

- 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?

# Mecanismos de Tratamiento

Magalie Bassan, Pierre-Henri Dodane y Linda Strande

## Objetivos de aprendizaje

- Conocer las diferencias entre mecanismos físicos, químicos y biológicos de tratamiento.
- Entender cómo combinaciones de los mecanismos de tratamiento físico, químico y biológico logran el tratamiento de los lodos fecales.
- Aprender cómo los diferentes mecanismos influyen en las exigencias de operación y mantenimiento de las tecnologías de tratamiento.
- Comprender las maneras de controlar ciertos parámetros claves para aumentar la eficiencia de tratamiento y cumplir con los objetivos respectivos.

## 3.1 INTRODUCCIÓN

Este capítulo ofrece un resumen de los mecanismos que forman la base del tratamiento de lodos fecales (LF), resaltando los que serán analizados en los próximos capítulos. Muchas de las tecnologías para el tratamiento de los LF se basan en las que fueron desarrolladas para el tratamiento de aguas servidas y los lodos que salen de ellas, pero es importante recordar que estas tecnologías no pueden transferirse directamente. Las características de los LF difieren ampliamente de las de aguas servidas, lo que influye directamente en la eficiencia de los mecanismos de tratamiento (Spellman, 1997; Kopp y Dichtl, 2001). Las propiedades más importantes de los lodos para tomar en cuenta incluyen estabilización, carga orgánica, tamaño y densidad de las partículas, oxígeno disuelto, temperatura, pH, contenido de agua y viscosidad. El entendimiento de los mecanismos físicos, químicos y biológicos del manejo de lodos fecales (MLF) es actualmente limitado y ha sido adquirido en su mayoría por medio de observaciones empíricas a lo largo de los años. Es primordial superar esta falta de información para mejorar el diseño y operación de las tecnologías de tratamiento de los LF. Para información más detallada sobre los antecedentes con aguas servidas, se recomienda leer los textos de ingeniería citados en la bibliografía.

Este capítulo se divide en tres secciones, correspondientes a los mecanismos físicos, biológicos y químicos que se utilizan en el tratamiento de los LF. Los mecanismos físicos incluyen la separación del agua, el secado y la reducción del volumen; son los de mayor aplicación actualmente en el tratamiento de los LF y son considerados robustos y confiables. Los mecanismos biológicos permiten la eliminación y transformación de los constituyentes orgánicos, los nutrientes y los patógenos, gracias a la actividad microbiana. Los mecanismos químicos involucran el uso de aditivos para optimizar y controlar ciertas reacciones deseadas y principalmente sirven para la desinfección y para una separación del agua más eficiente.

## 3.2 MECANISMOS FÍSICOS

Uno de los mecanismos más importantes del MLF es la separación del agua. Los LF consisten principalmente de agua, cuya proporción depende del tipo de inodoro y del sistema descentralizado de contención. El agua

es pesada y es caro transportarla, además descargarla contaminada al ambiente genera grandes impactos negativos. Desaguar los lodos también es un paso previo necesario para ciertas aplicaciones para la recuperación de recursos, como el compostaje o la combustión. La separación del agua se basa en procesos físicos, como evaporación, evapotranspiración, filtración, gravedad, atracción por cargas eléctricas superficiales, fuerza centrífuga y presión.

El agua presente en los LF puede estar 'libre', como puede estar 'ligada'. Esta es una importante distinción a entender en los mecanismos de tratamiento, ya que el agua libre puede separarse con relativa facilidad, mientras el agua ligada es mucho más difícil (Kopp y Dichtl, 2001). El agua libre representa la mayor parte del agua en los LF frescos y puede separarse de la fase sólida mediante tecnologías como decantación y filtración. No se absorbe, ni se fija, ni es influenciada por acción capilar. A diferencia, el agua ligada incluye las formas intersticial, superficial e intracelular del agua (Figura 3.1). El agua intersticial (también llamada "agua capilar") se encuentra en espacios de poros, pero solo es fijada a los sólidos por acción capilar. El agua superficial (también llamada "agua coloidal") es fijada a los sólidos y microorganismos por adsorción y adhesión. El agua intracelular está contenida dentro de los microorganismos y solo puede ser extraída por mecanismos de tratamiento que logran la rotura de las células, liberando así el agua. Cuando el agua está fijada físicamente a los sólidos, generalmente requiere evaporación, presión, centrifugación o la adición de químicos para separarla.

### 3.2.1 Separación por gravedad

La gravedad es probablemente la fuerza más ampliamente aplicada en MLF para la separación de líquidos y sólidos, ya que logra la separación de partículas suspendidas y el agua libre. Con el tiempo, las partículas que son más pesadas que el agua se asientan bajo condiciones quietas, con una velocidad que depende del tamaño de las partículas, la concentración de sólidos suspendidos y la floculación. Estos fundamentos son aplicados en el diseño de tanques de sedimentación y espesamiento (Capítulo 6) y cámaras para separar la arena.

Existen cuatro mecanismos de sedimentación: partícula suelta, floculante, inhibida y comprimida. La sedimentación de partículas sueltas ocurre en flujos de desecho poco espesos, cuando las partículas se asientan individualmente sin interactuarse con otras partículas. La sedimentación floculante es cuando las partículas se juntan, aumentando su masa y su velocidad de sedimentación. Es muy importante en el caso de partículas menores que se unen entre sí por la fuerza Van der Waals, lo que aumenta su tasa de asentarse. La sedimentación inhibida ocurre en lodos espesos, donde las partículas se asientan juntas, como una 'manta'. La sedimentación comprimida ocurre en el fondo de un tanque de sedimentación, donde una capa de lodo es estrujada por el peso de los sólidos que están encima, expulsando así el agua.

Hay tres fuerzas principales que influyen sobre la sedimentación de una partícula: gravedad, flotación y resistencia por fricción. La fuerza gravitacional depende de las densidades de la partícula y del fluido, juntos con el volumen de la partícula. La fuerza de gravedad puede calcularse como indica la Ecuación 3.1.

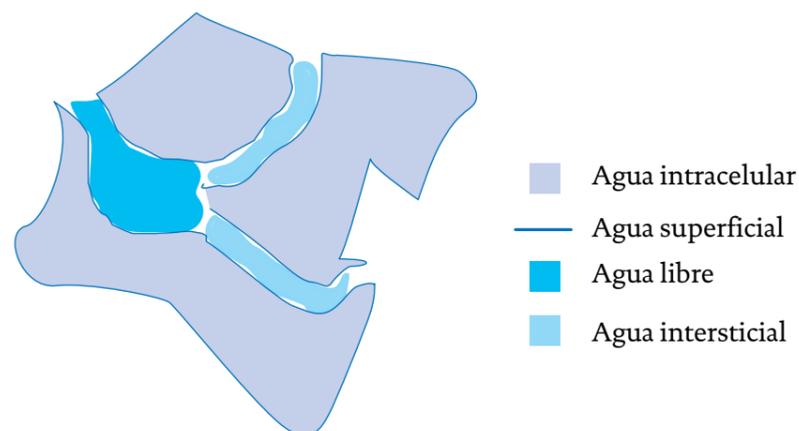


Figura 3.1 Las formas del agua en un flóculo de lodo (adaptado de Kopp y Dichtl, 2001).

$$\text{Ecuación 3.1: } F_g = \text{masa de la partícula} \cdot g = \rho_p \cdot V_p \cdot g = \rho_p (1/6 \pi d_p^3) g$$

Donde:

$F_g$  = Fuerza debido a la gravedad (N)

$\rho_p$  = Densidad de la partícula ( $\text{kg/m}^3$ )

$V_p$  = Volumen de la partícula ( $\text{m}^3$ )

$d_p$  = Diámetro de la partícula (m)

$g$  = Constante gravitacional ( $9,81 \text{ m/s}^2$ )

La fuerza de la flotación es en sentido opuesto de la de la gravedad (representada por el signo negativo en la Ecuación 3.2) y depende de la densidad del líquido.

$$\text{Ecuación 3.2: } F_b = \text{masa líquida} \cdot g = -\rho_l \cdot V_p \cdot g = -\rho_l (1/6 \pi d_p^3) g$$

Donde:

$F_b$  = Fuerza debido a la flotación (N)

$\rho_l$  = Densidad del líquido ( $\text{kg/m}^3$ )

$V_p$  = Volumen de la partícula ( $\text{m}^3$ )

$g$  = Constante gravitacional ( $9,81 \text{ m/s}^2$ )

$d_p$  = Diámetro de la partícula (m)

La fuerza por resistencia a la fricción depende de la velocidad y diámetro de la partícula, la densidad y viscosidad del fluido y un coeficiente de resistencia a la fricción que es una función del número de Reynolds y el régimen de flujo (a saber, laminar, transicional o turbulento). La fuerza por resistencia a la fricción también va en sentido contrario a la de la gravedad. Con bajos números de Reynolds (poca turbulencia) y partículas esféricas, la fuerza por resistencia a la fricción puede representarse por la ley de Stokes (Ecuación 3.3).

$$\text{Ecuación 3.3: } F_d = -3\pi \mu d_p v$$

Donde:

$\mu$  = Viscosidad de agua ( $\text{N} \cdot \text{s/m}^2$ )

$d_p$  = Diámetro de la partícula (m)

Cuando la sumatoria de la gravedad, la flotación y la resistencia a la fricción es igual a 0, la partícula está en su velocidad terminal de sedimentación. La longitud del tanque necesario para que esta partícula se asiente puede calcularse según esta velocidad y el parámetro de diseño que representa el área superficial (el ancho por el largo). La Ecuación 3.4 es llamada la Ley de Stokes para la sedimentación, donde los términos  $F_g + F_b + F_d = 0$  están sustituidos.

$$\text{Ecuación 3.4: } v = \frac{(\rho_p - \rho_l) g d_p^2}{18\mu}$$

La flotación ocurre cuando los sólidos suspendidos tienen una densidad similar o menor a la del agua, como es el caso para grasas, aceites y células de algas. Las burbujas de aire pueden conectarse a las partículas y, si la densidad de la partícula es similar a la del agua, puede ser suficiente para hacerla flotar hasta la superficie. La capa que se forma en la superficie del líquido es conocida como 'nata'. En el diseño de los tanques de sedimentación y lagunas de estabilización de LF, es importante tomar en cuenta la nata, ya que su acumulación suele ser considerable (Figura 3.2).

