reed, R. (1995). Guide de l'assainissement individuel. OMS. Ginebra, Suiza.

OMS. (2006). Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater. Volume 4. Excreta and greywater use in agriculture. Organización Mundial de la Salud (OMS), Ginebra, Suiza. ISBN 92 4 154685 9.

Radford J.T., Fenner, R.A. (2013). Characterisation and fluidisation of synthetic pit latrine sludge Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development (IWA), Available on-line 15 February 2013 doi:10.2166/washdev.2013.023.

Strauss, M., Heinss, U., Montangero, A. (2000). On-Site Sanitation: When the Pits are Full – Planning for Resource Protection in Faecal Sludge Management. In: Proceedings, Int. Conference, Bad Elster,20–24 Nov. 1998.

Schriftenreihe des Vereins fuer Wasser-, Boden und Lufthygiene,2000;105:353-60: Water, Sanitation and Health – Resolving Conflicts between Drinking Water Demands and Pressures from Society's Wastes (I. Chorus, U. Ringelband, G. Schlag, and O. Schmoll, eds.). IWA Publishing House y la Serie sobre el Agua de la OMS.

Strauss, M., Larmie, S. A. (1997). Treatment of sludges from on-site sanitation - low-cost options. Water Science and Technology 35(6) p.129-136.

Strauss, M., Larmie, S. A., Heinss, U. (1998). Solids separations and ponds systems for the treatment of faecal sludges in the tropics: lessons learnt and recommendations for preliminary design. 05/98, SANDEC.

Preguntas para el Estudio de este Capítulo

1. Nombre cuatro parámetros claves para la caracterización de los LF y explique cómo se analizan. ¿Qué valores determinan que los LF sean de alta, media o baja dilución?
2. Describa cómo la variabilidad de los LF es influenciada por cada uno de estos factores operativos: la forma de usar los inodoros, el tiempo de almacenamiento, el ingreso y salida de aguas subterráneas y el clima.
3. Describe los dos métodos teóricos para la cuantificación de los LF. ¿Qué dificultades pueden impedir una toma de datos certera?
4. ¿Qué son los objetivos del tratamiento de los LF? ¿Por qué son importantes? ¿Cómo se puede monitorear su eficacia?