### 3.2.2 Filtración

La filtración también es un mecanismo comúnmente utilizado en el MLF para la separación de líquidos y sólidos. Se la aplica con varios medios (p.ej., membranosos, granular) y tipos (p.ej., lento, rápido, impulsado por gravedad o bajo presión) en el procesamiento de agua potable, aguas servidas y lodos. La filtración más común en el MLF es realizada en los lechos de secado con o sin plantas. Estos procesos utilizan algún medio filtrante para atrapar los sólidos en la superficie del lecho, mientras los líquidos drenan a través del lecho para ser recolectados, o también evaporan de los sólidos. En estos lechos filtrantes de secado, la filtración ocurre



**Figura 3.2** Tanque de sedimentación en la Estación de Tratamiento de Lodos Fecales Niayes, en Dakar, Senegal (foto: Linda Strande).

lentamente, con tasas de 0,1 a 0,4 m/h, y requieren menos mantenimiento y operación que otras tecnologías más veloces.

Los parámetros que más determinan la eficiencia de la filtración lenta son las características del afluente, el tipo de medio filtrante y la tasa de carga (Metcalf y Eddy, 2003). Por ejemplo, respecto a los lodos afluentes, mayores concentraciones de sólidos suspendidos incrementan la obstrucción del filtro, su fuerza de floculación puede influir la cantidad de sólidos retenidos en la superficie (el rendimiento general) y la distribución de los tamaños de las partículas puede influir en la eficacia, ya que las partículas más pequeñas pueden pasar por el filtro más fácilmente.

Varios tamaños de medios filtrantes son utilizados. Los medios gruesos (p.ej., grava o ripio) presentan más espacio entre las partículas y permiten el paso de más sólidos, mientras un medio más fino (p.ej., arena) da mayor resistencia a la fricción del flujo de los líquidos y retiene más sólidos. La necesidad de separar los sólidos tiene que equilibrarse con el potencial de colmatación del filtro debido a la concentración de sólidos en los LF. Los lechos de secado para los LF se diseñan generalmente con capas de cada vez más grueso material, desde arena encima hasta piedras en el fondo (Capítulos 7 y 8). La tasa de flujo de los líquidos que infiltran (por gravedad) a través del lecho depende de la resistencia al flujo ejercido por el filtro. Se calcula y reporta la tasa como el volumen que pasa en una hora, dividido por el área de la superficie del filtro. La profundidad del filtro determina el tiempo de retención hidráulica y la pérdida de presión (“pérdida de cabezal hidráulico”), en otras palabras la energía requerida por cada unidad de volumen para pasar a través del filtro.

Los principales mecanismos físicos que actúan dentro de la filtración están indicados en la Figura 3.3. Como estos procesos no pueden cuantificarse individualmente, el diseño de los lechos de secado se basa en cálculos empíricos. La cernida es la exclusión de partículas que son mayores a los poros y no pueden pasar. La sedimentación sobre el medio es el resultado del asentamiento del material por gravedad. La intercepción es lo que las partículas entren en contacto con el medio como resultado de la trayectoria del flujo del líquido. La adhesión ocurre cuando partículas salen del líquido al pegarse al medio. La floculación es la unión de las partículas para formar partículas de mayor tamaño, las que luego son separadas más fácilmente por uno de los otros cuatro mecanismos.

Se han desarrollado diversos modelos para explicar los comportamientos observados en la filtración. La Ley de Darcy puede usarse para describir la filtración lenta en arena, ya que el flujo es considerado lo suficientemente lento como para poder asegurar un flujo parejo por láminas sin turbulencia (flujo laminar). Es mejor determinar la resistencia de los medios en el laboratorio. La resistencia al flujo ejercido por un filtro ‘limpio’ se calcula por medio de la Ecuación 3.5 (Huisman y Wood, 1974).

**Ecuación 3.5:** 
$$H = \frac{v_f \cdot h}{k}$$

Donde:

H = Resistencia del lecho filtrante ‘limpio’, en otras palabras la pérdida de presión o ‘altura’ (m)

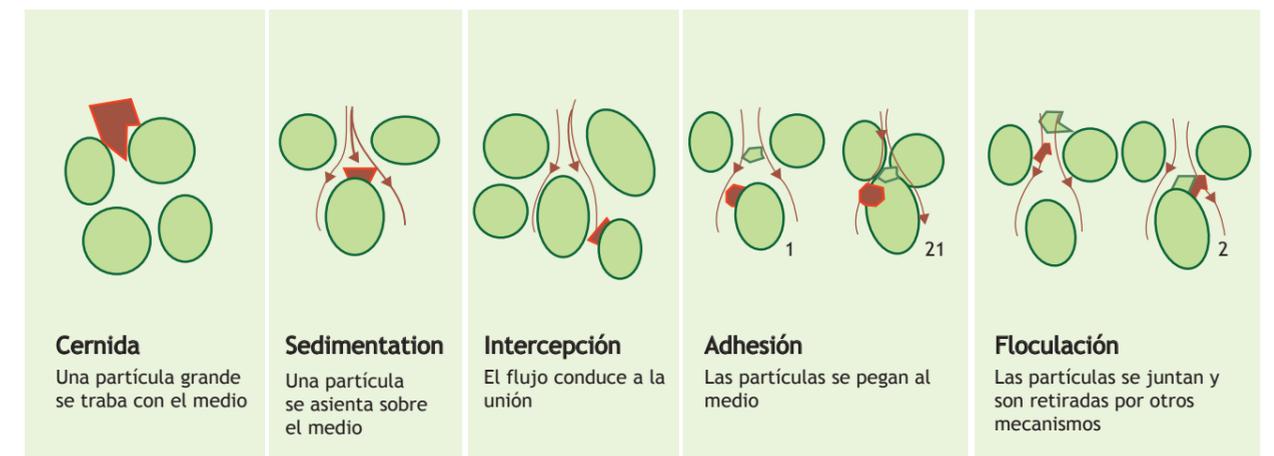
$v_f$  = Velocidad de filtración por unidad de área del lecho (m/s)

h = Altura o grosor del lecho (m)

k = Coeficiente de permeabilidad (m/s).

Durante la operación del filtro, el tamaño efectivo de poro se disminuye a medida que las partículas son atrapadas en el filtro y una película biológica crece encima del medio. Este fenómeno, llamado ‘maduración’, genera una mayor eficiencia del filtro, con la retención de mayores cantidades de partículas finas. En la filtración lenta a través de arena, la mayor parte de los sólidos son atrapados en la superficie del filtro. Esto aumenta la resistencia al paso de líquidos y ocasiona menores tasas de flujo a medida que aumenta la pérdida de presión hidráulica. Esto puede llegar al taponamiento del filtro y una rápida reducción en la eficiencia de filtración. Para prevenir esto, es imprescindible aplicar mucho cuidado en el diseño, construcción y operación del filtro (Capítulos 7 y 8). Es muy importante construir con arena y ripio lavados, para minimizar la existencia de partículas finas de suelo que podrían obstruir el filtro.

Además de los mecanismos físicos, hay también procesos químicos y biológicos que ocurren dentro de estos filtros. Los procesos químicos incluyen los procesos de atracción que dan lugar a la floculación y la adhesión al medio. El crecimiento biológico acontece en todo el filtro, aunque suele ser más intenso cerca de la superficie, según la presencia de oxígeno, carbono y otros nutrientes. Esto también produce una sustracción biológica de nutrientes y DBO que sucede dentro del filtro (Panuvatvanich *et al.*, 2009).



**Figura 3.3** Esquema de los mecanismos que actúan durante una filtración (modificado de Metcalf y Eddy, 2003).



**Figura 3.4** Lechos de secado sin plantas en la Estación de Tratamiento de Lodos Fecales Niayes, en Dakar, Senegal (foto: Linda Strande).

### 3.2.3 Evaporación y evapotranspiración

La evaporación ocurre cuando el agua se integra en el aire como vapor y la transpiración es el proceso por el cual las plantas liberan vapor de agua al aire como parte de su actividad metabólica. La evapotranspiración es la combinación de estos dos mecanismos. Además de la filtración, la separación del agua en los lechos de secado también sucede por medio de la evaporación ( $\gamma$ , en lechos de secado con plantas, la evapotranspiración). Para que estos mecanismos puedan realizarse, el ambiente alrededor debe presentar una demanda evaporativa, en otras palabras el aire no debe estar saturado de agua.

La energía requerida para la evaporación es proveída por el sol (con ciertas pérdidas debido a la convección). Así, la evaporación es influenciada fuertemente por el clima, en especial la temperatura y la humedad del aire. La superficie donde ocurre la evaporación también influye en la tasa de evaporación (p.ej., agua libre estancada versus agua en lodos) (Musy y Higy, 2004). Entre los parámetros más importantes para un lecho de secado constan su profundidad y su área total. A medida que la masa total de un objeto aumenta, mayor es la energía que puede almacenar, incrementando la demanda de calor para la evaporación. La velocidad del viento también tiene un efecto sobre la tasa de evaporación, ya que reemplaza el aire saturado con aire seco. Como indica la Ley de Dalton sobre la presión parcial, la tasa de evaporación depende de la velocidad del viento y la presión del vapor en el aire, es decir, la humedad del aire (Ecuación 3.6).

$$\text{Ecuación 3.6: } E_a = f(u) \cdot (e'_a - e_s)$$

Donde:

$E_a$  = Contribución de la transferencia de masas a la evaporación (mm/día)

$f(u)$  = Un constante de la proporcionalidad de la velocidad del viento

$e'_a$  = Presión de vapor de agua en el punto de la saturación a la temperatura de la superficie (mm de mercurio)

$e_s$  = Presión efectiva del vapor (mm de mercurio)

La Fórmula de Penman (Ecuación 3.7) incorpora unos factores empíricos a la Ley de Dalton para calcular la evaporación según los datos locales de clima. Este tipo de información puede encontrarse generalmente en sitios web como el de la Organización de Alimentos y Agricultura de las Naciones Unidas ([www.fao.org](http://www.fao.org)) o en documentos como 'La Evapotranspiración de los Cultivos – Pautas para calcular los requerimientos de agua de los cultivos' (Allen *et al.*, 1998).

$$\text{Ecuación 3.7: } E = \frac{+2\gamma}{+\gamma} \cdot E_c - \left( \frac{\gamma^{(2-\lambda)} \cdot E_2}{+2\gamma} \right)$$

Donde:

$E$  = Evaporación (mm)

$\Delta$  = Pendiente de la curva de la presión del vapor de la saturación (kPa/°C)

$\gamma$  = Constante psicrométrica (kPa/°C),  $\gamma = 0,00163 \times P/\lambda$ , donde  $P$  = Presión atmosférica

$E_c$  = Evaporación medida en una cuenca del estado de Colorado (mm)

$\lambda$  = Calor latente de vaporización

Asimismo como la evaporación, las tasas de transpiración son influenciadas por el calor, la humedad y el viento, pero también dependen de otros factores adicionales, como las especies de plantas, sus fases de crecimiento, la densidad de las plantas, las formas y colores de las hojas y la disponibilidad de agua en la zona de las raíces (Stefanakis y Tsihrintzis, 2011). Durante la transpiración, el agua es transportada a través del sistema circulatorio interno de la planta y luego liberada por las estomas o poros en la superficie de las hojas. La tasa de evapotranspiración es casi siempre mayor a la de solo la evaporación (Musy y Higy, 2004). También se ha observado que variaciones en la temperatura influyen más a la evapotranspiración que a la evaporación (Stefanakis y Tsihrintzis, 2011). Para que haya una óptima evapotranspiración en los lechos de secado con plantas, es necesario considerar la carga de lodos y los datos sobre la pluviosidad para permitir una máxima producción de la biomasa de las plantas.

Existen pocos métodos aceptados para la medición de las tasas de evapotranspiración (Musy y Higy, 2004). El Potencial para Evapotranspiración representa la pérdida teórica del agua suponiendo que suficiente agua está disponible, la cobertura de plantas es densa y las plantas están creciendo activamente. La Evapotranspiración Máxima puede determinarse para cada especie y para cada fase de crecimiento, suponiendo condiciones óptimas de crecimiento. La Evapotranspiración Real se basa en la tasa registrada de evaporación, humedad relativa y el estado de crecimiento de las plantas, y este valor es siempre menor a la Evaporación Máxima. Para medir la transpiración, se registra la pérdida de agua en sitios vegetados de referencia. Esto es más complejo que medir la evaporación, ya que es necesario considerar el tipo de vegetación y la comparación a los tipos referenciales estandarizados. Por lo tanto, el cálculo de evapotranspiración depende de valores determinados experimentalmente para un cierto lugar y contexto y la extrapolación requiere ajustes y experimentos controlados. La Ecuación Penman-Monteith (Ecuación 3.8), derivado de la Ecuación Penman (Ecuación 3.7), es empleada para evaluar la tasa potencial de evapotranspiración (Allen *et al.*, 1998; Uggetti *et al.*, 2012). Permite la comparación de la evapotranspiración en diferentes épocas del año, en diferentes lugares y entre diferentes tipos de plantas.

$$\text{Ecuación 3.8: } PET = \frac{0.408 \cdot \Delta \cdot (R_n - G) + \gamma \frac{C_n}{T+273} u_2 \cdot (e_s - e_a)}{\Delta + \gamma \cdot (1 + C_d \cdot u_2)}$$

Donde:

PET = Evapotranspiración referencial (mm/día)

$\Delta$  = Pendiente de la curva de la presión de vapor de saturación (kPa/°C)

$R_n$  = Radiación neta sobre la superficie del cultivo (MJ/m<sup>2</sup>/día)

$G$  = Densidad de flujo de calor en el suelo (MJ/m<sup>2</sup>/día)

$\gamma$  = Constante psicrométrica (kPa/°C),  $\gamma = 0,00163 \times P/\lambda$ , donde  $P$  = Presión atmosférica

$C_n$  = Coeficiente (900 para vegetación baja, 1600 para vegetación alta)

$T$  = Temperatura diaria del aire promedio a una altura de 2 m (°C)

$u_2$  = Velocidad diaria del viento a una altura de 2 m (m/s)

$e_s$  = Presión de vapor a saturación a la temperatura de la superficie (kPa)

$e_a$  = Presión efectiva de vapor (kPa)

$C_d$  = Coeficiente (0,34 para vegetación baja, 0,38 para vegetación alta; mm)



**Figura 3.5** Lechos de secado con plantas en el jardín de una escuela en Bangkok, Tailandia. Las hojas grandes contribuyen a la evapotranspiración y la separación del agua de los lodos (foto: Linda Strande).

### 3.2.4 Centrifugación

La centrifugación es utilizada principalmente para la separación del agua de los lodos generados en el tratamiento de las aguas servidas, pero puede servir para la eliminación parcial del agua ligada en los LF. Los lodos son colocados dentro del centrífugo que gira a alta velocidad y la fuerza centrífuga acelera el proceso de sedimentación. Los sólidos se asientan en las paredes del centrífugo, para recolectarse en forma separada de los líquidos.

Este proceso se fundamenta en el hecho que cuando una partícula en movimiento está forzada a cambiar su trayectoria, se ejerce una fuerza contra cualquier obstáculo a su movimiento inicial. La fuerza centrífuga que impulsa el movimiento desde el centro de un cilindro a su superficie puede calcularse con la Ecuación 3.9 (Spellman, 1997).

**Ecuación 3.9:**  $F_c = W r (\rho_s - \rho) V$

Donde:

$F_c$  = Fuerza centrífuga (N)

$W$  = Velocidad angular (radian/s)

$r$  = Radio desde el centro de rotación hasta la partícula (m)

$\rho_s$  = Densidad de la partícula ( $\text{kg}/\text{m}^3$ )

$\rho$  = Densidad del líquido ( $\text{kg}/\text{m}^3$ )

$V$  = Volumen de la partícula ( $\text{m}^3$ )

Los parámetros que influyen en la eficiencia de la centrifugación no son entendidos completamente, pero se han identificado tres importantes características respecto a los lodos de estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR): la sedimentabilidad, la capacidad de desplazamiento y la fuerza de floculación (Kopp y Dichtl, 2001).

### 3.2.5 Secado térmico

Se utiliza el secado al calor para evaporar y separar el agua de los lodos de EDAR (“biosólidos”) más allá de lo que se puede lograr con otros métodos más convencionales o pasivos. El secado térmico es aplicado actualmente más para lodos de EDAR que para LF, pero esta tecnología debe ser transferible y se pueden obtener mayores informaciones de los fabricantes y los estudios piloto.

El secado térmico reduce el peso y el volumen, ya que el agua se pierde en forma de vapor. Se aumenta la temperatura de los lodos por medio de energía transferida de una fuente externa de calor, que permite la evaporación del agua libre a la superficie del lodo, a una tasa que depende de la temperatura del aire ambiental, la humedad, la presión y flujo, además de la extensión expuesta de lodos. A medida que se sigue transfiriendo calor, la humedad interna se traslada a la superficie y se evapora a una tasa que depende de las características físicas de los lodos, su temperatura y su humedad. Esta técnica involucra convección, conducción, radiación o una combinación de estos procesos. Se utiliza convección en sistemas directos de secado, conducción en sistemas indirectos, y la radiación en sistemas de secado con luz infrarroja (Capítulo 5).

La cantidad de calor requerido depende de la capacidad calorífica de los LF, que consiste en la cantidad de energía necesaria para elevar la temperatura en un grado centígrado a una unidad de masa. Por ejemplo, la capacidad calorífica del agua a 25 °C es 4,18 kJ/kg/°C, en otras palabras se requiere 4 kiloJoule de energía para elevar la temperatura 1 °C a un kilogramo de agua. No existen datos sobre la capacidad calorífica de los LF, pero para lodos de EDAR se ha reportado la cifra de 1,95 kJ/kg/°C (Kim y Parker, 2008).

### 3.2.6 Tamizado grueso

Otro mecanismo físico importante para el MLF es el tamizado grueso. Es imperativo colocar tamices en el punto de entrada de los LF a las ETLF, para retirar los desechos sólidos y objetos grandes de los LF, previniendo así el taponamiento, el daño a las bombas y la presencia de basura en los productos finales. Las barras de los tamices pueden estar en posición vertical o inclinada hacia el ingreso para formar una barrera que retiene los sólidos gruesos (Figura 3.6). Se ajusta la distancia entre las barras de tal manera que el líquido y las partículas pequeñas puedan pasar y los objetos más grandes se queden atrapados.

La velocidad del flujo de LF influye sobre el rendimiento de un tamiz. Una velocidad baja permite mayor separación de sólidos, pero permite mayor deposición en el canal de entrada, lo que se debe evitar. Por lo tanto, la velocidad mínima debe ser suficiente para lograr un auto-lavado del canal (>0,3 m/s para aguas servidas). Por otro lado, el flujo no debe exceder 1 m/s para evitar que los desechos sólidos sean acarreados por la corriente (Mara, 1976). Un tamiz crea una pérdida de presión hidráulica que depende de la cantidad y tipo de desechos sólidos retenidos.

## 3.3 MECANISMOS BIOLÓGICOS

En el MLF, la biología es primordial para lograr los objetivos de tratamiento por medio de la transformación de la materia orgánica y los nutrientes. También es muy importante para entender los mecanismos para la reducción de los patógenos. Los patógenos de mayor preocupación fueron mencionados en Capítulo 2, y los mecanismos para su inactivación están tratados en la siguiente sección.

El tratamiento biológico aprovecha el metabolismo y tasa de crecimiento de microorganismos en procesos naturales, colocándolos en situaciones controladas para optimizar los resultados deseados. Los sistemas de tratamiento dependen generalmente de comunidades complejas de microorganismos. A medida que crecen



**Figura 3.6 Tamiz de barras en la Estación de Tratamiento de Lodos Fecales Niayes, en Dakar, Senegal (foto: Linda Strande).**

los microbios, alteran dinámicamente el sistema al modificar la materia orgánica y soltar o fijar nutrientes. También liberan gases y otras sustancias que afectan al ambiente.

La materia orgánica biodegradable en los LF varía mucho según la fuente, pero, en general, debe estabilizarse antes de su uso o disposición final. La estabilización consiste en la degradación del material que se descompone fácilmente, dejando al final materia orgánica menos degradable y más estable. Esto es importante para disminuir los olores, generar características más estables y predecibles, reducir la demanda de oxígeno y permitir un fácil almacenamiento o manipuleo (Vesilind, 2001). No existe una definición científica consensuada de lo que constituye materia orgánica ‘estabilizada’, pero en general se refiere a una resistencia a continuada biodegradación. Los lodos estabilizados consisten mayormente en partículas como celulosa, lignina, materia inorgánica y materia celular de los microorganismos que consumieron las sustancias orgánicas degradables, mientras los lodos no estabilizados contienen muchos compuestos que son degradados fácilmente, como hidratos de carbono, proteínas y azúcares. Se suele usar los sólidos volátiles como medida de la estabilización, ya que son considerados materia orgánica de fácil degradación. La Ecuación 3.10 puede utilizarse para evaluar el grado de degradación que ha ocurrido durante el tratamiento de los LF, ya que el valor inicia en 0 para LF ‘frescos’ o ‘crudos’ y llega a 1 cuando son ‘digeridos’ y estabilizados completamente (Kopp y Dichtl, 2001).

**Ecuación 3.10:** 
$$\rho_{VSS} = (1 - (VSS_1/VSS_0)) \cdot 100$$

Donde:

$\rho_{VSS}$  = Proporción de degradación

$VSS_1$  = Sólidos Suspendidos Volátiles (g/L) en el tiempo 1

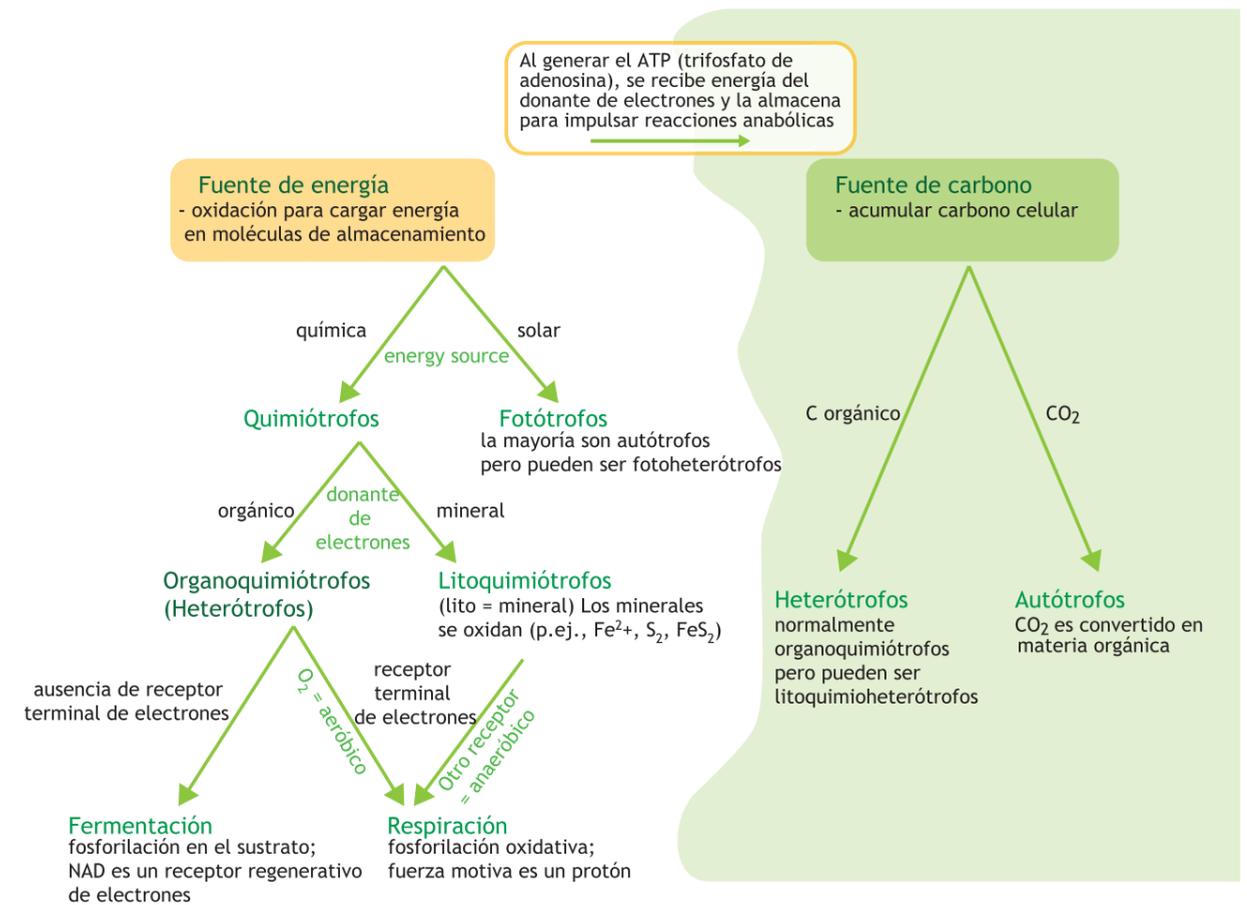
$VSS_0$  = Sólidos Suspendidos Volátiles (g/L) en el tiempo 0

### 3.3.1 Metabolismo

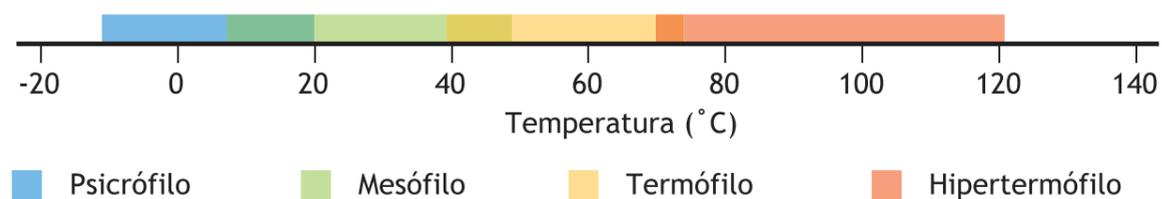
Para que se multipliquen, los microorganismos requieren energía y fuentes de carbono. Las bacterias pueden clasificarse según sus propiedades metabólicas, como fuente de energía, fuente de carbono y receptores de electrones (p.ej., aeróbicas o anaeróbicas). La energía puede venir del sol o de compuestos químicos (es decir, hay organismos fotótrofos y organismos quimiótrofos) y estos compuestos pueden ser orgánicos o inorgánicos (es decir, hay organismos organoquimiótrofos y organismos litoquimiótrofos). El carbono para sintetizar nuevas células puede ser obtenido de la materia orgánica o del dióxido de carbono. Otros nutrientes esenciales para el crecimiento de los microbios incluyen nitrógeno, fósforo, azufre, potasio, magnesio, hierro y calcio.

### 3.3.2 Temperatura

La tasa de crecimiento de los microorganismos está ligada fuertemente a la temperatura. Muchas veces, se duplica la actividad biológica por cada aumento de 10 °C en la temperatura, dentro del rango de temperaturas que sea aceptable para cada especie. Cada organismo tiene su temperatura mínima (en la cual no puede crecer), su rango óptimo de temperatura (en la cual sus reacciones enzimáticas sucedan a la mayor tasa posible) y su temperatura máxima (por encima del cual no puede crecer debido a la desnaturalización de sus proteínas). Existen cuatro tipos de organismos, definidos de acuerdo con sus rangos óptimos de temperatura, a saber (de lo más frío a lo más caliente): psicrófilos, mesófilos, termófilos e hipertermófilos (Figura 3.8)



**Figura 3.7 Nomenclatura de los microorganismos según sus requisitos de energía y carbono (figura: Linda Strande).**



**Figura 3.8** Clasificación de los organismos según las óptimas temperaturas para su desarrollo (con sus respectivas áreas de traslape).

### 3.3.3 Tipos de microorganismos

Todos los organismos vivos tienen una estructura celular, sea procariótica o eucariótica. Los procariotas incluyen las bacterias y las Arquea, son unicelulares y menos complejos estructuralmente que los eucariotas, ya que su ADN no está encerrado en un núcleo. Las bacterias miden de 0,5 a 1  $\mu\text{m}$  en tamaño y presentan la forma de bacilos (barras), espirilos (espirales) o cocos (esferas). Las Arquea difieren de las bacterias en su historia evolutiva, son quimiótrofos y muchos viven en ambientes extremos (p.ej., en altas temperaturas o salinidades).

Las células de los eucariotas contienen complejas estructuras encerradas en membranas, así como sus núcleos. En el MLF, los eucariotas de mayor importancia para el tratamiento son los protozoarios, hongos y algas, mientras que los helmintos y otros protozoarios forman parte del riesgo patogénico. Los protozoarios son organismos eucariotas unicelulares más grandes que las bacterias, generalmente móviles y frecuentemente depredadores de las bacterias. Desprovistos de clorofila o paredes celulares, los protozoarios juegan un importante papel en las lagunas de estabilización y maduración, en parte por lo que consumen patógenos microbianos. Los hongos constituyen un gran grupo de organismos que incluyen mohos, levaduras y champiñones. Son organoquimiótrofos y viven en una amplia variedad de ambientes, tanto anaeróbicos como aeróbicos. Los hongos son importantes en la estabilización de las moléculas orgánicas más recalcitrantes (p.ej., en el compostaje). Las algas son fotoautótrofos, reciben su energía del sol y su carbono del  $\text{CO}_2$ . Usan clorofila de manera similar a las plantas y producen oxígeno. Hacen una gran labor en las lagunas de estabilización y maduración.

Los virus son mucho más pequeños que las bacterias (20 a 300 nanómetros, es decir, 0,00002 a 0,0003 mm) y consisten de ARN o ADN dentro de una cápsula de proteína. Existen diferentes especies que infectan plantas, animales y bacterias. No pueden reproducirse sin sus víctimas y no son considerados generalmente seres vivos. En el MLF, son mayormente un riesgo patogénico para la salud.

### 3.3.4 Tratamiento aeróbico

Los ambientes aeróbicos cuentan con la presencia de oxígeno y los organismos aeróbicos dependen del oxígeno para su respiración. Los microorganismos pueden ser aeróbicos obligados o facultativos, lo que quiere decir que estos últimos también pueden sobrevivir en condiciones anaeróbicas. Los procesos aeróbicos más comunes en el tratamiento de aguas servidas incluyen lodos activados, reactores secuenciados discontinuos, filtros percoladores (trickling filters) y las lagunas facultativas o de maduración. Los procesos aeróbicos suceden en todo proceso sólido o líquido donde existe oxígeno, incluyendo los lechos de secado y el compostaje de LF.

Las fases de crecimiento aeróbico incluyen la oxidación y síntesis durante el crecimiento rápido y la respiración endógena en otros momentos. Durante la oxidación, se consume materia orgánica, se emite  $\text{CO}_2$  y nuevas células son formadas (Ecuación 3.11).

**Ecuación 3.11:** Materia orgánica +  $\text{O}_2$  + nutrientes  $\rightarrow$   $\text{CO}_2$  +  $\text{H}_2\text{O}$  +  $\text{C}_5\text{H}_7\text{NO}_2$  + otros productos

Donde  $\text{C}_5\text{H}_7\text{NO}_2$  representa las nuevas células.

La respiración endógena corresponde a los periodos en que la materia orgánica está agotada y los microorganismos consumen reservas intracelulares para mantener su metabolismo (Ecuación 3.12).

**Ecuación 3.12:**  $\text{C}_5\text{H}_7\text{NO}_2 + 5\text{O}_2 \rightarrow 5\text{CO}_2 + 2\text{H}_2\text{O} + \text{NH}_3 + \text{energía}$

(Es decir, células y oxígeno se convierten en dióxido de carbono, agua, amoníaco y energía.)

El contenido de oxígeno disuelto en los LF es muy limitado debido a la actividad microbiana que lo agota rápidamente y debido a la baja solubilidad del oxígeno en el agua. Para que los procesos permanezcan aeróbicos, dependen generalmente de la aeración o el mezclado físico, los cuales requieren de mucha energía y recursos.

### 3.3.5 Compostaje

El compostaje es un proceso controlado por medio del cual ocurre la descomposición biológica de la materia orgánica por acción de los mismos organismos que lo hacen naturalmente en el suelo. El producto final es un material oscuro, similar a humus, con muchos nutrientes y sirve para mejorar los suelos. Se define el humus como la porción estable de la materia orgánica del suelo, lo que queda después que la mayor parte de los residuos vegetales y animales se hayan descompuesto. Los mecanismos más importantes que regulan este proceso incluyen la oxidación de los compuestos orgánicos, la liberación e inmovilización de nutrientes y la síntesis microbiana de nuevos compuestos.

El compostaje termofílico es un proceso de tres fases. Durante la primera fase, las bacterias multiplican rápidamente al consumir los compuestos de fácil degradación (p.ej., azúcares, almidones, proteínas). La temperatura también aumenta debido a la alta tasa de crecimiento (y reacciones catabólicas exotérmicas) y el calor no avanza escapar tan rápidamente. En la segunda fase, se logran temperaturas termofílicas de 50 a 75 °C y las bacterias termofílicas se vuelven activas, descomponiendo aún más la materia orgánica. Durante esta fase, las altas temperaturas reducen los patógenos y matan a las semillas de plantas (p.ej., malezas). En la tercera fase, se cumple con la estabilización al agotar los sustratos fácilmente biodegradables, la actividad bacteriana disminuye y la temperatura se reduce. En esta última fase, las actinobacterias y los hongos continúan a degradar las moléculas más resistentes, como la celulosa y la lignina.

Se puede regular el proceso de compostaje por medio de la optimización de la proporción de carbono a nitrógeno (C:N), la humedad y el suministro de oxígeno. La óptima relación de C:N que ha sido observada empíricamente es entre 20 y 30, basado en las cantidades de carbono y nitrógeno que utilizan los microbios durante su crecimiento. Debe haber un equilibrio entre contar con suficiente carbono para síntesis de las células o la extracción de energía y contar con suficiente nitrógeno para la síntesis de aminoácidos, enzimas y ADN. Si la proporción C:N es menor a 20, habrá un exceso de nitrógeno, lo que se perderá luego de la mineralización debido a salida de nitratos en forma líquida o la evaporación de amoníaco. Si la proporción C:N es mayor a 30, el nitrógeno queda 'encerrado' en la materia orgánica y no está disponible a los microbios.

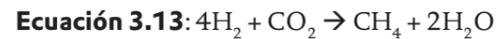
La humedad óptima es de un 40 a un 60 % en peso. El agua es vital para la actividad biológica y para el transporte de nutrientes a través de la pila de compostaje. Si la humedad es mayor a un 60 %, puede crear condiciones anaeróbicas que impedirían la actividad microbiana.

El espacio de poros libres en el compost debe ser mayor a un 20 % por volumen, con un contenido óptimo de oxígeno en el aire mayor a un 10 % para asegurar la descomposición aeróbica. Para lograr esto, es importante tener una mezcla de materiales de diferentes texturas para permitir el paso de oxígeno a través del montículo, asimismo es recomendable voltear el material periódicamente para introducir oxígeno y para redistribuir la materia orgánica que todavía no se descompone. Al virarlo e introducir aire, la temperatura se reduce, aunque pronto sube nuevamente con la aceleración de la actividad microbiana. Este proceso continúa hasta cumplir con la tercera fase del proceso de compostaje.

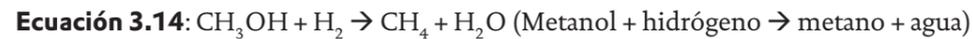
### 3.3.6 Tratamiento anaeróbico

Las condiciones anaeróbicas se caracterizan por la falta de oxígeno. La degradación anaeróbica sucede en cualquier parte del MLF donde el oxígeno está agotado, por ejemplo en lagunas anaeróbicas o facultativas de estabilización de desechos, en pozos sépticos y en tanques de sedimentación. La fermentación anaeróbica también puede aplicarse a propósito para el tratamiento de LF. Los digestores anaeróbicos estabilizan a los LF y tienen el beneficio adicional de producir biogás para la generación de energía. El biogás es una mezcla de metano (55 a 75 %) y dióxido de carbono (25 a 45 %; Arthur *et al.*, 2011). Debido a la naturaleza menos energéticamente favorable del metabolismo anaeróbico, la digestión anaeróbica produce mucho menos lodos (es decir, biomasa microbiana).

La digestión anaeróbica es un proceso complejo, caracterizado por hidrólisis, fermentación, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis. La hidrólisis es un proceso enzimático por medio del cual las partículas y los compuestos orgánicos más complejos son degradados y se vuelven más vulnerables a los procesos biológicos. Al mismo tiempo, los lípidos, proteínas y polisacáridos son convertidos en ácidos grasos, aminoácidos y monosacáridos. Durante la fermentación (o acidogénesis), los microbios acidogénicos digieren estos aún más hasta que sean sustratos propios para la metanogénesis (p.ej.,  $H_2$ ,  $CO_2$ , formiato, metanol, metilamina y acetato). En ese proceso, las moléculas orgánicas sirven tanto de donantes como receptores de electrones. Por lo tanto, las Arquea metanogénicas pueden caracterizarse como organoquimiótrofos (Figura 3.7). Durante la metanogénesis, un grupo de Arquea divide el acetato en metano y dióxido de carbono, mientras otro grupo lo hace a partir de hidrógeno y dióxido de carbono. El metanogénesis ocurre más fácilmente en temperaturas mesófilas y termófilas (Figura 3.8). Los procesos de metanogénesis son representados en las Ecuaciones 3.13, 3.14 y 3.15 (Madigan *et al.*, 2003).



(Es decir, las Arquea reciben hidrógeno y dióxido de carbono para producir metano y agua.)



Los microorganismos acidogénicos y metanogénicos tienen una relación sintrófica (es decir, “comen juntos”, con el uno consumiendo el producto del otro). Los metanógenos ocupan el hidrógeno producido por los acidógenos, manteniendo así una presión parcial óptima para los acidógenos. De esta manera, la lenta tasa de crecimiento de los metanógenos resulta ser el paso limitante en el proceso. Si se reduce demasiado esta tasa, los ácidos grasos volátiles producidos por los acidógenos se acumulan en el reactor, disminuyendo el pH, e interrumpiendo aún más la actividad metanogénica. Cuando esto sucede, se dice que el digestor ‘se ha vuelto agrio’. Debido a este equilibrio delicado en la relación entre microbios, es primordial asegurar una operación y un monitoreo sistemáticos, con el seguimiento del pH siendo el método más útil y conveniente. Los metanógenos son inhibidos fuertemente por la presencia de oxígeno, amoníaco libre, metales pesados o sulfuros.

### 3.3.7 Los ciclos de nitrógeno y fósforo

El ciclo biológico del nitrógeno tiene mucho que ver con el MLF, ya que los LF suelen contener grandes cantidades de nitrógeno en la forma de amoníaco. El nitrógeno también es un nutriente esencial a destinarse a los usos finales benéficos (p.ej., la agricultura) y, al mismo tiempo, es un gran contaminante que no debería ser descargado indiscriminadamente en el ambiente. Las formas inorgánicas de nitrógeno pueden ser aprovechadas por los microorganismos en su crecimiento. Una vez consumido, el nitrógeno queda inmovilizado y ya no está disponible a los otros microbios, por lo que está fijado en moléculas orgánicas, como componentes y estructuras de las células de los primeros (Figura 3.10). Luego, cuando los organismos mueren y su materia orgánica se descompone, el nitrógeno es mineralizado de nuevo y liberado en formas disponibles a los microbios. La mayoría del nitrógeno en los LF está en la forma de amoníaco que es liberado durante este proceso de hidrólisis.



Figura 3.9 Reactores de biogás en 2iE de Uagadugú, Burkina Faso (foto: Linda Strande).

### Nitrificación

El nitrógeno en la forma de amoníaco que se libera a través de la mineralización puede oxidarse a nitrato mediante la nitrificación biológica, la cual es un proceso aeróbico y autótrofo. Ciertas bacterias oxidan el amoníaco a nitrito y enseguida otras bacterias específicas oxidan el nitrito a nitrato (Ecuaciones 3.16 y 3.17). Este es un proceso biológico muy sensible y, por lo tanto, es importante tomar en cuenta la concentración total de nitrógeno, la demanda bioquímica de oxígeno (DBO), alcalinidad, pH, temperatura y el potencial por compuestos tóxicos en el diseño de sistemas que dependen de la nitrificación (Metcalf y Eddy, 2003). La temperatura óptima para la nitrificación es  $28^\circ C$  y el proceso se vuelve muy ineficiente debajo de los  $10^\circ C$ . El rango óptimo de pH es de 7,5 a 8,0, la tasa es moderada a 7,0 y el proceso se inhibe a menos de 6,8. Como la nitrificación es un proceso aeróbico, es necesario asegurar que la concentración de oxígeno disuelto sea mayor a 1 mg/L. Este proceso requiere 7,14 g de alcalinidad (como carbonato de calcio,  $CaCO_3$ ) por cada gramo de nitrógeno (en la forma de amoníaco) que se convierte a nitrato (Metcalf y Eddy, 2003). Otra precaución es que concentraciones mayores a 100 mg/L de amoníaco libre (a un pH de 7) pueden inhibir el proceso de nitrificación (Metcalf y Eddy, 2003).



(Amonio y oxígeno son convertidos por Nitrosomonas en nitrito, hidrógeno y agua.)

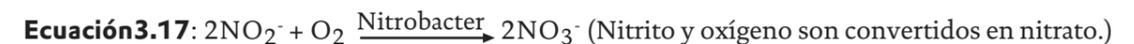


Figura 3.10 El proceso de mineralización e inmovilización del nitrógeno en el ambiente.

## Desnitrificación

La eliminación biológica de nitrógeno ocurre en ambientes anóxicos, con la reducción de nitrato al gas nitrógeno que sale al aire. Los ambientes anóxicos cuentan con muy poco oxígeno y el nitrato es empleado como receptor de electrones. Concentraciones de oxígeno disuelto mayores a 0,1 o 0,5 mg/L inhiben este proceso anaeróbico y el rango óptimo de pH es de 7,0 a 8,0. El proceso es llevado a cabo por bacterias heterótrofas y autótrofas, muchas de las cuales pueden vivir en presencia de oxígeno cuando hay (es decir, son facultativamente aeróbicas). Durante este proceso, se emite una serie de productos gaseosos de óxidos nitrosos. La desnitrificación procede a través de varias combinaciones de diferentes formas intermedias (Ecuación 3.18).

**Ecuación 3.18:**  $\text{NO}_3^- \rightarrow \text{NO}_2^- \rightarrow \text{NO} \rightarrow \text{N}_2\text{O} \rightarrow \text{N}_2$

Donde:

$\text{NO}_3^-$  = nitrato

$\text{NO}_2^-$  = nitrito

NO = óxido nítrico

$\text{N}_2\text{O}$  = óxido nitroso

$\text{N}_2$  = gas de nitrógeno.

Al diseñar un sistema que incluye tanto la nitrificación como la desnitrificación, es importante asegurar que haya suficiente DBO para que ocurra la desnitrificación. Se requiere unos 4 g de DBO por cada gramo de nitrato a reducirse, aunque el cálculo puede ser más exacto (Metcalf y Eddy, 2003). Además, 3,57 g de alcalinidad (en la forma de  $\text{CaCO}_3$ ) es recuperada durante la desnitrificación, lo que debería tomarse en cuenta al calcular la cantidad total de alcalinidad requerida para sistemas de nitrificación/desnitrificación. La desnitrificación puede ocurrir al mismo tiempo que la nitrificación en condiciones anaeróbicas, sin DBO, por acción de bacterias ANAMMOX (es decir, de la oxidación anaeróbica de amoníaco) que pueden oxidar  $\text{NH}_4^+$  a  $\text{N}_2$ , empleando a  $\text{NO}_2^-$  como un receptor de electrón y que también se reduce a  $\text{N}_2$ .

## El ciclo de fósforo

Así como el nitrógeno, el fósforo es un nutriente esencial que se puede recuperar para usos benéficos y es un gran contaminante cuando es vertido indiscriminadamente en el ambiente. El fósforo presente en LF está principalmente como fosfatos (moléculas que comprenden la forma ácida o básica del ácido ortofosfórico,  $\text{H}_3\text{PO}_4$ , o fosfato,  $\text{PO}_4^{3-}$ ) o como fósforo fijado orgánicamente (p.ej., en ácidos nucleicos, fosfolípidos y proteínas fosforilados).

El destino del fósforo en los procesos de tratamiento depende de factores como sorción, precipitación, complejación, sedimentación, mineralización, pH, asimilación por parte de las plantas y el potencial de reducción-oxidación. Durante la degradación de materia orgánica, los fosfatos fijados son mineralizados y liberados. El fosfato que no se pierde por medio de emisión de gases o infiltración, como en el caso del nitrógeno, es en la forma inorgánica soluble adsorbida en los lodos. Durante los procesos de tratamiento biológico, casi un 10 o un 30 % del fósforo es consumido por los microbios. Este porcentaje puede incrementarse mediante la desfosfatación biológica o de la precipitación química con  $\text{FeCl}_3$ ,  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$  o  $\text{FeSO}_4$ , los cuales son utilizados en el tratamiento de aguas servidas. Una de las mayores salidas del fósforo del tratamiento de LF es en la forma de la vegetación cosechada en los lechos de secado con plantas.

### 3.3.8 Reducción de patógenos

En esta sección, se presentan los mecanismos que producen la mortandad biológica de los patógenos por factores físicos, biológicos y químicos. (Los tipos de patógenos que pueden estar presentes en los LF son detallados en el Capítulo 2.) Es importante entender todos estos mecanismos interrelacionados, a fin de asegurar que se logre una reducción adecuada de los patógenos durante el tratamiento de los LF. Estos mecanismos influyen en todos los procesos biológicos y tienen que ser tomados en cuenta para que los procesos de tratamiento funcionen según el diseño.

## Temperatura

La mayoría de los patógenos son inactivados a temperaturas mayores a 60 °C, puesto que sus proteínas y ácidos nucleicos celulares se desnaturalizan. Esto se logra por medio de procesos como el co-compostaje termofílico (Figura 3.11) y el tratamiento con cal. A medida que sube la temperatura, la inactivación de los patógenos es más rápida.

## Tiempo

La duración del tratamiento (p.ej., en lechos de secado con plantas) o de almacenamiento de los lodos tratados puede contribuir a la reducción de los patógenos, dado que solo pueden sobrevivir condiciones adversas durante un cierto tiempo. En las heces, la mayoría de las bacterias patógenas solo resisten entre una semana y dos meses. Por ejemplo, las especies de Salmonella sobreviven en promedio un periodo de 30 días y los coliformes fecales 50 días (Feachem *et al.*, 1983). Los huevos de helmintos, sin embargo, son muy persistentes y pueden mantener su viabilidad durante meses o años. El tiempo necesario de almacenamiento para la reducción de los patógenos también depende de la temperatura ambiental. Por ejemplo, Niwagaba (2009) recomienda almacenar a los LF hasta durante un año en una temperatura ambiental de 35 °C, o dos años a 20 °C. El almacenamiento en temperaturas menores a 10 °C no produce una inactivación adecuada (Weemaes y Verstraete, 2001).

## Sorción

Los huevos de helmintos suelen sorberse o asentarse y así se separan junto con la fracción sólida en los tratamientos de LF. En los tanques de sedimentación y espesamiento, alrededor de un 50 % de los huevos de helmintos se asientan y se separan del agua (Heinss *et al.*, 1998). En la filtración que ocurre en los lechos de secado, la mayoría de los huevos de helmintos se quedan en la fracción sólida, como asimismo hacen el 90 % de las bacterias indicadoras (Pepper *et al.*, 2008). Sin embargo, las bacterias indicadoras no son necesariamente representativas de todos los diferentes patógenos (p.ej., virus, diferentes bacterias, quistes de amebas). Aunque la mayoría de los huevos de helmintos se separan con los sólidos, es necesario considerar el destino de todos los patógenos.



**Figura 3.11** Operación de co-compostaje de lodos fecales y desechos orgánicos municipales a escala piloto en la ciudad de Bangalore, India (foto: Chris Zurbrugg).

## Deshidratación

La evaporación que da lugar a la desecación reduce la actividad de los patógenos, dado que los microorganismos requieren agua para poder sobrevivir. La actividad acuosa se define como la proporción entre la presión de vapor de los LF dado y la presión de vapor del agua pura en las mismas condiciones de temperatura, etc. El agua pura presenta una actividad acuosa de 1 (por definición) y la mayoría de los patógenos no sobreviven actividades acuosas menores a 0,9, aunque algunos huevos y levaduras sobreviven condiciones mucho más secas (Carrington, 2001). Todas las tecnologías de separación del agua (p.ej., lechos de secado), por lo tanto, contribuyen a la mortandad de los patógenos, si el contenido de agua se reduce hasta el punto en que la desecación les afecte. El almacenamiento adicional también contribuye a la desinfección gracias a la prolongada reducción en la disponibilidad del agua.

## Luz ultravioleta

La radiación solar ultravioleta (en el rango entre 300 y 400 nm) inactiva eficazmente los patógenos al desnaturalizar su ADN mediante reacciones fotoquímicas (Borrely *et al.*, 1998). Se ha demostrado que la luz UV desactiva ciertamente a los *E. coli* en lagunas de estabilización (Maïga *et al.*, 2009). Sin embargo, es importante recordar que esto funciona únicamente si los rayos de luz penetran los LF durante el tratamiento, lo que ocurre probablemente solo en la superficie debido al alto contenido de materia orgánica y turbidez que impide la penetración de la radiación UV.

## pH

La mayoría de los microorganismos solo pueden sobrevivir y reproducirse en rangos respectivos de solo unos 2 a 3 unidades de pH en amplitud, según su especie, y muy pocos resisten un pH menor a 3 o mayor a 10. De esta manera, la agregación de químicos para el control de pH contribuye a la reducción de patógenos. Sin embargo, el pH puede alterar a los procesos de compostaje y digestión anaeróbica y, por lo tanto, es importante tomar en cuenta los pasos posteriores cuando se aplican cambios en el pH para reducir los patógenos.

## 3.4 MECANISMOS QUÍMICOS

Se pueden agregar ciertos químicos a los LF para mejorar el rendimiento de los mecanismos físicos (p.ej., añadir un polímero catiónico para incrementar la floculación y la eficiencia en la sedimentación) o para inactivar los patógenos y estabilizar los LF. El uso de estos puede aumentar considerablemente los costos de tratamiento y, por lo tanto, se debe evaluar cuidadosamente sus beneficios.

### 3.4.1 Estabilización alcalina

Los aditivos alcalinos, como la cal, pueden utilizarse para la estabilización de los LF, antes o después de la separación del agua (y, si es previo, se requieren otros aditivos adicionales). Se emplea la cal también para precipitar el fósforo de los flujos líquidos en EDAR y para 'pulir' los efluentes. Si se agrega tanta cal que el pH se eleva hasta 12, la actividad microbiana se paraliza, lo que reduce los olores provenientes de la putrefacción e inactiva a los patógenos. También hidroliza a los hidratos de carbono, proteínas y grasas, así como el amoníaco de los aminoácidos. Si se aplica la cal viva (CaO), esto también produce una reacción exotérmica que puede aumentar la temperatura hasta 60°C (Andreasen, 2001) y de esta manera se incrementa la reducción de patógenos (incluyendo la inactivación de los huevos de helmintos). Además, se ha documentado que incrementa la eficiencia de la sedimentación. Sin embargo, después de la reacción inicial, el pH se reduce de nuevo, lo que requiere agregar cal en exceso. Cabe mencionar que las bacterias patógenas pueden volver a multiplicarse con el tiempo. Otras preocupaciones con este proceso incluyen el olor a amoníaco y la formación de placas de cal.

### 3.4.2 Tratamiento por amoníaco

El amoníaco acuoso desactiva eficientemente a los microorganismos, aunque los mecanismos exactos aún son poco conocidos. Posiblemente, el amoníaco desnatura las proteínas, destruye el potencial de membrana o causa una rápida alcalinización del citoplasma que produce una pérdida crítica de potasio (Vinnerås, 2013). La inactivación de los virus se debe posiblemente a roturas en el ARN, pero los mecanismos de la mortandad de organismos mayores, como helmintos, son poco entendidos. La desinfección por amoníaco es muy eficaz en orina (Vinnerås *et al.*, 2008), lodos de EDAR (Pecson *et al.*, 2007) y compost (Adamtey *et al.*, 2009), pero las aplicaciones en LF están todavía en la fase de investigación.

Esta desactivación microbiana es causada por el amoníaco acuoso (NH<sub>3</sub>) y no el ion de amonio (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>). El valor de pK<sub>a</sub> para amoníaco es 9,25 (es decir, el pH en el cual 50 % es en la forma de NH<sub>3</sub> y 50 % es NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) y el porcentaje de NH<sub>3</sub>, basado en el pH, puede determinarse mediante la Ecuación 3.19.

$$\text{Ecuación 3.19: } \text{NH}_3, \% = \frac{100}{1 + [\text{H}^+]/\text{K}_a}$$

La concentración total de amoníaco acuoso también dependerá de la temperatura y la concentración total de nitrógeno amoniacal (es decir, NH<sub>3</sub> + NH<sub>4</sub><sup>+</sup>). Para que sea eficaz la desinfección por amoníaco, el pH debe ser mayor a 8,5 (Vinnerås, 2013). El amoníaco puede agregarse como una solución acuosa de NH<sub>3</sub>, o como urea (CO(NH<sub>2</sub>)<sub>2</sub>), que se transforma rápidamente a NH<sub>3</sub>, por medio de un proceso enzimático. Este tratamiento debe llevarse a cabo en un espacio confinado para evitar la pérdida de amoníaco gaseoso. Actualmente, es necesario determinar empíricamente el tiempo requerido para inactivar cada especie de microbio que sea preocupante. Tanto que el pH se mantenga estable, el amoníaco acuoso permanecerá presente y el recrecimiento de los patógenos no ocurrirá (Vinnerås, 2013). Si los LF tratados de esta manera son aplicados en el suelo, al reducir el pH se liberará el amonio, que es un excelente fertilizante.

### 3.4.3 Coagulación y floculación

Las partículas coloidales que no se asientan por gravedad suelen llevar una carga negativa, la que les ayuda a mantenerse en solución. Existen aditivos para promover la coagulación y la floculación, que desestabilizan a estas partículas, lo que les permite entrar en contacto entre sí, formar aglutinaciones más grandes y asentarse, logrando así una mejor sedimentación. Se seleccionan a estos aditivos según las características de las partículas y su carga eléctrica superficial.

Por otro lado, se pueden lograr la coagulación y la floculación al agregar polímeros que forman puentes entre las partículas o al añadir iones determinantes del potencial (fuertes ácidos o bases) que reducen la carga eléctrica superficial total. Los polímeros pueden ser químicos naturales o sintéticos. Funcionan al formar un puente entre los extremos aniónicos y no iónicos del polímero y las partículas o al formar un puente con polímeros de alto peso molecular que se encuentran adsorbidos a las partículas.

### 3.4.4 Acondicionamiento químico

El acondicionamiento químico se basa en las mismas propiedades físicas que la coagulación y la floculación y puede realizarse antes de la separación física del agua (como se describió en la Sección 3.4.3 para realzar el rendimiento). Algunos aditivos comunes incluyen cloruro de hierro, cal, alumbre y polímeros orgánicos. La cal y las sales de hierro pueden incrementar el porcentaje de sólidos en los lodos secos (aumentando su bulto), mientras los polímeros no aumentan el total de sólidos. Para seleccionar el químico apropiado, es necesario tomar en cuenta los siguientes aspectos: edad de los lodos, pH, fuente, concentración de sólidos y alcalinidad. En general, se determina la dosis necesaria al realizar pruebas simples de sedimentación en frascos. La información existente sobre esta tecnología se refiere al tratamiento de los lodos producidos en EDAR y, para transferirla a los LF, es necesario generar información adicional por parte de los fabricantes e investigadores de laboratorio y de proyectos piloto.

### 3.4.5 Desinfección del efluente

No se detalla la desinfección de efluentes en este libro, puesto que no es una cuestión específica de los LF y es explicada ampliamente en la bibliografía sobre tratamiento de agua potable o servida. Los efluentes de tanques de sedimentación o lechos de secado requieren generalmente más tratamiento antes de su desinfección. La desinfección química no debería ser considerada un paso de 'pulido' para lograr una última reducción de patógenos y no es una de las principales formas de tratamiento de los LF. Es necesario tomar en cuenta el uso final del agua en el análisis del tratamiento adecuado y apropiado que debe recibir (Capítulo 10). La desinfección se refiere a una reducción de patógenos y no una eliminación total, lo que se llamaría esterilización. Las formas químicas y físicas de desinfección incluyen la aplicación de cloro, ozono y luz ultravioleta, y el mismo fin puede lograrse de manera mecánica, con filtros o membranas.

La cloración es el método más ampliamente aplicado para la desinfección y el cloro puede agregarse en forma líquida o sólida. Los parámetros más importantes para el diseño incluyen el tiempo de contacto, concentración de cloro, cantidad de patógenos, temperatura y otros constituyentes del efluente (p.ej., carga orgánica restante). El cloro es tóxico para los microorganismos, puesto que tiene una alta capacidad de oxidación, lo que daña las membranas de las células. Este proceso de oxidación no se limita a los microbios, por lo tanto es importante analizar la carga total de sustancias orgánicas. La cloración no desinfecta eficazmente a los LF o a efluentes con un alto contenido de compuestos orgánicos, ya que el cloro se consume en la oxidación de estos otros constituyentes.

### 3.5 BIBLIOGRAFÍA

- Adamtey N., Cofie O., Ofosu-Budu G.K., Danso S.K.A., Forster, D. (2009). Production and storage of N-enriched co-compost. *Waste Management* 29, p.2429-2436.
- Arthur, R., Baidoo, M.F. (2011). Biogas generation from sewage in four public universities in Ghana: A solution to potential health risk. *Biomass and Bioenergy* 35(7), p.3086-3093.
- Allen, R.G. (2000). Using the FAO-56 dual crop coefficient method over an irrigated region as part of an evapotranspiration intercomparison study. *Journal of Hydrology* 229 (1), p.27-41.
- Allen, R.G., Pereira, L.S., Raes, D., Smith, M. (1998). Crop evapotranspiration - Guidelines for computing crop water requirements. FAO Irrigation and Drainage Papers. FAO Irrigation and Drainage Paper 56, FAO, Roma, Italia.
- Andreasen, P. (2001). Chemical stabilization. *Sludge into Biosolids: Processing, Disposal, Utilization*. Spinosa y P. A. Vesilind (eds.). IWA Publishing, Gran Bretaña.
- Borrelly, S.I., Cruz, A.C., Del Mastro, N.L., Sampa, M.H.O., Somessari, E.S. (1998). Radiation processing of sewage and sludge. A review. *Progress in Nuclear Energy* 33(1-2), p.3-21.
- Carrington, E.G. (2001). Evaluation of sludge treatments for pathogen reduction – final report. E. Communities. Luxemburgo.
- Feachem, R. G., Bradley, D. J. (1983). Sanitation and Disease – Health Aspects of Excreta and Wastewater Management. Washington, D.C, EE.UU, Banco Mundial.
- Heinss, U., Larmie, S.A. (1998). Solid separation and pond systems for the systems for the treatment of faecal sludges in the tropics. EAWAG. Dübendorf, Suiza.
- Huisman, L., Wood, W. E. (1974). Slow sand filtration (Vol. 16). Organización Mundial de la Salud, Ginebra, Suiza.
- Kim Y., Parker W. (2008). A technical and economic evaluation of the pyrolysis of sewage sludge for the production of bio-oil. *Bioresources Technology* 99(5), p.1409-1416.
- Kopp, J., Dichtl, N. (2001). Characterization. *Sludge into Biosolids – Processing, Disposal, Utilization*. L. Spinosa y P. A. Vesilind (eds.). IWA Publishing, Gran Bretaña.
- Madigan, M.T., Martinko, J.M., Parker, J., Fernández, C.R., Pérez, M. S. (2004). Brock's microbiology. Pearson Education, Inc., New Jersey, EE.UU.
- Mara, D. D. (1976). Sewage Treatment in Hot Climates. Wiley, London, Gran Bretaña.
- Metcalf y Eddy (2003). Wastewater Engineering: treatment, disposal, reuse. Tchobanoglous, G., Burton, F.L.

(eds.). McGraw-Hill Book Company, EE.UU.

- Musy, A., Higy, C. (2004). Hydrologie, une science de la nature. Presses Polytechniques et Universitaires Romandes, Lausanne, Suiza.
- Niwagaba, C.B. (2009). Treatment Technologies for Human faeces and Urine. PhD Thesis, Swedish University of Agricultural Science, Uppsala, Suecia.
- Panuvatvanich, A., Koottatep, T., Koné, D. (2009). Influence of sand layer depth and percolate impounding regime on nitrogen transformation in vertical-flow constructed wetlands treating faecal sludge. *Water Research* 43(10), p.2623-2630.
- Pecson, B.M., Barrios, J.A., Jimenez, B.E., Nelson, K.L. (2007). The effects of temperature, pH, and ammonia concentration on the inactivation of *Ascaris* eggs in sewage sludge. *Water Research* 41(13), p.2893-2902.
- Pepper, I., Gerba, C., Gentry, T., Maier, R. (2008). *Environmental Microbiology*, Elsevier.
- Spellman, F.R. (1997). Dewatering Biosolids. Technomic Publishing, Lancaster, EE.UU.
- Stefanakis, A.I., Tsihrintzis, V. A. (2011). Dewatering mechanisms in pilot-scale Sludge Drying Reed Beds: Effect of design and operational parameters. *Chemical Engineering Journal* 172(1), p.430-443.
- Uggetti, E., Argilaga, A., Ferrer, I., García, J. (2012). Dewatering model for optimal operation of sludge treatment wetlands. *Water Research* 46(2), p.335-344.
- Vesilind, P.A. (2001). Introduction to stabilization. *Sludge into Biosolids – Processing, Disposal and Utilization*. L. Spinosa and P. A. Vesilind (eds.). IWA Publishing, Gran Bretaña.
- Vinnerås, B., Nordin, A., Niwagaba, C., Nyberg, K. (2008). Inactivation of bacteria and viruses in human urine depending on temperature and dilution rate. *Water Research* 42(15), p.4067-4074.
- Vinnerås, B. (2013). Sanitation and hygiene in manure management. En: Sommer, S.G., Jensen, L.S., Christensen, M.L., Schmidt, T. (eds.). *Animal Waste – Recycling, Treatment and Management*. Wiley-Blackwell, Oxford, Gran Bretaña (en imprenta).
- Weemaes, M., Verstraete, W. (2001). Other treatment techniques. *Sludge into Biosolids – Processing, Disposal, Utilization*. L. Spinosa y P. A. Vesilind (eds.). IWA Publishing, Gran Bretaña.

#### Preguntas para el Estudio de este Capítulo

1. Nombre dos ejemplos, cada uno, de mecanismos físicos, químicos y biológicos. ¿Cuáles tratamientos aplican los mecanismos nombrados?
2. ¿El compostaje depende de mecanismos físicos, químicos o biológicos? Nombre tres condiciones necesarias para un compostaje eficiente.
3. ¿Cuáles mecanismos logran la reducción de patógenos? ¿En cuáles tecnologías de tratamiento se los aplican?